



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ

FACULTY OF CHEMISTRY

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

ROSTLINNÉ BIOINDIKÁTORY TĚŽKÝCH KOVŮ

PLANT BIOINDICATORS OF HEAVY METALS

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Eliška Pecinová

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

doc. Mgr. Renata Komendová, Ph.D.

BRNO 2021

Zadání bakalářské práce

Číslo práce: FCH-BAK1577/2020 Akademický rok: 2020/21
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí
Studentka: **Eliška Pecinová**
Studijní program: Chemie a chemické technologie
Studijní obor: Chemie a technologie ochrany životního prostředí
Vedoucí práce: **doc. Mgr. Renata Komendová, Ph.D.**

Název bakalářské práce:

Rostlinné bioindikátory těžkých kovů

Zadání bakalářské práce:

1. Vypracování literární rešerše na téma problematiky využití rostlinných bioindikátorů těžkých kovů při hodnocení kontaminace životního prostředí.
2. Výběr, vzorkování a analýza vybraných rostlinných indikátorů.
3. Zhodnocení získaných výsledků.

Termín odevzdání bakalářské práce: 30.7.2021:

Bakalářská práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu. Toto zadání je součástí bakalářské práce.

Eliška Pecinová
student(ka)

doc. Mgr. Renata Komendová, Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Jiří Kučerík, Ph.D.
vedoucí ústavu

V Brně dne 1.2.2021

prof. Ing. Martin Weiter, Ph.D.
děkan

Abstrakt

Městské oblasti jsou vystaveny vysokému riziku znečištění, a některé druhy rostlin mohou toto znečištění dobře indikovat. V této práci byly ke studiu vybrány rostliny, které jsou schopny kumulovat v sobě těžké kovy a splňují podmínky pro bioindikátory. Jako vhodné bioindikátory byly zvoleny mechy, lišejníky, bříza, lípa a tis. Vzorke rostlin byly odebírány na území města Brna v dopravně zatížených i nezatížených oblastech a analyzovány pomocí atomové absorpční spektrometrie na obsah Cd, Cu, Hg, Pb a Zn. Ve zvýšené koncentraci, hraničící s limitní hodnotou potenciální fytotoxicity, byly stanoveny Cu (max 47,7 mg·kg⁻¹) a Zn (max 200 mg·kg⁻¹). Jako nejlepší rostliny pro bioindikaci znečištění v podmínkách města Brna byly pro většinu prvků (Cu, Hg, Pb) vyhodnoceny mechy a lišejníky, výjimkou byl zinek, jehož nejlepším bioindikátorem byla bříza. Lípa se prokázala jako nevhodná pro biomonitoring. Výsledky obsahu rizikových prvků ukázaly vysokou variabilitu mezi studovanými lokalitami, bez významného vlivu dopravní zátěže, a naznačují tedy vliv dalších faktorů, které převážily faktor znečištění z dopravy.

Klíčová slova

Rostlinné bioindikátory, fytoremediace, kontaminace, měď, zinek, rtuť, olovo, kadmium, AMA, AAS.

Abstract

The urban areas are exposed to high risk of contamination, and some of the plant species can indicate this contamination. For this study, plants which can accumulate heavy metals and meet the requirements for bioindicators were chosen. Lichens, moss, birch, linden, and yew were chosen as bioindicators. Plant samples were collected from the specified localities in Brno, both with and without heavy traffic, then analysed by atomic absorption spectrometry for the contents of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn. Copper (max 47,7 mg·kg⁻¹) and zinc (max 200 mg·kg⁻¹) were detected in concentrations higher than the lower border of potential phytotoxic concentrations. Lichens and mosses were proved as the best bioindicators for most of the contaminants (Cu, Hg, Pb), except for zinc, which was indicated by birch. Linden wasn't suitable for biomonitoring. The result concentrations in bioindicators were very variable among localities, without visible effect of traffic load, which implies other factors, which outweighed factors of contamination from the nearby traffic.

Keywords

Plant bioindicators, phytoremediation, contamination, copper, zinc, mercury, lead, cadmium, AMA, AAS.

PECINOVÁ, Eliška. *Rostlinné bioindikátory těžkých kovů*. Brno, 2021. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/130416>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí práce Renata Komendová.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT.

.....
Eliška Pecinová

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala mé vedoucí bakalářské práce, doc. Mgr. Renatě Komendové, Ph.D. za veškerou pomoc, vedení a velikou ochotu a trpělivost při vypracování bakalářské práce. Rovněž bych chtěla poděkovat Ing. Václavu Pecinovi a Ing. Davidu Juříčkovi, Ph.D. za velikou pomoc při výsledném zpracování a úpravě práce, odborné konzultace a vstřícnost. Velké díky patří také mé rodině, která mi celé studium umožnila a podporovala mě.

OBSAH

1	Úvod.....	7
2	Teoretická část	8
2.1	Bioindikátory	8
2.1.1	Biomonitoring a bioindikace	8
2.1.2	Vlastnosti bioindikátorů	9
2.1.3	Druhy bioindikátorů	9
2.1.3.1	Testovací organismy	9
2.1.3.2	Indikátory pro impaktní monitorování (organismy sentinely)	10
2.1.3.3	Bioindikátory ekologické homeostáze.....	10
2.1.4	Rostlinné bioindikátory	10
2.1.4.1	Kontaminace ovzduší	11
2.1.4.2	Kontaminace vody	12
2.1.4.3	Kontaminace půdy	13
2.2	Fytoremediace	13
2.2.1	Fytotěžba	14
2.3	Rizikové prvky	15
2.3.1	Měď (Cu).....	15
2.3.2	Zinek (Zn)	17
2.3.3	Kadmium (Cd).....	18
2.3.4	Rtuť (Hg).....	20
2.3.5	Olovo (Pb).....	21
2.4	Metody stanovení	22
2.4.1	Atomová absorpční spektrometrie	22
2.4.2	Atomová emisní spektrometrie	25
2.4.3	ICP-MS.....	25
2.4.4	Voltametrie.....	26
3	Cíl práce	28
4	Experimentální část.....	29
4.1	Použité přístroje, chemikálie a pomůcky.....	29
4.1.1	Použité chemikálie	29

4.1.2	Použité pomůcky	29
4.1.3	Použitá zařízení	29
4.2	Odběr a přípravu vzorků.....	30
4.3	Stanovení obsahů jednotlivých prvků.....	33
4.3.1	Stanovení obsahu Hg.....	33
4.3.2	Stanovení Cd, Cu, Pb a Zn	33
4.4	Zpracování statistiky pro ověření dat	34
5	Výsledky a diskuze	36
5.1	Celkové hodnocení znečištění rostlin městské infrastruktury v Brně	36
5.2	Hodnocení potenciálu vybraných zástupců rostlin pro biomonitoring.....	37
5.3	Výsledné vyhodnocení znečištění vybraných zelených infrastruktur města Brna	39
6	Závěr	43
7	Literatura.....	44
8	Seznam obrázků	50
9	Seznam tabulek	51
10	Seznam příloh	52
	Přílohy	53

1 ÚVOD

S rozvojem společnosti, postupnou antropogenizací a technologickým vývojem, značně narůstá celková kontaminace životního prostředí. Nebezpečné chemické látky jsou uvolňovány jako zplodiny automobilové dopravy, z průmyslu, nebo jsou součástí zemědělských hnojiv. Jedním z nejčastějších, a rovněž nejvíce nebezpečných polutantů jsou těžké kovy. Do této skupiny se řadí například olovo, rtuť, kadmium, měď a zinek. Všechny z těchto prvků jsou vysokých koncentracích toxické, mají nebezpečné dopady na veškeré organismy, ať už rostliny, zvířata nebo i na člověka.

Znečištění těžkými kovy je dlouhodobým globálním problémem. Tyto prvky představují vážnou zdravotní hrozbu pro člověka a zhoršují celkový stav životního prostředí. Důvodem, proč se tento problém stále zhoršuje, je urbanizace a industrializace, a to zvláště v zemích s vysokou populací a v rozvojových zemích.

Bioindikátory jsou organismy, které nám jsou schopny poskytnout informace, vypovídající o kvalitě životního prostředí, ve kterém se nacházejí. Vhodnými ukazateli pro zjištění koncentrace polutantu v prostředí jsou tzv. kumulativní bioindikátory. Ty v sobě daný polutant kumulují, a následně jsou tedy vhodným ukazatelem míry znečištění. K tomuto účelu se nejlépe využívají rostlinné bioindikátory.

Určité typy kumulativních bioindikátorů mohou být využity při fytotěžbě. Jedná se o specifické rostliny s vysokým podílem biomasy, které se následně dají využít buď k purifikaci půdy, nebo k sekundární, méně invazivní a intenzivní těžbě.

2 TEORETICKÁ ČÁST

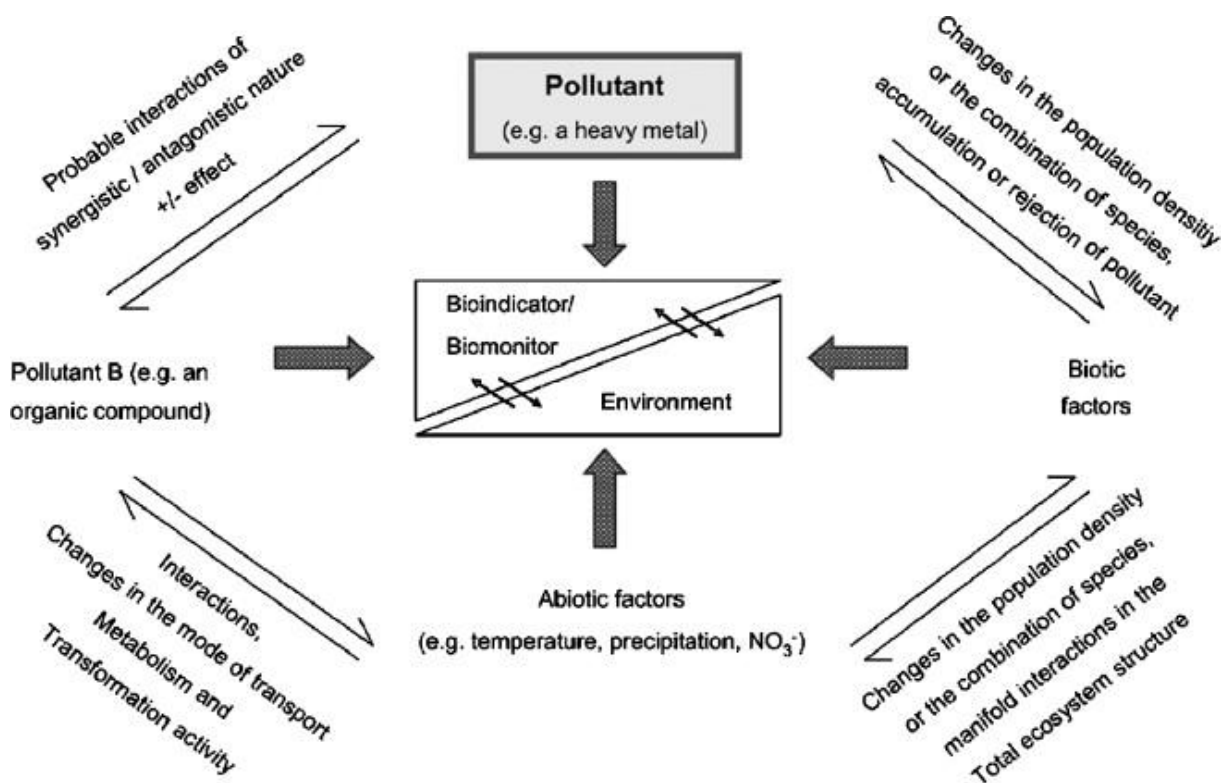
2.1 Bioindikátory

Jedním ze základních projevů živé hmoty je její schopnost reagovat na podněty z okolí. Právě této vlastnosti u bioindikátorů využíváme. V kontextu oborů monitorujících životní prostředí je bioindikátor chápán jako organismus, který obsahuje informace vypovídající o kvalitě životního prostředí (nebo určité části životního prostředí) [1].

2.1.1 Biomonitoring a bioindikace

Bioindikaci využíváme k získání rychlé informace s minimální časovou prodlevou. Biomonitoring je dlouhodobý, opakující se v pravidelných intervalech. Bioindikace a biomonitoring jsou nenáročné metody sledování dopadu vnějších vlivů na ekosystém a jeho vývoj. Můžeme porovnávat data z jedné lokace v určitém časovém intervalu, nebo dvou rozdílných lokací (např. znečištěné a neznečištěné) [1].

Na bioindikátor i na prostředí, o kterém má vypovídat, v současnou chvíli působí velké množství okolních vlivů, ať už biotických či abiotických. Zjednodušené schéma těchto vlivů je zobrazeno na Obr. 1.



Obr. 1: Zjednodušené schéma, zobrazující všechny vlivy působící na bioindikátor a jeho prostředí [1].

2.1.2 Vlastnosti bioindikátorů

Aby se organismus dal kategorizovat jako bioindikátor, musí mít určité vlastnosti [2]:

1. Schopnost akumulovat daný polutant v množství, ve kterém se vyskytuje v jeho prostředí, aniž by uhynul.
2. Rozšíření do velké geografické oblasti.
3. Hojně se vyskytující, a obývající jen malou oblast, jejíž hodnoty reprezentuje.
4. Dostupný v průběhu celého roku pro odběr a má dostatečné množství tkáně pro analýzy.
5. Jednoduchý pro odběr a odolný vůči laboratorním podmínkám, využitelný pro analýzy ohledně množství absorbovaného polutantu.
6. Vysoký koncentrační faktor pro daný kontaminant, aby umožňoval přímou analýzu.
7. Nutná jednoduchá korelace mezi množstvím polutantu v organismu a množstvím polutantu v okolním prostředí.
8. Musí mít stejnou korelaci obsahu polutantu s okolním prostředím v každé studované oblasti za jakýchkoliv podmínek.

2.1.3 Druhy bioindikátorů

Biologický monitoring může být prováděn různými způsoby, podle toho, jakého chceme dosáhnout cíle. Podle toho rozlišujeme tři základní druhy bioindikátorů [3]:

- testovací organismy,
- indikátory pro impaktní monitorování (organismy sentinely),
- bioindikátory ekologické homeostáze.

2.1.3.1 Testovací organismy

Prvním druhem využívaných bioindikátorů jsou testovací organismy. Pro ty je charakteristické následující [3]:

- Probíhá v laboratorních podmínkách, provádějí se na nich testy pro zjištění bezprostředního vlivu různých podmínek prostředí.
- Poměrně jednoduše proveditelné a výsledky můžeme získat za relativně krátkou dobu, navíc můžeme efektivně kontrolovat prostředí.
- Je často snazší než monitorování v přírodních podmínkách.
- Výsledky ale jen málokdy platí i v přírodních podmínkách, které jsou zatíženy vlivem mnoha dalších faktorů a dochází v nich ke zcela odlišným reakcím organismů.
- Patří sem například testy toxicity, zejména ve vodním prostředí [3]. Testy toxicity máme dvojího typu:
 - o Testy toxicity cílené na to, abychom odhadli možné toxické účinky na člověka.
 - o Testy látek a jejich směsí, od kterých očekáváme možné nepříznivé účinky na životní prostředí [4].
- Nejčastěji používanými organismy jsou například chvostoskoci *Folsomia candida*, žížala hnojní (*Eisenia foetida*), nebo jednoděložné nebo dvouděložné rostliny [4].

2.1.3.2 Indikátory pro impaktní monitorování (organismy sentinely)

Druhým typem využívaných bioindikátorů jsou indikátory pro impaktní monitorování, často označované jako organismy sentinely. Tento typ se vyznačuje následujícím [3]:

- Sledují změny v prostředí na modelových druzích, porovnávají odchylky organismů v daném prostředí od normálu.
- Řadí se zde také kumulativní bioindikátory, tj. bioindikátory, které mají schopnost kumulovat určité látky ve svém těle. Podle těchto organismů jsme poté schopni určit rozsah znečištění.
- Tyto bioindikátory můžeme rozdělit na:
 - o Aktivní – aktivně vystavujeme sentinely antropogenně zatíženému prostředí.
 - o Pasivní – pasivně registrujeme změny sentinelů v přírodě.
- Významným zástupcem této skupiny jsou například půdní bezobratlí, typickým zástupcem z řady živočichů je například hraboš polní (*Microtus arvalis*) (Obr. 2).



Obr. 2: Hraboš polní, typický zástupce využívaný pro impaktní monitorování [3].

2.1.3.3 Bioindikátory ekologické homeostáze

Třetím a posledním typem jsou bioindikátory ekologické homeostáze. Tato skupina má následující charakteristické vlastnosti [3]:

- Tyto organismy mohou sloužit jako indikátory kvality krajiny a jejích součástí, dají se využít i k prognóze dalšího vývoje.
- Tato skupina se využívá k praktickému biomonitoringu v chráněných částech přírody.
- Jedná se o metodu převážně biologickou.

2.1.4 Rostlinné bioindikátory

Rostliny jsou jako bioindikátory ideální. Živiny získávají ze všech složek životního prostředí, a tím pádem mohou o všech poskytnout informace. Pro získávání chemikálií z půdy jsou nejdůležitější kořeny rostliny. Přes kořenový systém může rostlina získávat chemikálie z vody a vzduchu. Z kořenového systému se poté tyto látky šíří do dalších částí rostliny xylémem pomocí hmotnostního toku, který vychází z tlakového gradientu. Během tohoto transportu procházejí celou rostlinou, jednotlivými buněčnými stěnami a rozšíří se tak všude. Zatímco

kořeny vstřebávají látky spíše v kapalném skupenství, v listech může probíhat příjem látek v plynném skupenství. Látky se mohou do listu dostat buď průchodem přes kutikulu, nebo přímým vstupem přes stomata, která regulují výměnu kyslíku a oxidu uhličitého. Unikátní jsou v tomto lišejníky, které nemají kořenový systém ani kutikulu, a získávají tak veškeré živiny díky přímému vystavení atmosférickým vlivům [5–6].

Schopnost absorpce je rozdílná u všech druhů rostlin. Faktory, které nejspíše ovlivňují tuto schopnost u rostlin jsou růst kořenů a jejich hloubka, rychlost transpirace, období růstu, umístění plodů a hlíz a také velikost a tvar olistění [5].

Rostlinné bioindikátory rozdělujeme do čtyř skupin:

- Pasivní
- aktivní (expoziční),
- akumulární,
- reakční.

U pasivní bioindikace můžeme buď využít toho, že se některé látky kumulují v určitých rostlinách, nebo dojde k poškození určitých částí rostliny, což je reakční bioindikace. Pro tento druh pozorování využíváme rostliny, které se vyskytují v oblasti zájmu. Oproti tomu u bioindikace aktivní úmyslně do pozorované lokace umístíme rostliny, vystavíme je vlivům prostředí, a sledujeme, zda dochází k akumulaci látek, nebo k poškození rostliny, tedy reakční bioindikaci. Rostliny se do lokace obvykle umisťují ve standardizovaných kulturách [7].

2.1.4.1 Kontaminace ovzduší

Pro sledování kontaminace ovzduší se nejčastěji využívají lišejníky (Obr. 3), tedy symbióza houby a řasy. Tato jedinečná kombinace dává lišejníku spoustu specifických vlastností, kterých můžeme využít pro bioindikaci. Lišejníky rostou pomalu, a jejich vývoj je úzce spojený se stavem okolního prostředí. Kupříkladu průmyslové a dopravní zatížení se u lišejníku odráží v nárůstu koncentrace jeho chlorofylu, která je úměrná nárůstu emisí [2].



Obr. 3: Zástupce lišejníků, Terčovník Zední (Xanthoria parietina)

Velké množství rostlin se jako vhodné bioindikátory prokázalo rovněž při zjišťování kontaminace ozónem. Viditelné poškození se projevilo zejména na dřevinách, jako jeřáb ptačí

(*Sorbus aucuparia* L.) nebo olše šedá (*Alnus incana* L.) (Obr. 4). V tomto případě byla pozorována bioindikace reakční, která se projevila na listech dřevin [8].



Obr. 4: Jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.) vlevo a Olše šedá (*Alnus incana* L.) vpravo [9].

2.1.4.2 Kontaminace vody

Při zjišťování kontaminace mořských ekosystémů se nejlépe osvědčila mořská tráva, konkrétně *Enhalus acoroides* (L.f.) Royle (Obr. 5). Tato rostlina se prokázala jako hyperakumulátor, tedy že v sobě dokáže nakumulovat vysoké koncentrace určitých prvků, konkrétně kadmia, mědi, niklu a zinku [10].



Obr. 5: *Enhalus acoroides* (L.f.) Royle [11].

Akutním problémem dnešní doby je také silná eutrofizace vod. Jedná se o přirozený proces, který ale v důsledku lidské činnosti přesáhl své přirozené meze, a stal se tak závažným

problémem. Eutrofizace se projevuje masovým rozvojem vodního květu sinic, nebo vegetačního zbarvení, které je tvořené zelenými řasami a rozsivkami, nebo popřípadě některými druhy vyšších rostlin. V důsledku toho dochází ke snížení samočistící schopnosti řek a jezer, může dojít ke změně kvality vody, či k ovlivnění ekologické rovnováhy [12]. Sinice jsou bioindikátory, které jsou spojené s eutrofizací vod. Pokud známe nároky organismu na životní prostředí, můžeme podle jeho přítomnosti, nebo také nepřítomnosti, posoudit kvalitu vody. Nepřítomnost sinic nám tedy může bioindikovat vyšší kvalitu vody [13].

2.1.4.3 Kontaminace půdy

Složení půdy je faktor, který má na rostlinu asi největší vliv. Rostliny mají v půdě svůj kořenový systém, skrze který se vyživují, a čerpají tak látky z půdy do sebe. Pro lidské zdraví je asi nejzávažnějším problémem kontaminace půdy, na které se pěstují zemědělské plodiny, jelikož zplodiny a nebezpečné látky z půdy se skrze tyto plodiny dostanou do lidského organismu. Jednotlivé druhy rostlin přijímají do svého organismu různé koncentrace různých druhů polutantů. Tab. 1 zobrazuje vybranou část výsledků měření, které bylo prováděno mezi lety 1999–2002. Jednalo se o monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích. S ohledem na prvky, na které se zaměřuje tato práce, byly vybrány prvky z řady těžkých kovů [14].

Tab. 1: Příjem rizikových prvků z půdy některými zemědělskými plodinami [14] in [15].

	As	Cd	Pb
Hlávkový salát	-	Vysoký	Vysoký
Špenát	Nízký	Vysoký	Vysoký
Hrách	Nízký	Střední	Nízký
Ředkev	Střední	Nízký	Vysoký
Hlávkové zelí	Vysoký	Střední	Nízký
Kukuřice	Střední	Střední	Nízký
Oves	Vysoký	Nízký	Nízký
Pšenice	Vysoký	Nízký	Nízký

2.2 Fytoremediace

Znečištění životního prostředí těžkými kovy je stále větším, narůstajícím celosvětovým problémem. Lidská činnost jako těžba, průmyslová činnost, zpracovávání rud či neopatrné zacházení s nebezpečným odpadem přispívají těžkými kovy do půd. Persistentní těžké kovy v půdě mohou být vstřebány rostlinami, a skrze ně se dostávají do potravního řetězce. Existuje několik fyzikálních, chemických a biologických remediačních metod, kterými se může půda vyčistit od rizikových prvků [16].

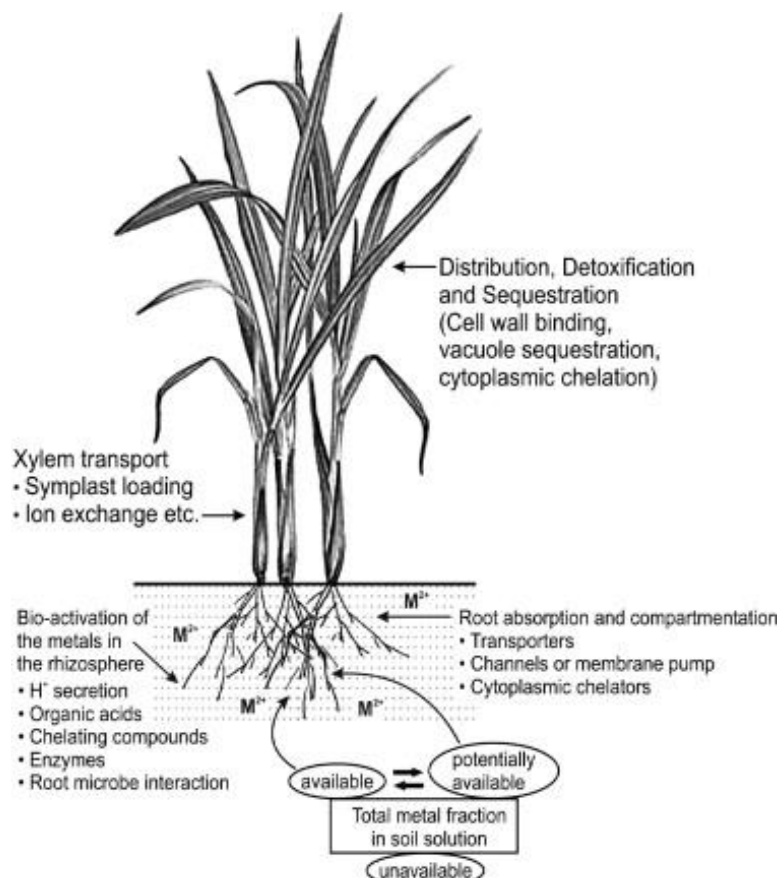
Fytoremediace je ekologicky a ekonomicky nejvhodnější metodou. I když je tato metoda méně účinná než metoda fyzikální, pracuje se na jejím zdokonalení a je možné, že metodu fyzikální překoná. Jedná se o „zelenou technologii“, tedy šetrnou k přírodě, která má potenciál

k odstranění látek kontaminujících půdy, s minimálním sekundárním odpadem. Je to metoda jednoduchá, esteticky příjemná a velice jednoduchá, navíc nevyžaduje žádné nákladné vybavení, ani odborný personál. Problémem této metody je ale například dlouhý čas růstu rostlin, citlivost na těžké kovy nebo malá biomasa. Různě vysoké koncentrace kovů mohou také vést k fytotoxicitě, která celý proces negativně ovlivňuje [16].

2.2.1 Fytotěžba

Tradiční těžba kovů probíhá obvykle z rud, které v sobě obsahují vysokou koncentraci požadovaného kovu. Problémem těchto rud je to, že jejich zpracování je finančně náročné, rud je malé množství a kvůli expanzi ekonomiky jsou již jejich zdroje místy téměř vyčerpané [17].

Termín fytotěžba označuje poměrně novou, pokročilou technologii, kterou je možné získat „bio-rudu“. Ta se dá dále buď zpracovávat, pokud se jedná o kov dostatečné ekonomické hodnoty, nebo se jí dá touto cestou bezpečně odstranit z kontaminovaného prostředí. Využívají se k ní rostliny s vysokou biomasou, které mají schopnost v sobě daný kov kumulovat, a dají se pak využívat k efektivnímu biosklízení. Velké množství lokalit po celém světě je bohatých na kovy, které by potenciálně mohly být tímto způsobem vytěženy. Pro fytotěžbu jsou nejvhodnější rostliny, které jsou schopny daný prvek hyperakumulovat (Obr. 6), tedy kumulovat ve svém organismu velké množství daného kovu [17].



Obr. 6: Schéma znázorňující hlavní procesy probíhající při hyperakumulaci kovů rostlinou [17].

Například rostlina *Odontarrhena chalcidica* je schopna do sebe extrahovat nikl z průmyslového odpadu. Koncentrace niklu v tomto odpadu byla stejně vysoká, jako v ultramaficích půdách. Využití této rostliny by pak představovalo alternativní způsob recyklace niklu, který by nadále nezatěžoval půdu [18].

2.3 Rizikové prvky

Vybrané prvky pro tuto práci jsou kadmium, rtuť a olovo. Tyto prvky jsou často označovány jednotným termínem těžké kovy. Většina těžkých kovů a jejich sloučenin jsou nebezpečné pro člověka. Nejběžnějšími kovy, se kterými se každodenně můžeme setkat a mají nejvyšší toxické účinky jsou kadmium, rtuť a olovo. Těžké kovy se do prostředí dostávají i přírodními procesy, například vulkanickou aktivitou. Hlavním zdrojem znečištění ovzduší je ale lidská činnost, konkrétně průmyslové emise a dopravní zatížení [19].

Pojmem těžké kovy označujeme prvky, jejichž hustota je vyšší než $3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, mají biologický účinek při nízkých koncentracích a pokud se vyskytují v buňkách ve vyšších koncentracích, než je fyziologická tolerance buněk, mají toxické účinky. Patří sem například železo, kadmium, kobalt, nikl, chrom, měď, mangan, rtuť nebo olovo.

Některé prvky jsou pro život organismu v malé koncentraci esenciální, jako například železo, které je součástí hemoglobinu, nebo mangan, který je nezbytný například pro správnou funkci nervů, nebo produkci energie. Jiné prvky jsou ve všech koncentracích toxické, například olovo, rtuť, arsen či antimon [20]. V praxi se termín „těžký kov“ využívá pro téměř každý kov, který představuje potenciální hrozbu pro člověka, nebo životní prostředí, a je tedy nežádoucí s ním přijít do kontaktu [21].

2.3.1 Měď (Cu)

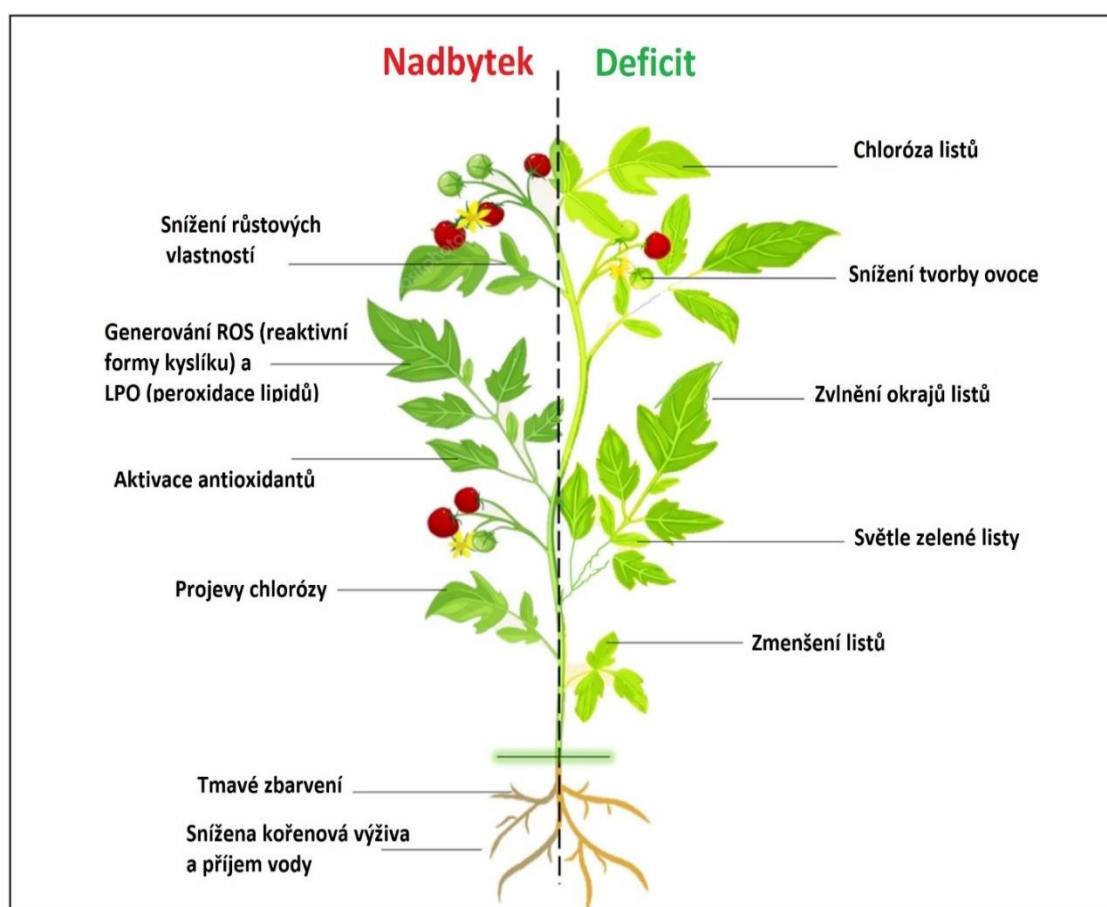
Měď se řadí mezi biogenní prvky. Její deficit má na organismus negativní dopady, může se projevat například anémií. Při chronickém nedostatku se dostávají poruchy plodnosti, či neurologické poruchy [22]. Základní vlastnosti mědi jsou uvedené v Tab. 2.

Tab. 2: Přehled některých vlastností mědi a shrnutí základních informací [22–26].

Molární hmotnost ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	63,546
Teplota tání ($^{\circ}\text{C}$)	1084,62
Teplota varu ($^{\circ}\text{C}$)	2560
Toxicita	Podráždění kůže, horečky, nefrotoxické, negativní dopad na ledviny. Vyvolává Wilsonovu chorobu, nebo Mankesovu chorobu.
Běžné sloučeniny	CuSO_4 ; $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ neboli modrá skalice, často se využívá jako fungicidní prostředek.
Zdroje znečištění	Chemický průmysl, elektrotechnický materiál, součást slitin (mosaz, bronz), komunální odpad, agrochemikálie (fungicidy, herbicidy, efektivní kontrolované uvolňování hnojiv), měděné plechy a dráty.

Patří ale také mezi akumulární xenobiotika. Ve větších koncentracích, v roztoku a v parách vznikajících při svařování, vykazuje měď toxické účinky. Negativními dopady na lidské tělo jsou pak horečky, nauzea, podrážděná kůže, hemorragická gastroenteritida, nebo poškození ledvin a jater. Chronická akumulace v lidském organismu se označuje jako Wilsonova choroba. U dětí mladších, než tři roky je negativním působením mědi vyvolána Mankesova choroba. Toto onemocnění poškozuje nervový systém a může vést k duševní, nebo fyzické retardaci. V extrémních případech končí smrtí [22–23].

Mimo jiné se měď účastní mnoha biofyziologických procesů ve vnitřní struktuře rostlin, jako například mobilizace železa, metabolismus buněčných stěn, mitochondriální respirace, nebo fotosyntetický elektronový transport. V těchto ohledech může měď znatelně zlepšit růst a vývoj rostlin. Mnoho studií prokázalo esenciální roli mědi v biochemii rostlin. Při aplikaci nízkých koncentrací mědi na rostlinu *Spinacia oleracea* se zlepšila biomasa rostliny. Nebyl ale sledován žádný vliv na obsah malondialdehydu, ani aktivitu antioxidantů. Rychlost transpirace, ani rychlost fotosyntézy také nebyla ovlivněna, což vede k závěru, že nízké koncentrace mědi mohou být přínosné, nebo mají jen minimální negativní dopad na růst rostlin. Oproti tomu, aplikované vysoké koncentrace mědi ($800-1000 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) měly vysoce toxický účinek na semenáčky rostliny *Spinacia oleracea* [24]. Přehled negativních dopadů deficitu a vysokých koncentrací mědi je patrný na Obr. 7.



Obrázek 7: Hormonální efekt mědi na rostliny. Nadbytek i deficit mědi vyvolávají negativní účinky na růst a vývoj rostlin. Optimální úroveň mědi je velmi důležitá pro správný růst rostlin dle [24].

Antropogenní činností se může měď dostat do prostředí například z dopravy. Velkým zdrojem různých kovů ve městech je dopravní zatížení, konkrétně pak brzdová obložení a pneumatiky. Hlavními kovy, které se při těchto procesech uvolňují, jsou měď a zinek. Ve Švédsku bylo v roce 2005 provedeno měření emisí uvolněných z těchto procesů. Za rok se tímto způsobem uvolnilo 99 kg Cu, 8,8 kg Cd, 70 kg Pb a 78 000 kg Zn. Oproti výsledkům, kterých bylo dosaženo při studii v roce 1998, se koncentrace Cd a Pb zmenšily desetkrát, koncentrace zinku a mědi ovšem zůstaly téměř stejné [27].

2.3.2 Zinek (Zn)

Zinek je pro lidský organismus mikrobiogenním prvkem, slouží jako aktivátor mnoha enzymů. Jeho ionty jsou esenciální pro transkripci DNA. Dávka potřebná denně pro lidský organismus je cca 25 mg. Jeho nedostatek má negativní dopady na lidský organismus, např. zpomalení růstu, dermatitidy, vážná poškození imunitního systému, nebo neuropsychické abnormality [22–23].

Příliš velké koncentrace zinku mají naopak negativní dopady (Tab. 3). Problematické jsou hlavně orální a inhalační vstupy tohoto prvku do organismu, například páry kovového zinku při svařování. Některé sloučeniny zinku jsou ale i toxické, např. zinečnaté soli. Síran zinečnatý je smrtelný pro dospělého člověka již v dávce 10 g. Pro člověka je ale zinek méně toxický než pro vodní organismy. Ryby, zooplankton a rovněž fytoceóza jsou vysokými koncentracemi zinku v prostředí negativně ovlivněny [22–23].

V současné době jsou hojně využívané nanočástice oxidů zinku. Mají velké zastoupení v biomedicínských aplikacích, ať už při diagnóze, nebo léčbě. Využívají se i pro komerční předměty, například do opalovacích krémů. Při nízkých koncentracích, se kterými přicházíme běžně do styku, nehrozí nebezpečí. Pokud se ale vystavujeme vyšším koncentracím, riziko roste. U vyšších rostlin prokazatelně negativně ovlivňuje nárůst kořenů a klíčivost semen. Negativní dopad byl sledován také na vývoj a líhnutí vajec mořských korýšů. U savců byla prokázána cytotoxicita, vedoucí až ke smrti buněk [28].

Tab. 3: Přehled některých vlastností zinku a shrnutí základních informací [23;25;30–32].

Molární hmotnost (g·mol⁻¹)	65,38
Teplota tání (°C)	419,5
Teplota varu (°C)	907
Toxicita	Při vdechování, nebo orálním vstupem; neurotoxicita sloučenin.
Běžné sloučeniny	ZnSO ₄ ; ZnO ₂ neboli zinková běloba, využívaná jako pigment; ZnCl ₄
Zdroje znečištění	Pigmenty do keramických glazur a barev, slitiny, galvanizace, kouření, komunální odpad, zemědělství (nanohnojiva), industriální kontaminace spalováním, metalurgické procesy.

Jako dobrý akumulátor zinku se projevila bříza bělokora (*Betula pendula*). Stromy jsou schopny růst i na plochách vysoce kontaminovaných zinkem, který se do prostředí uvolnil

antropogenní činností. Jsou schopny kumulovat vysoké koncentrace zinku, převážně ve svých listech. Bylo monitorováno snižování kontaminantu v půdě, a zároveň nárůst koncentrace kontaminantu v rostlině. *Betula pendula* má tedy vysoký potenciál pro fytoremediaci zinku [29].

2.3.3 Kadmium (Cd)

Jedná se o karcinogenní prvek, toxický pro všechny buňky a je jedním z nejběžnějších kovových jedů [21]. Má extrémně dlouhý poločas rozpadu, což z něj dělá kumulativní toxin, takže i dlouhou dobu po vystavení tomuto prvku se mohou projevit jeho přímé toxické účinky. Kumuluje především v játrech a ledvinách. Člověk může přijít do styku s kadmiiem různými způsoby. Využívá se při výrobě některých baterií, při galvanickém pokovování, nebo se může do organismu dostat z tabákových výrobků [33].

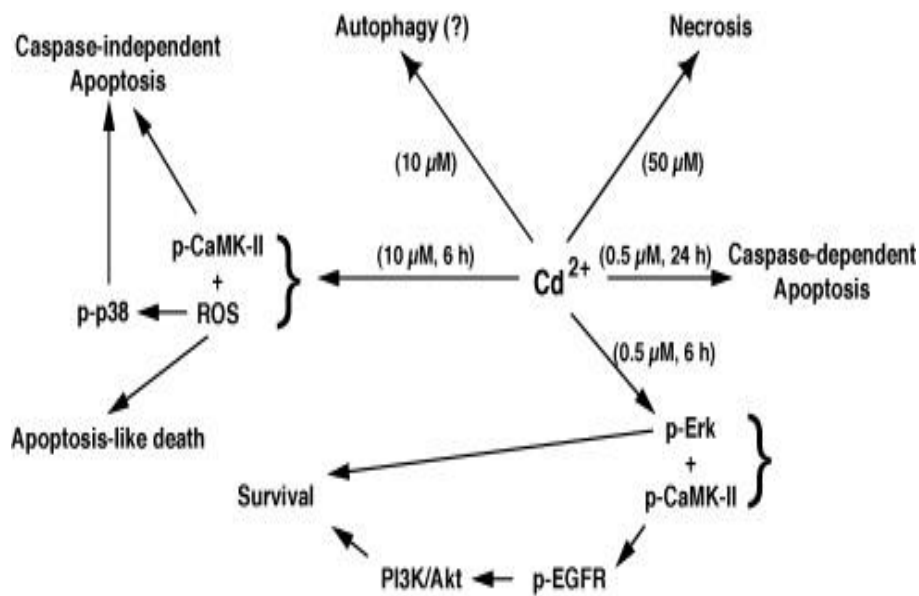
Kadmium je relativně nestabilní prvek, proto se v přírodě vyskytuje většinou ve formě sloučenin, například zinek-kadmium sulfid. Nejčastěji se vyskytuje v oxidačním stavu Cd^{2+} (Tab. 4). V takovéto formě se může adsorbovat na kovy, vytváří organické komplexy s fulvokyselinami nebo huminovými kyselinami, nebo tvoří pevné sloučeniny jako oxid kademnatý CdO nebo sulfid kademnatý CdS [34].

Podstatné také je, jak dlouhou dobu a jaké koncentraci kadmia byly buňky vystaveny. Obr. 8 znázorňuje výsledky studie ohledně toxicity a karcinogenity kadmia na mezangiální buňky, tedy buňky v ledvinách. Při vysokých koncentracích dochází k nekróze. Středně vysoké koncentrace (10 μM CdCl₂) vyvolávají autofagii, ale zda je toto příčina smrti buňky je nejasné. Vystavení buňky nízkým koncentracím kadmia (0,5 μM) po dobu 6 hodin nebylo pro buňku smrtelné, ale po 24 hodinách došlo k apoptóze buňky, tedy k buněčné smrti [35].

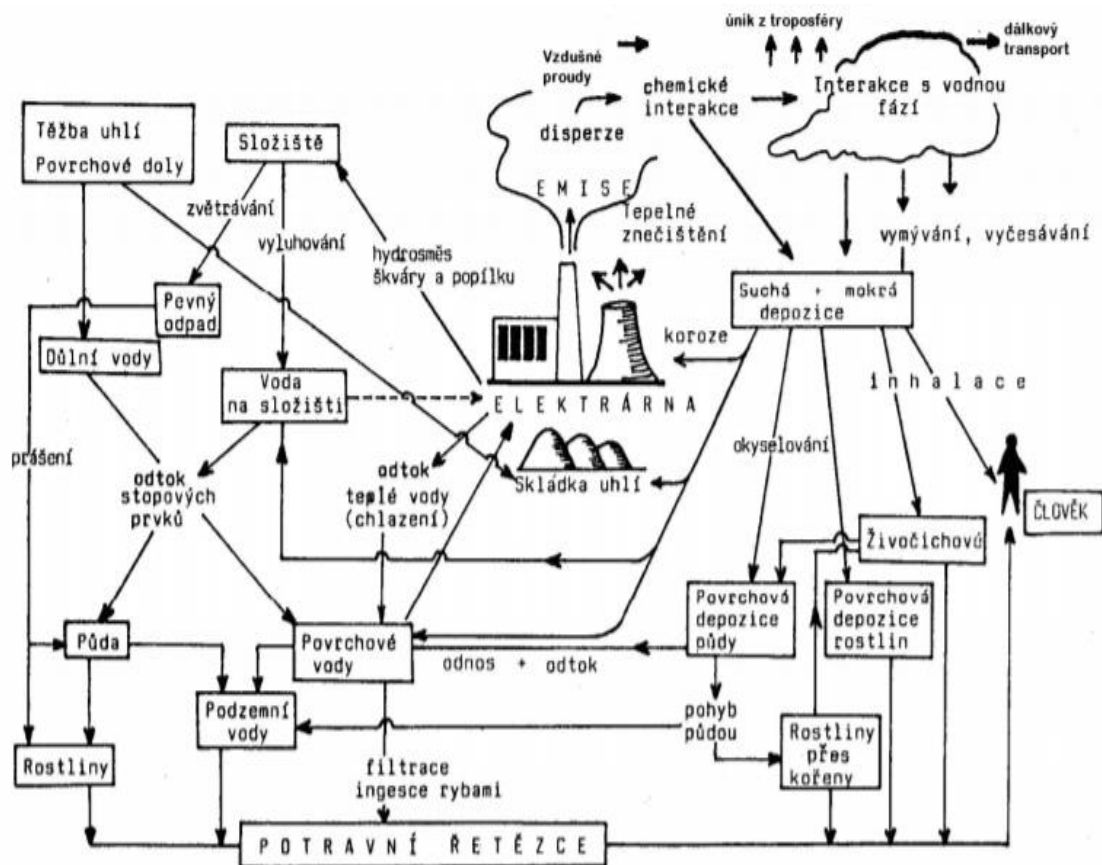
Kadmium také znečišťuje životní prostředí; dostává se do něj z kovohutí, nebo spalováním nekvalitního uhlí a olejů. Obr. 9 zobrazuje, jakým způsobem může dojít k distribuci stopových prvků, do životního prostředí, v tomto případě z klasické tepelné elektrárny [37]. V té se může používat například nekvalitní uhlí, a jeho spalováním se dostává do prostředí kadmium. Tímto způsobem se může dostat do potravních řetězců, znečišťuje vodu, půdu a rovněž se tak dostává do lidského organismu. Kadmium je rovněž součástí fosfátových hnojiv, skrze která se následně dostává do organismu skotu, nebo zvěřiny. V jejich těle se kumuluje převážně v ledvinách a způsobuje jim tak vážné zdravotní problémy [22].

Tab. 4: Přehled některých vlastností kadmia a shrnutí základních informací [21; 36].

Molární hmotnost ($g \cdot mol^{-1}$)	112,414
Teplota tání ($^{\circ}C$)	320,8
Teplota varu ($^{\circ}C$)	765
Toxicita	Karcinogenní, toxický účinek na všechny buňky
Běžné sloučeniny	Vyskytuje se ve formě Cd(II). Nejčastěji CdS (kadmiová žluť, barvivo); CdSe (výroba polovodičů).
Zdroje znečištění	Kovohutě, spalování nekvalitního uhlí, cigaretový kouř, součást fosfátových hnojiv.



Obr. 8: Možné výsledky vystavení mezangiálních buněk kadmium [35]



Obr. 9: Schéma distribuce stopových prvků do životního prostředí z klasické tepelné elektrárny [36].

2.3.4 Rtuť (Hg)

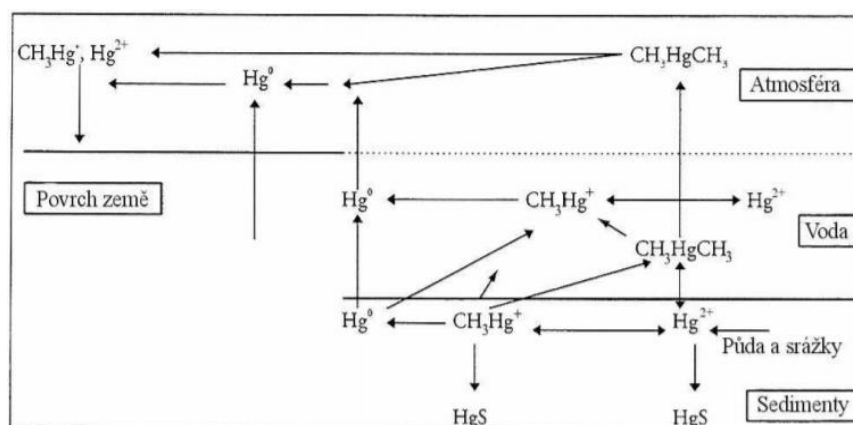
Rtuť je jediný kov, který je za normální teploty tekutý. Je to všudypřítomný prvek, a v prostředí se vyskytuje ve třech formách: jako elementární, anorganická a organická rtuť. Všechny tři formy vykazují toxický efekt pro všechny buňky, jelikož způsobují inhibici enzymů. Každá z forem má specifický toxický efekt. Nejtoxičtější jsou organické sloučeniny rtuti.

Přestože se do prostředí rtuť dostává z přírodních i antropogenních zdrojů, studie ukazují, že většina znečištění je důsledkem lidské činnosti. Člověk se setká se rtutí například při dentálních zákrocích, kdy je hlavní složkou amalgámu, nebo při těžbě zlata. Lidé žijící v oblastech, kde se těží zlato, mají často vysokou hladinu rtuti v krvi, vlasech, či moči. Do těla se dostává obvykle vdechováním rtuti v plynném skupenství; páry mají navíc značnou tenzi, čímž se zvyšuje riziko inhalační otravy tímto prvkem. Má také nepříznivé účinky na životní prostředí. Rtuť a její sloučeniny jsou hojně využívány v průmyslu, odkud se odpadními vodami dostávají do řek a moří, kde vstupují do potravních řetězců. Přírodním zdrojem rtuti je například vulkanická činnost, či mořské aerosoly [22; 38]. V Tab. 5 jsou shrnuty základní informace.

Tab. 5: Přehled některých vlastností rtuti a shrnutí základních informací [22; 25; 37; 39].

Molární hmotnost (g·mol⁻¹)	200,592
Teplota tání (°C)	-38,9
Teplota varu (°C)	357
Toxicita	Neurotoxická, nefrotoxická,
Běžné sloučeniny	V těle se kumuluje především ve formě organosloučenin, jako (CH ₃) ₂ Hg; CdS (Rumělka, barvivo); HgCl ₂
Zdroje znečištění	Spalování fosilních paliv, odpadní kaly, kremace (zubní amalgámy), těžba zlata, průmyslový odpad

Obr. 10 zobrazuje některé možné cesty rtuti a jejích sloučenin. Rtuť se nejčastěji vyskytuje v oxidačním stavu Hg²⁺. V této formě vytváří různé sloučeniny, jako HgS, které se používá jako pigment, nejčastěji se však vyskytuje ve formě organosloučenin. Je patrné, že jednotlivé složky životního prostředí jsou úzce provázány a z jednoho zdroje se rtuť může rozšířit do všech těchto složek.



Obr. 10: Příklad některých možných cest rtuti a jejích sloučenin v životním prostředí [38].

2.3.5 Olovo (Pb)

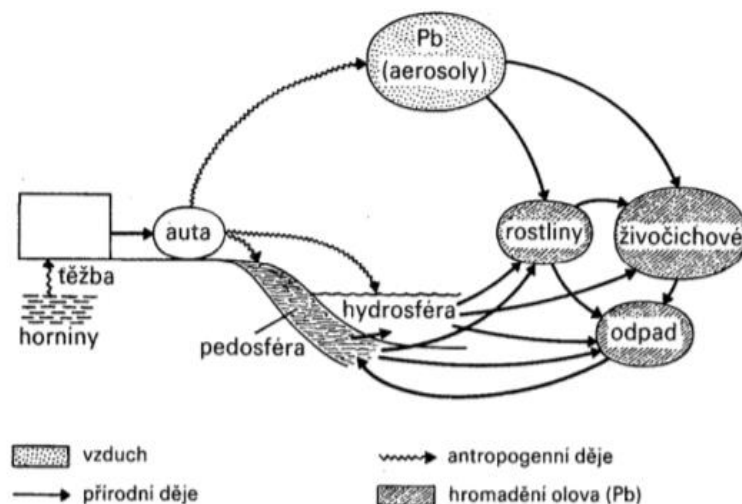
Olovo je nejstarší známý toxický kov. Nemá žádnou biologickou funkci, a i v malém množství může značně ovlivnit mnoho tělních funkcí. Je kardiotoxické (Tab. 6), kumuluje se v lidském těle a ukládá se v mozku a nervové tkáni. Studie ukázaly, že již nízká hladina olova ovlivňuje nervový systém a způsobuje behaviorální změny, u dětí ovlivňuje jejich schopnost učit se a inteligenci. Toxičtější pro organismus je olovo v organické formě. V přírodě se olovo vyskytuje ve formě rud, jako například sulfid olovnatý PbS, který se dříve využíval jako pigment. Nejčastěji s ním člověk přijde do styku pitnou vodou či kouřením. Má také hojné využití v industriálních procesech, od tavení, přes recyklaci baterií po výrobu barev. Organické formy olova mají toxičtější účinky než formy anorganické [22;40–41].

Do prostředí se olovo nejvíce dostalo v podobě organokovové sloučeniny tetraethylolovo, která se přidávala do benzínu jako antidetonační přísada. Při spalování se tato sloučenina měnila na aerosoly halogenidů olova, které se uvolňovaly do ovzduší, kde se přeměňovaly na oxidy olova. Celosvětově bylo zakázáno přidávání tetraethylolova do benzínu 31. 12. 2008 [42].

Obr. 11 zobrazuje možný koloběh olova v životním prostředí. Olovo je vytěženo z půdy, nejčastěji ve formě jeho rudy galenitu PbS, využívá se v průmyslu, nebo při automobilové dopravě. Odtud se uvolňuje Pb ve formě aerosolu, nebo se ve formě prachu dostane do pedosféry, či hydrosféry [43].

Tab. 6: Přehled některých vlastností olova a shrnutí základních informací [21; 25; 40; 41].

Molární hmotnost (g·mol⁻¹)	207,2
Teplota tání (°C)	327,5
Teplota varu (°C)	1749
Toxicita	Kardiotoxické; anorganické sloučeniny olova se kumulují v ledvinách, játrech a kostech, ukládá se v mozku a periferních nervech; organické sloučeniny toxičtější
Běžné sloučeniny	C ₈ H ₂₀ Pb neboli tetraethylolovo; PbS, PbO, C ₆ H ₁₅ Pb neboli triethylolovo,
Zdroje znečištění	Olovnaté benzíny (zákaz od 1. 1. 2001), výroba akumulátorů a následná špatná likvidace, průmyslové odpady.



Obr. 11: Koloběh olova v životním prostředí [43].

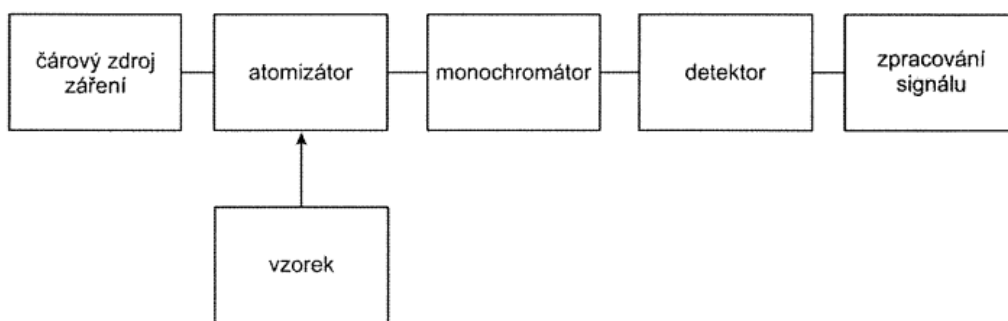
2.4 Metody stanovení

Námi vybrané rizikové prvky je možné stanovit mnoha metodami. Analytickou metodu vybíráme podle požadovaných analytických parametrů, jako citlivost, mez stanovitelnosti apod., nebo z praktických charakteristik, jako je přístrojová dostupnost, rychlost nebo cena analýzy [44].

2.4.1 Atomová absorpční spektrometrie

Atomová absorpční spektrometrie je jednou z nejčastěji používaných metod prvkové analýzy. Touto metodou jsme schopni stanovit až 68 různých prvků, převážně kovů, ale rovněž i některé polokovy. Tato analýza se provádí nejčastěji v roztocích. Můžeme použít atomizaci plamenovou, která má rozsah 10^{-1} až 10^2 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, nebo atomizaci elektrotermickou, která je schopna dosáhnout ještě přesnějších výsledků, a můžeme změřit hodnoty koncentrací 10^{-1} až 10^2 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [45].

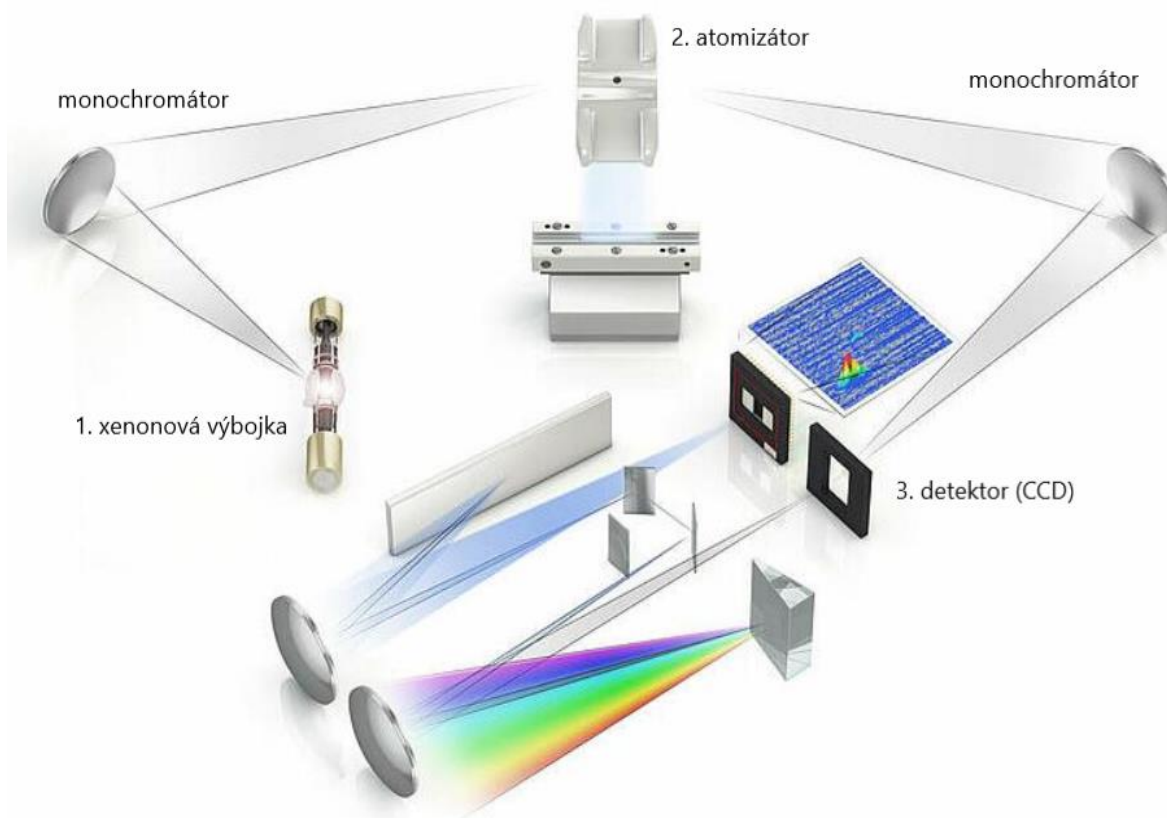
Tato metoda využívá schopnost atomů absorbovat záření volnými elektrony námi sledovaného prvku. Každý prvek má charakteristické rozdíly mezi jednotlivými elektronovými stavy, a z těchto rozdílů následně identifikujeme, o který prvek se jedná. Volné atomy se u AAS nejčastěji generují pomocí plamene, který dosahuje teploty 2000–3150 K, podle toho, jaké použijeme oxidovadlo [46].



Obr. 12: Schéma atomového absorpčního spektrometru [45].

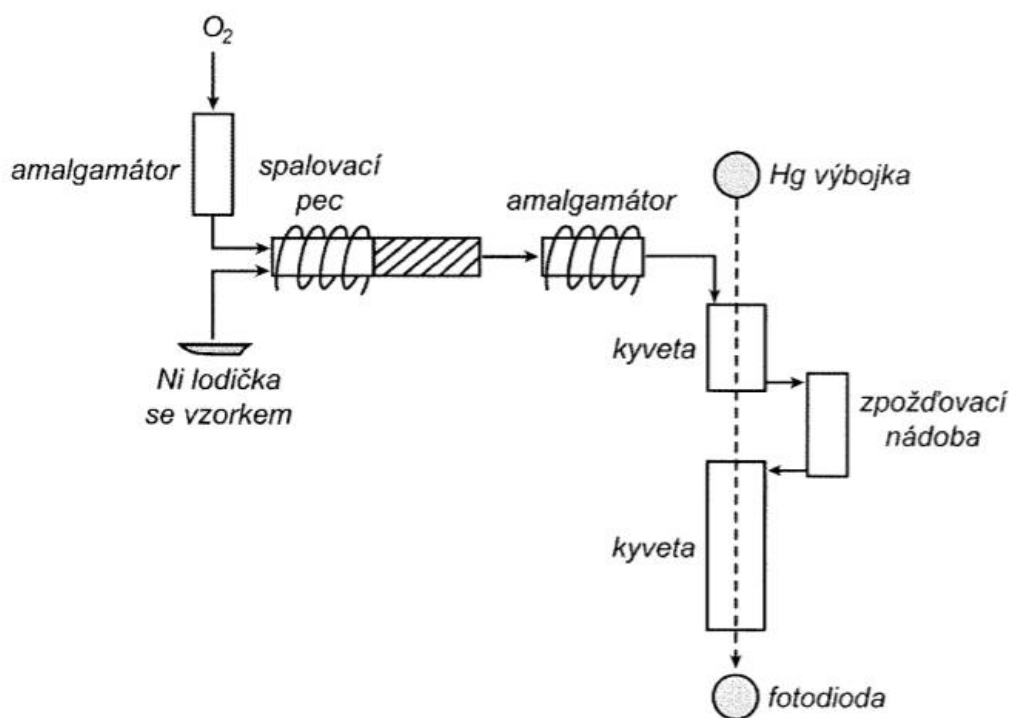
Na Obr. 12 je znázorněné obecné schéma atomového absorpčního spektrometru. Zdroj záření může být použit jak čárový, tak i kontinuální, jako je tomu i u přístroje ContrAA 800, na kterém byla prováděna experimentální část této bakalářské práce. Tento přístroj jako zdroj záření využívá xenonovou výbojku, která emituje dostatečně široký rozptyl záření, aby se dala použít k analýze všech prvků. Aby mohla být provedena analýza, musí být vzorek přeměněn na volné atomy – k tomu slouží atomizátor. U duálního přístroje ContrAA 800 (Obr. 13) je možnost jako atomizátor využít atomizaci plamenem, nebo elektrotermickou atomizaci [47]. Následuje monochromátor, který u xenonové výbojky musí mít vysoké rozlišení, jako monochromátor typu Echelle. Ty využívají vyšších řádů spektra; čím je vyšší řád, tím je vyšší disperze. Oproti klasickým mřížkám využívá odraz od úzkých ploch jednotlivých vrypů, které jsou stupňovitě uspořádány. Využívá se 8 až 80 takovýchto vrypů, mřížky pracují obvykle ve 40. až 120. řádu spektra [48].

Jako detektor se může využít například CCD detektor. CCD (charge-coupled device) funguje na principu přeměny energie dopadajícího světla na energii elektrického signálu. Světločivý křemíkový plátek je uložený nad kovovou elektrodou, izolovanou vrstvou křemene. Fotony dopadají na atomy křemíku, odtud se, na základě fotoefektu, uvolňují elektrony, které tvoří elektrický signál [49].



Obr. 13: Schéma přístroje ContrAA 800 dle [50].

Pro stanovení rtuti touto metodou atomové absorpce byla vyvinuta speciální technika. Citlivost stanovení je podstatně zvýšena tím, že je analyt převeden na těkavou látku, která se takto může oddělit od matrice, čímž se rovněž zbavíme interferencí. Pro analýzu musí být pevný vzorek rozložen kyselinami. To ale není potřeba u analyzátoru české výroby AMA, jehož schéma je uvedené na Obr. 14. Ten využívá oxidačně-spalovací metodu, kterou je možno analyzovat kapalně i pevné vzorky. Mez detekce u této metody je 0,1 ng Hg [45]. Analyzovaný vzorek je nejdříve v elektricky vyhřívané pídce spálen proudem kyslíku, následně je rtuť deponována na zlatém povrchu amalgamátoru. Odtud je pak prudkým zahřátím uvolněna, a její páry jsou unášeny do systému dvou různě dlouhých kyvet. Delší kyveta následně obsahuje nižší koncentrace rtuti, kratší vyšší koncentrace [45].



Obr. 14: Schéma přístroje AMA [45].

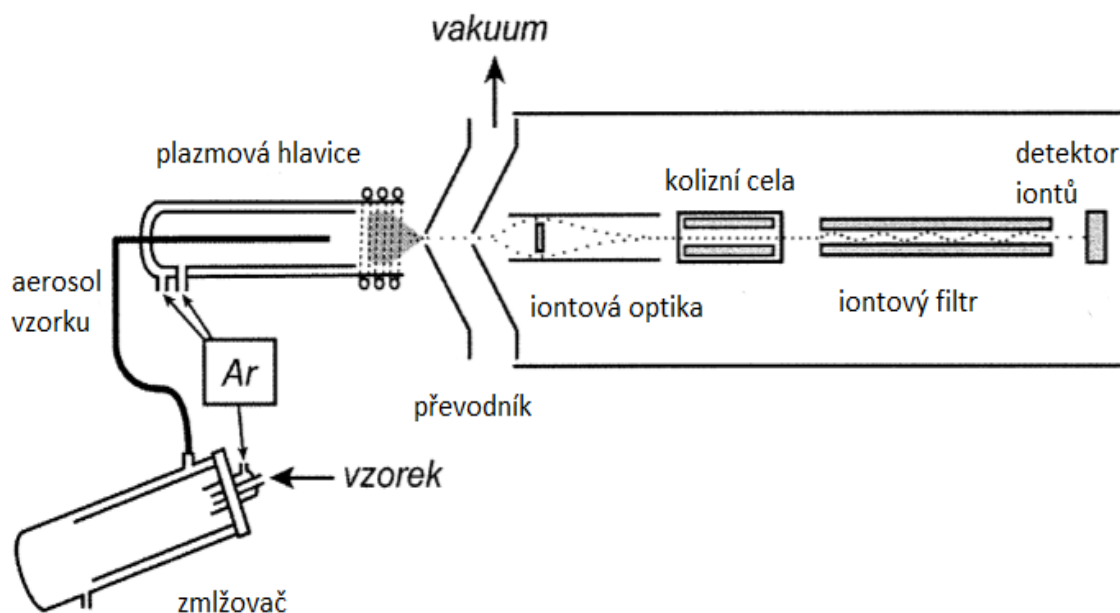
2.4.2 Atomová emisní spektrometrie

Alternativní název této metody je optická emisní spektrometrie. Běžně využívaná spektrální oblast je v rozmezí 165–750 nm. Výstupem této analýzy je emisní spektrum, z jehož čar následně vyvozujeme, o jaký prvek se jedná. Emisní spektra jednotlivých prvků nalezneme ve spektrálních atlasech. Podle způsobu, kterým se provádí atomizace a excitace, můžeme rozlišit několik metod emisní spektrometrie. Nejčastěji využívanou metodou je v současné době excitace spekter plazmatem. Výhodou AES oproti AAS je snadnější víceprvková analýza, rovněž má širší koncentrační rozsah [45].

Tato metoda je založená na měření záření vysílaného excitovanými atomy či ionty prvků. Prvky se dodáním energie (nejčastěji vysoké teploty) atomizují a excitují na vyšší energetickou hladinu. Následně dochází k deexcitaci, při které dojde k vyzáření vlnového záření o charakteristické vlnové délce, která je typická pro každý prvek. Z polohy čar ve spektru určíme kvalitativní složení vzorku, a z intenzity čar jsme schopni určit kvantitativní složení vzorku [51].

2.4.3 ICP-MS

Jedná se o metodu hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem. Hmotnostní spektrometrie obvykle není využitelná k určení prvkového složení, ale když se použije velmi tvrdý ionizační zdroj, který umožní úplný rozklad molekul na jednotlivé atomy, je to možné. Tímto zdrojem je právě indukčně vázané plazma [45]. Schéma přístroje je zachyceno na Obr. 15.



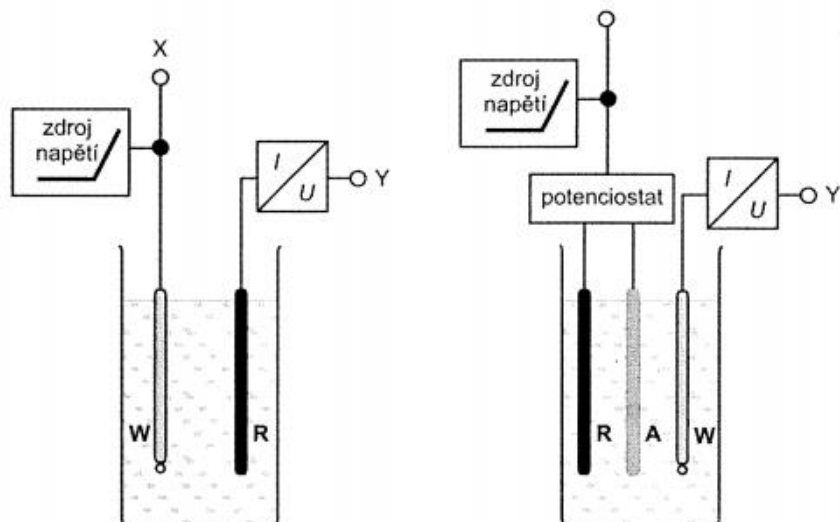
Obr. 15: Schéma spektrometru ICP-MS dle [45].

Tato metoda má velice široké uplatnění ve všech typech prvkové analýzy, dá se použít pro analýzu vod, půdy, hornin, minerálů, léčiv apod. Dá se využít ke kvalitativní analýze, při které je proměřeno hmotnostní spektrum m/z v rozsahu 4-240 a následně jsou vyhodnocovány píky odpovídající jednotlivým prvkům. Hlavní oblastí využití této metody je ale kvantitativní analýza, kterou jsou, kromě inertních plynů a některých nekovů, možné stanovovat všechny ostatní prvky periodické tabulky.

Tato metoda má vynikající mez detekce, u některých prvků, například u kadmia, mědi nebo lithia, i menší než $0,0001 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Rovněž má velmi široké koncentrační rozsahy, přesahující deset koncentračních řádů, a umožňuje nám také více prvkovou analýzu [45].

2.4.4 Voltametrie

Jedná se o elektrochemickou metodu, při které je měřena závislost protékajícího elektrického proudu na vloženém napětí. Výsledkem je voltametrická křivka. Používají se elektrody pracovní a referentní, přičemž lineárně rostoucí napětí se vkládá na pracovní elektrodu. Můžeme mít zapojené dvoelektrodové, nebo tříelektrodové (Obr. 16), kdy u tříelektrodového zapojení máme elektrody pracovní, referentní a pomocnou pracovní elektrodu [45].



Obr. 16: Dvouelektrodové a tříelektrodové zapojení při voltametričtém měření [45].

Existuje velké množství voltametričtých metod, jako diferenční pulsní voltametrie, adsorpční rozpouštěcí voltametrie, anodická rozpouštěcí voltametrie apod. Tyto metody se dají využít ke stopové analýze anorganických a organických látek [44].

Voltametrie má koncentrační rozmezí 10^{-3} – 10^{-12} mol·l⁻¹, a tato metoda je výrazně méně nákladnější než jiné metody. Rovněž umožňuje víceprvkovou analýzu, pokud se jejich půlvlnové potenciály píků dostatečně liší [44].

3 CÍL PRÁCE

Cílem této práce bylo, v části teoretické, vypracování přehledné aktuální literární rešerše pojednávající o problematice využití rostlinných bioindikátorů těžkých kovů při hodnocení kontaminace životního prostředí. V experimentální části bylo cílem práce ověřit a srovnat reálnou efektivitu vybraných potenciálně vhodných rostlinných indikátorů běžně využívaných nebo vyskytujících se v městské zeleni v podmínkách České republiky. Součástí práce je zhodnocení, zda některé z rostlin mají potenciál pro fytoremediaci, a také porovnání kontaminace v odlišně dopravně zatížených částech města Brna.

4 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

4.1 Použité přístroje, chemikálie a pomůcky

4.1.1 Použité chemikálie

Chemikálie ANALYTIKA, spol. s r.o., ČR:

- Kalibrační standard ASTASOL®
 - Olovo: $c(\text{Pb}) = 100,0 \pm 0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
 - Kadmium: $c(\text{Cd}) = 100,0 \pm 0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
 - Měď: $c(\text{Cu}) = 100,0 \pm 0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
 - Zinek: $c(\text{Zn}) = 100,0 \pm 0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
- Modifikátor matrice:
 - Pd $10 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ v 15% HNO_3
 - $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ $10 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ v 0,2 % HNO_3
 - Příprava modifikátoru: 5 ml roztoku Pd bylo smícháno s 0,5 ml roztoku Mg v odměrné baňce o objemu 10 ml. Následně byl roztok doplněn MQ vodou po rysku a promíchán.
- Materiál pro kontrolu jakosti METRANAL®
 - (QCM 31), (QCM 33), (QCM 34)

Kyselina chlorovodíková konc., p.a. (Merci, ČR)

Kyselina dusičná konc., p.a. (Merci, ČR)

Milli-Q voda

4.1.2 Použité pomůcky

Mikropipety (Finnpipette, 1-10 μl , 10-100 μl , 100-1000 μl), odměrné laboratorní sklo a základní laboratorní vybavení, keramický nůž na odběr vzorků, parafilm, využitý při skladování vzorků.

4.1.3 Použitá zařízení

Atomový absorpční spektrometr AAS ContraAA 800D (Analytik Jena, Německo)

Přístroj pro mikrovlnný rozklad ETHOS EASY (Milestone, Itálie)

Přístroj na úpravu destilované vody na ultra čistou Mili-Q (Merck, Německo)

Laboratorní váhy (Denver Instrument Co., USA)

Kuchyňský mixér Sapelo 3013 (Eta, a.s., ČR)

Pokročilý analyzátor mědi AMA 254 (Altec spol. s.r.o.)

4.2 Odběr a přípravu vzorků

Pro odběr vzorků rostlin byla zvolena zelená infrastruktura města Brna. Bylo vybráno sedm lokalit (Příloha 1), tak, aby bylo porovnatelné znečištění v dopravně zatížených částech, které byly zvoleny převážně v centru města Brna, a v dopravně nezatížených, které se nacházejí v okrajových oblastech. V centru města byly zvoleny park Koliště, Moravské náměstí, park Lužánky, náměstí 28. října (Obr. 17) a zastávka městské hromadné dopravy Zoologická zahrada (Obr. 19). Okrajové oblasti reprezentuje obora Holedná a Masarykův háj (Obr. 18).



Obr. 17: Vyobrazení vzorkovaných lokalit v kontextu okolního urbanistického prostředí. 1. Park Lužánky, 2. Náměstí 28. října, 3. Moravské náměstí, 4. Park Koliště [52].



Obr. 18: Vyobrazení vzorkovaných lokalit v kontextu okolního urbanistického prostředí. 5. Obora Holedná, 6. Masarykův háj [52].



Obr. 19: Vyobrazení vzorkovaných lokalit v kontextu okolního urbanistického prostředí., 7. zastávka Zoologická zahrada [52].

Jako vhodné bioindikátory reprezentující stav kontaminace byly zvoleny: (I) **mechy** (*Bryopsida*) [19], odebírány jako směs několika druhů, (II) **lišejníky** (*Lichen*) [53] konkrétně směs terčovniku zedního (*Xanthoria parietina* (L.) Th.Fr) a terčovky bublinaté (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) (Obr. 20); (III) **tis červený** (*Taxus baccata* L.) [54], (IV) **lípa velkolistá** (*Tilia platyphyllos* Scop.) [55; 56] a (V) **bříza bělokorá** (*Betula pendula* Roth) [56]. U listnatých stromů byly odebrány listy, u tisu byly odebrány vzorky jehličí a u mechů a lišejníků byly odebrány celé rostliny. Vzorky vybraných rostlin byly odebírány v týdnu 19–25. října 2020.



Obr. 20: Tis červený (*Taxus baccata*) (vlevo), terčovník zední (*Xanthoria parietina*) (uprostřed), terčovka bublinatá (*Hypogymnia physodes*) (vpravo).

V každé lokalitě byly vzorkovány rostliny ve vzdálenosti do 10 m od okraje cesty. Odebírány byly směšné vzorky z více jedinců sledovaných druhů, nacházejících se blízko sebe. Vzorky listů a jehlic byly odebírány manuálně ze spodních částí korun stromů. Vzorky lišejníků byly opatrně odděleny ze stromů pomocí keramického nože tak, aby nedošlo ke kontaminaci vzorků.

Vybrané bioindikátory se nevyskytovaly na všech sledovaných lokalitách (Příloha 1). Tis, ačkoli jinak běžná a hojně využívaná stálezelená dřevina vyskytující se v městské zeleni, nebyl nalezen na lokalitách Masarykův háj, Obora Holedná a zastávka Zoologická zahrada. Dále na lokalitě Moravské náměstí nebyla nalezena bříza.

Po odběru byly vzorky uloženy do papírových sáčků. Z listů byla následně smyvem destilovanou vodou odstraněna povrchová vrstva prachu, která by mohla zkreslovat reálná data o obsahu těžkých kovů v rostlinné biomase. Poté následovalo sušení vzorků při pokojové teplotě v bezprašném prostředí po dobu tří týdnů. Vysušené vzorky byly rozmělněny a homogenizovány pomocí ponorného tyčového mixéru Sapelo 3013 pro následnou prvkovou analýzu.

Takto upravené pevné vzorky byly analyzovány na obsah rtuti na přístroji AMA. Pro analýzu dalších prvků (Cd, Cu, Pb, Zn) byl proveden rozklad. Na analytických vahách bylo naváženo, s přesností na čtyři desetinná místa, přibližně 0,5 g vzorku, který byl následně kvantitativně přenesen do teflonových patron zařízení. K navážce byly přidány 3 ml 65% kyseliny dusičné,

a 9 ml 35% kyseliny chlorovodíkové. Takto připravené vzorky byly vloženy do přístroje „Advanced microwave digestion system ETHOS EASY“ a rozkládány při podmínkách specifikovaných v Tab. 7. Po rozkladu byly vzorky převedeny do odměrné baňky a doplněny MQ vodou na 25 ml.

Tab. 7: Podmínky rozkladu vzorků v mikrovlnném rozkladném zařízení ETHOS EASY.

Proces	Teplota (°C)	Výkon (W)	Délka procesu (min)
Zahřívání	200	1800	15
Udržování teploty	200	1800	15
Chlazení	-	-	10

4.3 Stanovení obsahů jednotlivých prvků

4.3.1 Stanovení obsahu Hg

Rtuť byla stanovována za pomoci přístroje Advanced Mercury Analyser AMA 254. Na tomto přístroji se měřily vzorky v pevném stavu, nerozložené. Na analytických vahách bylo na spalovací lodičku naváženo 49–51 mg vzorku. Tato lodička byla následně vložena do spalovací trubice a vzorek prošel procesem uvedeným v Tab. 8.

Tab. 8: Podmínky analýzy přístroje AMA 254.

Proces	Podmínky procesu (°C)	Doba trvání (s)
Sušení	120	60
Spalování	650	150
Čištění	120	45
Vyhodnocování	-	57

Každý vzorek byl tímto způsobem měřen nejméně třikrát, aby byla relativní směrodatná odchylka těchto měření menší než 15 %. Pro pevné vzorky rtuti je detekční limit (LOD) 0,004 mg/kg. Jako referenční materiál byl využit METRANAL® (QCM 31).

4.3.2 Stanovení Cd, Cu, Pb a Zn

Tyto prvky byly stanoveny na Atomovém absorpčním spektrometru AAS ContrAA 800D. Kadmium bylo analyzováno elektrotermickou atomizací na grafitové kyvetě, zinek, měď a olovo plamenovou atomizací.

Pro analýzu kadmia na grafitové kyvetě byl 1 ml roztoku vhodně naředěného vzorku převeden do plastové vialky. Následně byl připraven kalibrační roztok daného standardu o potřebné koncentraci. Připravené vzorky, MQ voda, kalibrační roztok a modifikátor matrice byly umístěny do autosampleru přístroje. Při analýze bylo vždy nadávkováno 5 µl modifikátoru a 10 µl vzorku. Pro kontrolu správnosti výsledků se analyzovaly i matricové referenční

materiály METRANAL® QCM 31, QCM 33 a QCM 34. Poté byl spuštěn program analýzy, kdy nejprve byla vyhodnocena kalibrační křivka, a následně probíhala analýza podle postupu uvedeného v Tab. 9. Měření probíhalo při vlnové délce 228,802 nm. Pro danou metodu má LOD hodnotu 0,065 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a LOQ 0,194 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Tab. 9: Optimalizovaný teplotní program pro měření Cd přístrojem ContraAA 800.

Proces	Teplota (°C)	Teplotní rampa (°C·s ⁻¹)	Doba zdržení (s)	Čas (s)
Sušení	80	6	20	28,3
Sušení	90	3	20	23,3
Sušení	110	5	10	14,0
Pyrolýza	350	50	20	24,8
Pyrolýza	600	300	10	10,8
Průtok Ar	600	0	5	5,0
Atomizace	1200	1400	3	3,4
Čištění	2450	500	4	6,5

Pro atomizaci plamenem bylo potřebné množství vzorku převedeno do odměrné baňky o objemu 10 ml a doplněno po rysku MQ vodou. Z kalibračních standardů ASTASOL® pro kadmium, měď i olovo byly připraveny kalibrační roztoky pro změření kalibrační křivky. Nejprve opět byla změřena kalibrační křivka, následně probíhala analýza vzorků. Roztok vzorku byl nasáván po dobu 5 s, následně byla třikrát změřena absorbance. Poté se nasávala MQ vody pro vyčištění přístroje mezi jednotlivými měřeními. Podmínky pro jednotlivé prvky jsou uvedeny v Tab. 10.

Tab. 10: Optimalizované teplotní programy pro měření Cu, Zn a Pb

	λ^a (nm)	Read (s)	Rychlost průtoku (l·h ⁻¹)	T ^b (°C)	LOD ^c (mg·l ⁻¹)	LOQ ^d (mg·l ⁻¹)
Měď	324,754	3	50	2400	0,0013	0,0039
Zinek	213,857	3	50	2400	0,0013	0,0039
Olovo	217,001	3	65	2400	0,0071	0,0212

^a Vlnová délka.

^b Teplota plamene.

^c Limit detekce – nejnižší spolehlivě detekovatelná koncentrace přístrojem [57; 58].

^d Limit stanovitelnosti – nejnižší koncentrace analytu, kterou je přístroj schopen nejen detekovat, ale také stanovit jeho hodnotu s určitou pravděpodobností [57; 58].

4.4 Zpracování statistiky pro ověření dat

Pro vyhodnocení výsledků bylo provedeno jejich statistické zpracování. Data byla zpracována v programu Statistica 10.4. Nejprve byl proveden test normality, konkrétně Shapiro-Wilkův test, ze kterého byla získána hodnota p. Pro data, která měla hodnotu p nižší, než 0,05 byla zamítnuta nulová hypotéza, a u těchto dat bylo vyhodnoceno nenormální rozložení.

V takovémto případě byl proveden Kruskal-Wallis test pro neparametrická data. Tímto způsobem byly zpracovány výsledky Cu, Pb a Zn. Pro data s výslednou hodnotou p vyšší než 0,05 a měly tedy normální rozložení, byla provedena jednofaktorová ANOVA. Pro kadmium nebylo možné, vzhledem k velkému množství naměřených dat pod LOD přístroje, statistiku provést. Vzhledem k nedostatečnému výskytu tisu nebylo možné provést statistiku ani pro něj.

5 VÝSLEDKY A DISKUSE

5.1 Celkové hodnocení znečištění rostlin městské infrastruktury v Brně

Rozmezí koncentrací jednotlivých prvků v rostlinné biomase bylo velmi široké (Tab. 11). V nejvyšších koncentracích se nacházel zinek, jehož hodnoty byly naměřeny v rozmezí 17,9–200, mg·kg⁻¹. Měď byla ve vzorcích obsažena také v poměrně vysokých koncentracích, a to v hodnotách 3,26–47,7 mg·kg⁻¹. Koncentrace olova se pohybovala mezi 0,32–29,6 mg·kg⁻¹, hodnoty byly často naměřeny blízko LOD. Jediným prvkem, stanovovaným na grafitové kyvetě, kvůli stopovým koncentracím ve vzorku, bylo kadmium. Jeho koncentrace se pohybovaly v rozmezí 0,01–0,47 mg·kg⁻¹. Naměřené hodnoty se pohybovaly často pod limity detekce. Koncentrace rtuti byly stanoveny v rozmezí 0,02–0,14 mg·kg⁻¹. Souhrnný přehled všech konkrétních naměřených hodnot je uveden v přílohách (Příloha 1: Seznam vzorků bioindikátorů a jejich Příloha 1–6).

Koncentrace olova, kadmia a rtuti nepřesáhla ani v jednom případě hodnoty, které jsou pro rostliny potenciálně toxické (Tab. 11). Koncentrace, ve kterých se tyto prvky v rostlinách vyskytovaly, by bylo akceptovatelné i pro agronomické využití půdy [59]. Vybrané rostliny nemají agronomické využití, ale hodnota může být konzultována v kontextu kompostování zeleně městské zelené infrastruktury. Obsah těžkých kovů v procesu kompostování zhoršuje kvalitu výsledného produktu, tedy kompostu, a tím se zhoršuje jeho následná využitelnost.

Vybrané rostlinné akumulátory nemusejí mít, nicméně, potenciál k akumulaci těchto prvků, a proto může být reálná kontaminace mírně podhodnocena. I při vysoké koncentraci kontaminantu v prostředí jej v sobě rostliny mohou akumulovat ve velmi omezené míře, což platí zejména v případě olova [60].

Zinek a měď se ve vzorcích ve více případech vyskytovaly v nezanedbatelně vysokých koncentracích, které překročily spodní hranici potenciální toxicity pro rostliny (Tab. 11) a to v několika případech. U mědi tuto hodnotu překročilo přibližně 23 % vzorků, u zinku 19 % vzorků. Tyto dva prvky se významně uvolňují do prostředí z dopravy, konkrétně zejména při brzdných procesech z pneumatik a brzdových destiček [27]. Jejich zvýšená koncentrace je tedy předpokládána na místech, kde dochází k častému a intenzivnímu brždění, což odpovídá blízké vzdálenosti rostlin od silnic. Kontaminace mědi může pocházet také z využívání hnojiv, fungicidů nebo herbicidů [26]. Ke kontaminaci zinkem může také přispívat využívání nanočástic zinku při údržbě zeleně [31] nebo spalování paliv [32].

Při brzdných procesech se uvolňují i další kontaminující prvky, jako Cd a Pb, jejichž koncentrace zde mohou být způsobeny stejnými procesy. Kromě těchto procesů existují i další cesty, kterými se tyto prvky mohou dostat do prostředí. Například olovo může být v prostředí uloženo v důsledku dřívějšího používání olovnatých benzínů [42], kadmium se uvolňuje při spalování nekvalitního uhlí [37].

Tab. 11: Koncentrace rizikových prvků ve vybraných bioindikátorech [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$].

		Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Lišejníky	Průměr	0,075	17,2	0,101	9,52	85,0
	S.D.	0,055	8,59	0,013	5,02	16,9
	Min	0,011	6,57	0,079	2,89	58,6
	Max	0,159	31,3	0,120	18,4	105
Mechy	Průměr	0,083	24,4	0,089	14,6	92,2
	S.D.	0,078	11,9	0,033	6,63	38,6
	Min	0,025	13,1	0,057	8,30	55,7
	Max	0,261	47,7	0,143	29,6	159
Bříza	Průměr	0,166	6,96	0,028	0,964	106
	S.D.	0,185	6,09	0,006	0,488	49,4
	Min	0,008	3,26	0,018	0,320	55,1
	Max	0,471	20,5	0,038	0,967	200
Lípa	Průměr	0,096	6,43	0,055	1,22	22,8
	S.D.	0,106	1,37	0,008	0,365	2,75
	Min	0,003	4,00	0,045	0,775	17,9
	Max	0,275	8,88	0,067	1,87	26,3
Tis	Průměr	0,036	5,25	0,036	1,22	33,9
	S.D.	0,008	1,22	0,008	0,268	5,97
	Min	0,028	3,95	0,028	0,895	26,2
	Max	0,044	6,50	0,045	1,60	40,0
Limitní koncentrace toxicity¹		5-30	20-100	1-3	30-300	100-400
Přípustné koncentrace pro agronomické využití²		0,05-0,5	5-20	0,2	0,5-10	50-100

¹Nadměrné nebo toxické hodnoty pro rostliny [59]. Rozptyl nepočítá s velmi citlivými, nebo velmi odolnými druhy.

² [59]

5.2 Hodnocení potenciálu vybraných zástupců rostlin pro biomonitoring

Pro vyhodnocení nejvyššího potenciálu vybraných zástupců rostlin pro biomonitoring Cu, Hg, Pb a Zn byla provedena statistická analýza dat (**Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**). U Cd z důvodu nedostatku vstupních dat, vzhledem k výskytu podlimitních hodnot, nebylo možné provést statistické zpracování (Obr.).

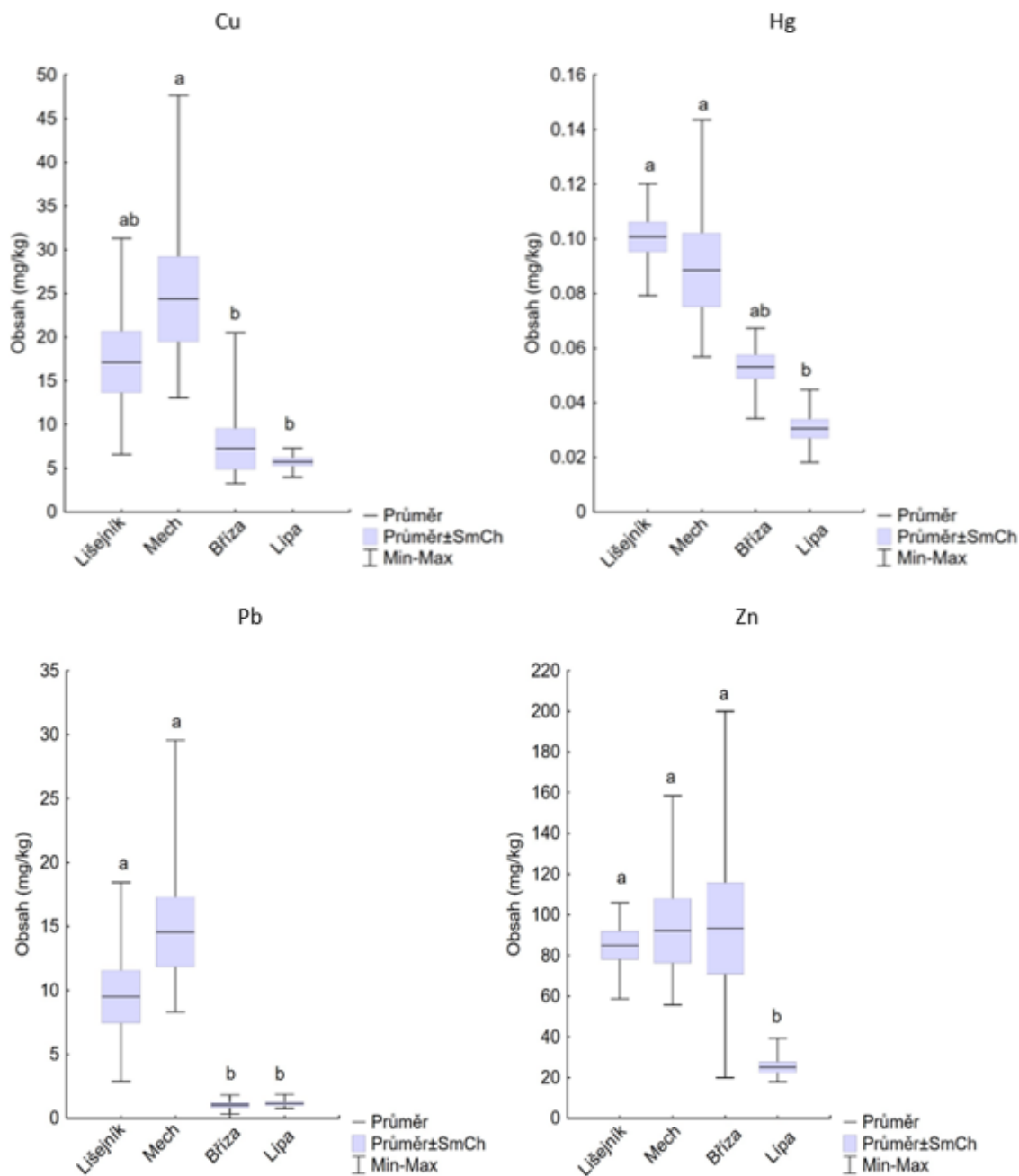
Pro bioimomonitoring obsahu mědi v prostředí byl jako nejlepší bioindikátor vyhodnocen mech, který akumuloval významně více mědi, než bříza a lípa. Mezi lišejníkem a všemi ostatními druhy nebyl shledán žádný významný rozdíl.

Jako nejvhodnější bioindikátory pro stanovení obsahu rtuti se prokázaly lišejníky a mech. Stejně tomu bylo u stanovení olova. Rozdíl u těchto prvků byl v koncentracích obsažených v bříze, kdy u olova zde byly koncentrace významně nižší, kdežto u rtuti nebyl žádný významný rozdíl. Mechy a lišejníky jsou často využívány pro biomonitoring, nebo přímo pro fytořemediaci [19], a jejich potenciál byl tedy potvrzen i v této studii v podmínkách města Brna.

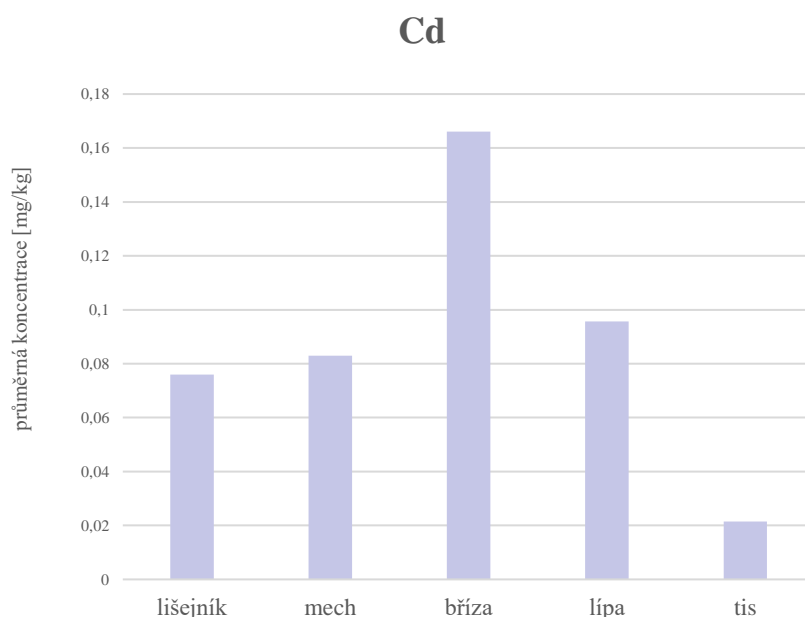
Pro bioimomonitoring zinku v prostředí byly jako vhodné bioindikátory vyhodnoceny lišejník, mech i bříza. Koncentrace v nich byly významně vyšší než v lípě. Nejvyšší obsažené koncentrace byly stanoveny v bříze. Stejný bioakumulační potenciál břízy zaznamenal

i Dmuchowski et al. [29] a lze tedy předpokládat i potenciální využití tohoto druhu pro fytoremediaci.

Naměřené hodnoty koncentrací kadmia byly zprůměrovány a zaneseny do Obr. . Nejvyšší obsažené koncentrace byly stanoveny v bříze, dá se tedy předpokládat, že je nejvhodnějším bioindikátorem pro stanovení tohoto prvku.



Obr. 21: Statistické vyhodnocení obsahu olova a zinku ve vybraných rostlinných bioindikátorech.



Obr. 22: Průměrné koncentrace kadmia ze všech lokalit obsažené v jednotlivých bioindikátorech.

5.3 Výsledné vyhodnocení znečištění vybraných zelených infrastruktur města Brna

Vysoké koncentrace některých těžkých kovů mohou být vyvolány dopravním zatížením v lokalitě, ve které byly odebrány. Parametry dopravního zatížení jsou patrné z Tab. 12. Nejvyšší dopravní zatížení je v parku Koliště, nejméně dopravně zatížená by měla být oblast Masarykův háj.

Tab. 12: Dopravní zatížení jednotlivých lokalit, vztahené na počet vozidel za jeden den [61; 62].

Lokace	Intenzita vozidel/24 h
Obora Holedná	10 001–15 000
Masarykův háj	5001–7000
Moravské náměstí	do 40 000
Park Koliště	47 000
Park Lužánky	do 25 000
Náměstí 28.října	do 25 000
zastávka Zoologická zahrada	15 001–25 000

Z porovnání vybraných prvků zelené infrastruktury (Obr. 23–27) je patrná značná variabilita jak na úrovni lokalit, tak na úrovni sledovaných těžkých kovů. Nezanedbatelně vysoké hodnoty koncentrací byly stanoveny ve vzorcích z lokalit Obora Holedná, Moravské náměstí, Masarykův háj a zastávka Zoologická zahrada.

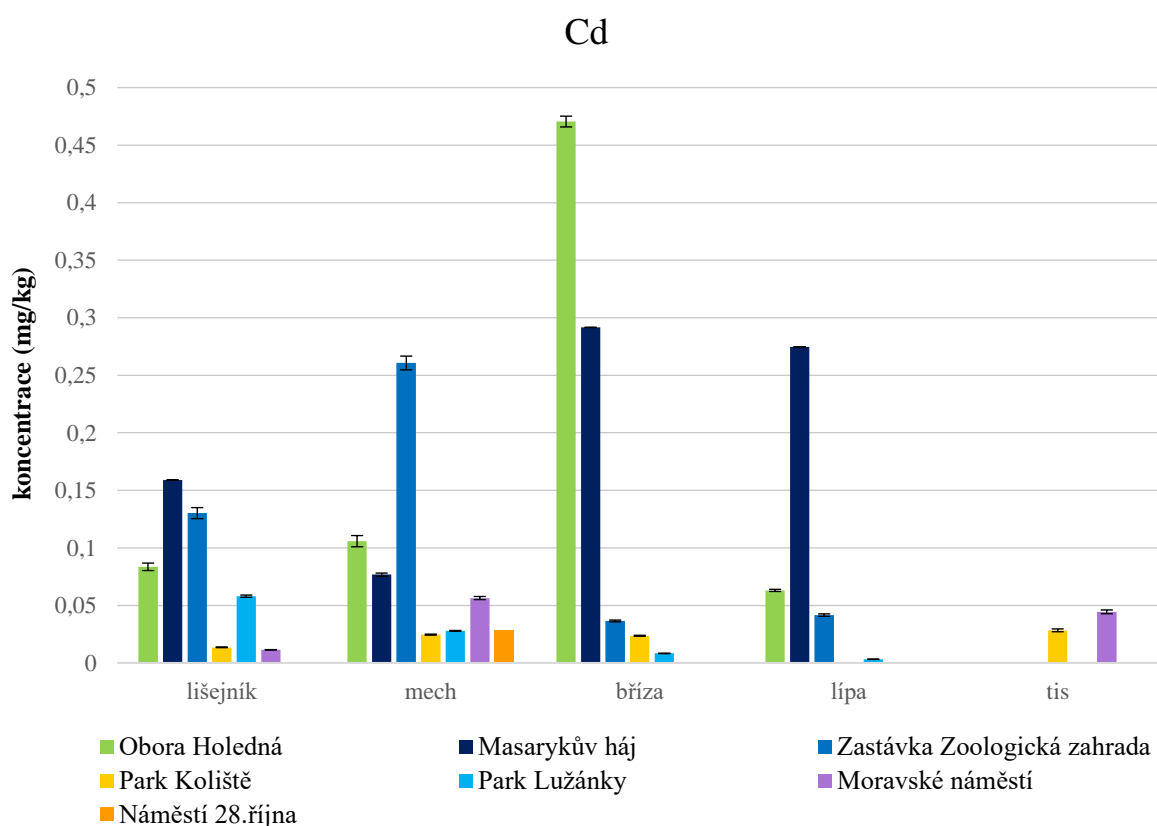
Na lokaci Obora Holedná byly naměřeny nejvyšší koncentrace rtuti a kadmia. Jejich koncentrace ale nedosahovaly hodnot toxických pro rostliny. Koncentrace zinku a mědi zde ale byly nezanedbatelně vysoké. Dopravní zatížení kolem této lokality je jedno z nejnižších, což

naznačuje, že velký vliv může mít nejenom samotná intenzita dopravy, ale také další faktory prostředí, jako jsou například půdní vlastnosti [60], které pravděpodobně přispěly k vysoké variabilitě výsledků.

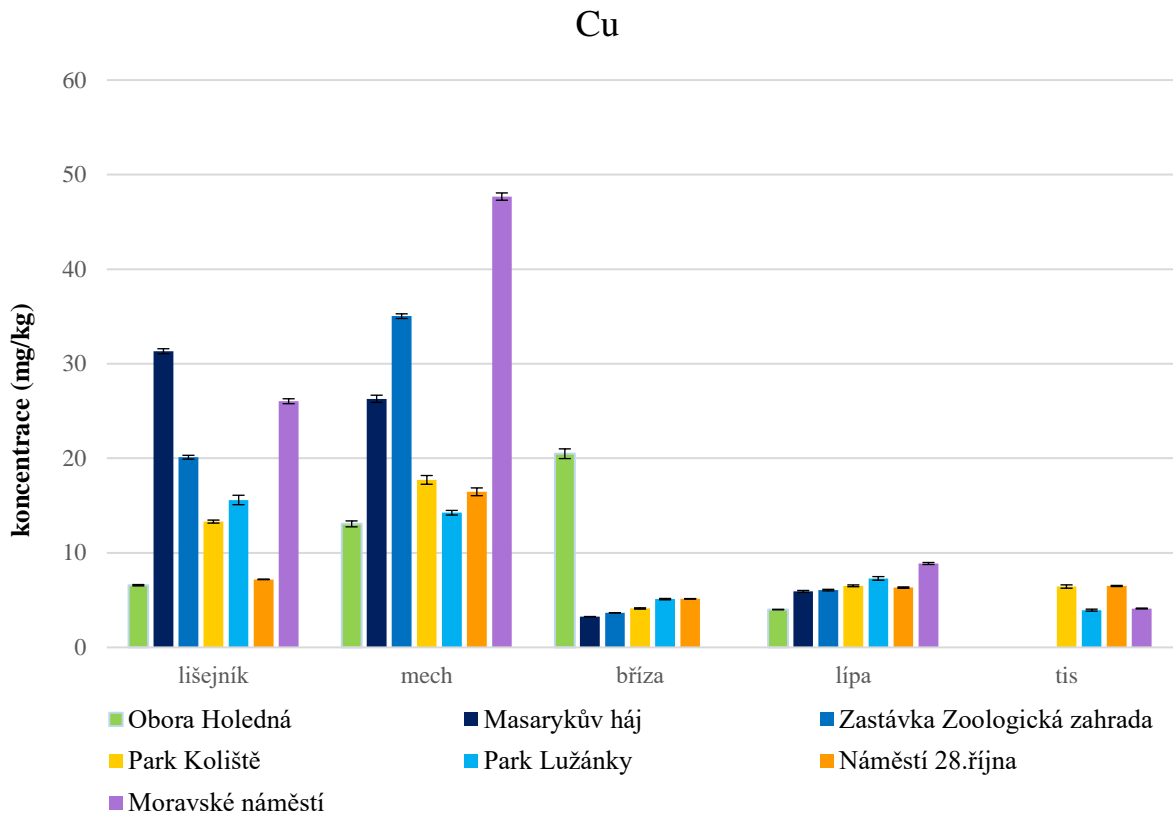
Na Moravském náměstí byla naměřena nejvyšší hodnota koncentrace mědi, která přesáhla limitní hodnotu toxiciké koncentrace pro rostliny. Také zde byla naměřena nejvyšší hodnota koncentrace olova, která byla velmi blízko limitní hodnotě toxicity olova. Frekvence dopravy je zde do 40 000 vozidel za den. Lokalita se nachází v centru města, a vysoké hodnoty jsou zde pravděpodobně vyvolány dopravním zatížením a antropogenní činností [27].

Nejvyšší koncentrace zinku byla naměřena na lokalitě Masarykův háj. Také zde byly naměřeny poměrně vysoké koncentrace mědi a kadmia. Jelikož má tato oblast nejnižší dopravní zatížení, je málo pravděpodobné, že by kontaminace byla způsobena blízkou dopravní komunikací. Kontaminace dopravním zatížením by zde byla možná jen například dálkovým přenosem polutantů z dopravní komunikace ve vzdálenosti asi 1 km od lokality s provozem do 50 000 vozidel za den.

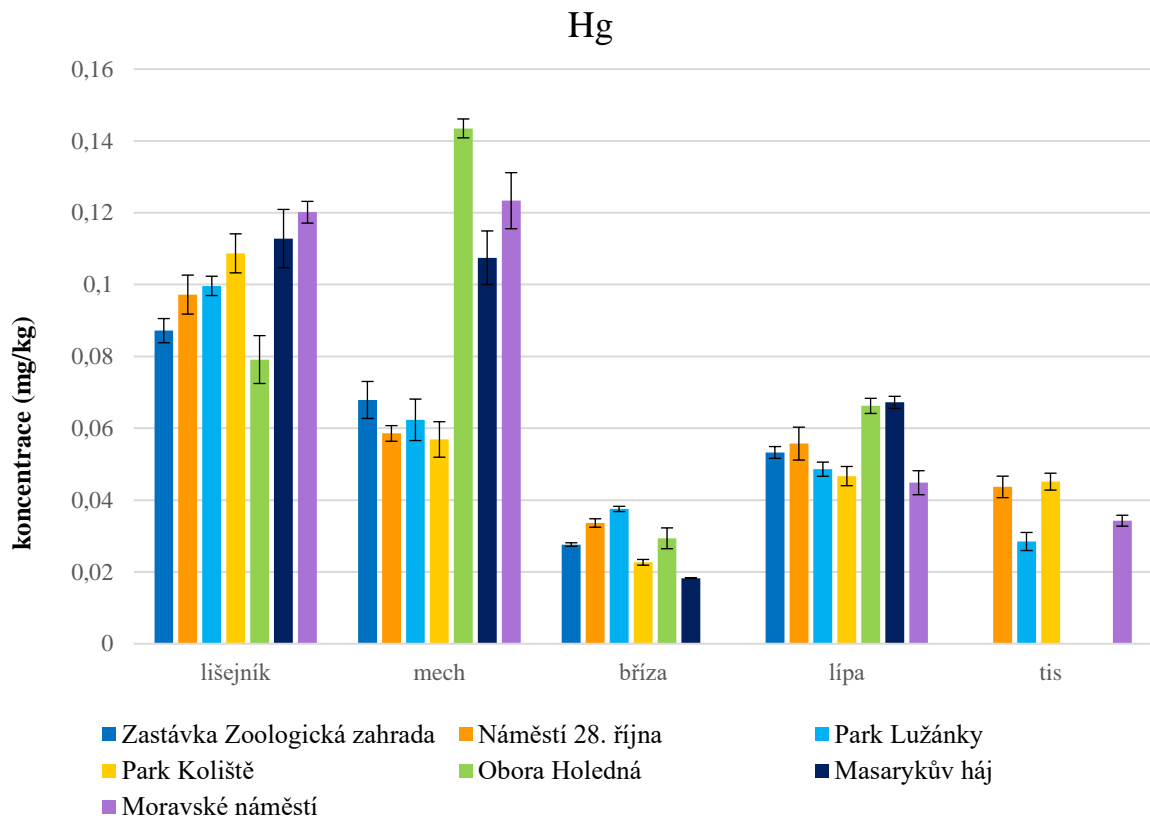
Možným důvodem vysokých koncentrací kontaminantů v lokalitách s nízkým dopravním zatížením je nízká úroveň splachu a odtoku pryč z lokality. Zatímco v městské zelené infrastruktuře mohou být polutanty při atmosférických srážkách vymyty z půdy a svedeny do odtoků, na asfaltové cesty a do kanalizací, v zalesněných lokalitách mimo městské centrum zůstávají tyto polutanty deponovány v půdě.



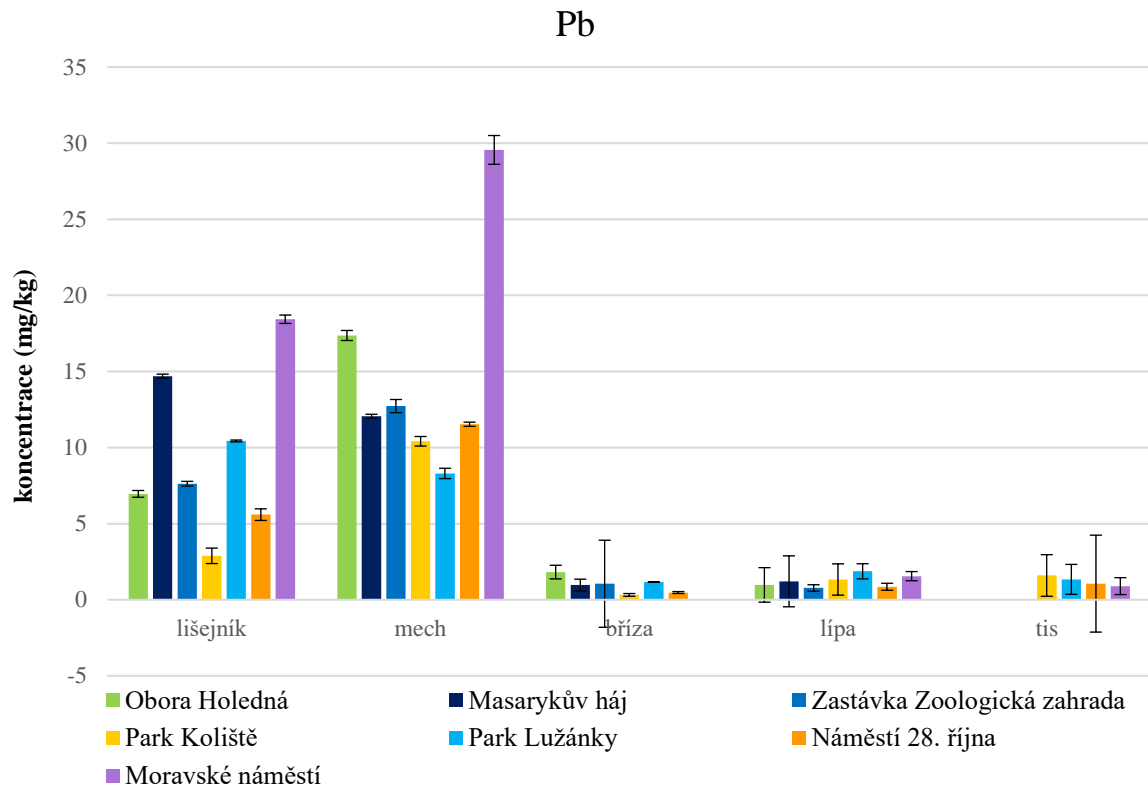
Obr. 23: Stanovené koncentrace kadmia v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.



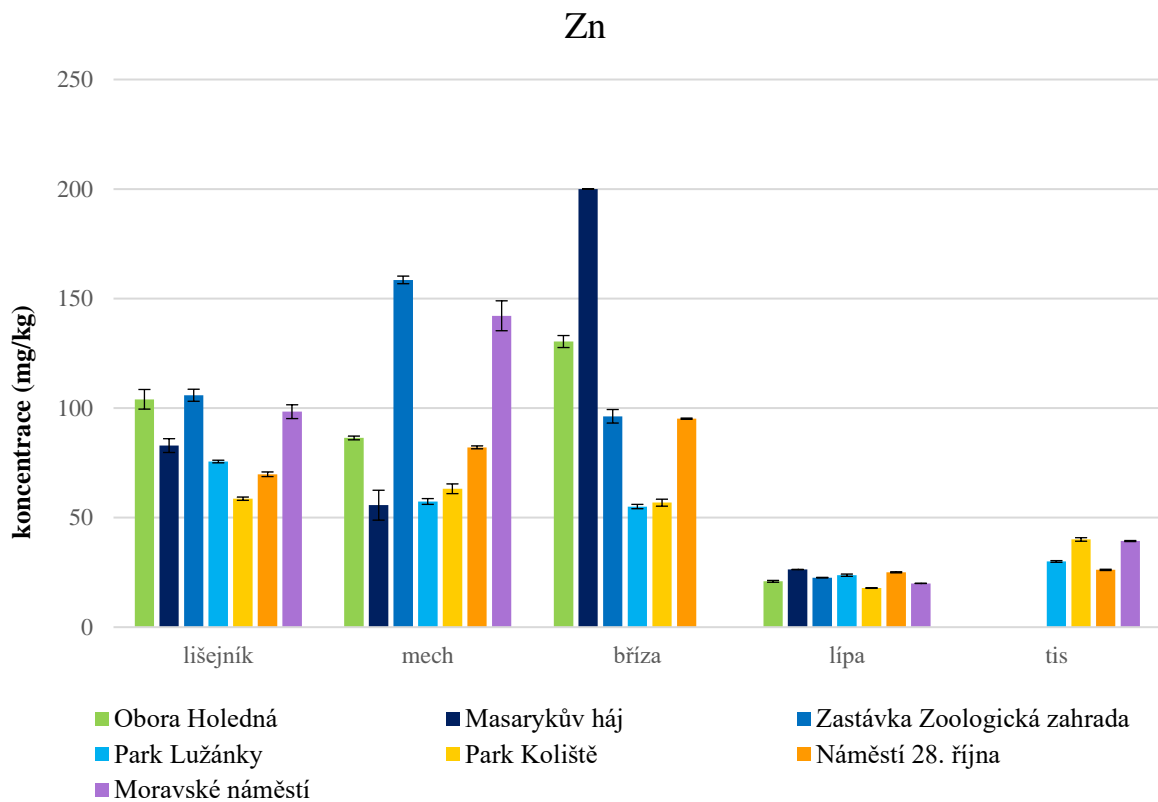
Obr. 24: Stanovené koncentrace mědi v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.



Obr. 25: Stanovené koncentrace rtuti v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.



Obr. 26: Stanovené koncentrace olova v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.



Obr. 27: Stanovené koncentrace zinku v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.

6 ZÁVĚR

Tato bakalářská práce zhodnotila kontaminaci různých zelených infrastruktur na území města Brna. Vybrané rizikové prvky byly stanoveny v bioindikátorech v rozmezí koncentrací: Cd 0,003–0,471 mg·kg⁻¹, Cu 3,95–47,7 mg·kg⁻¹, Hg 0,018–0,143 mg·kg⁻¹, Pb 0,320–29,6 mg·kg⁻¹ a Zn 17,9–200 mg·kg⁻¹.

Naměřené hodnoty koncentrací mědi a zinku, obsažené v bioindikátorech, jsou na hranici fytotoxicity pro rostliny a mohou tedy indikovat počínající kontaminaci. Tyto zvýšené koncentrace byly indikovány v lokalitách Obora Holedná, Masarykův háj a Moravské náměstí.

Zinek a měď se do prostředí ve velkém množství uvolňují z dopravy, konkrétně z brzdných procesů. Jejich vysoké koncentrace v městské zeleni jsou tedy s největší pravděpodobností způsobeny právě těmito procesy, jelikož vybrané prvky zelené infrastruktury města Brna se nacházejí v těsné blízkosti dopravních komunikací s vysokou intenzitou dopravy.

Rostliny, které byly pro tuto práci vybrány, byly jako bioindikátory pro dané prvky již dříve použity a potvrzeny, jsou proti vybraným těžkým kovům tedy o něco odolnější a prvky na ně nemají tak destruktivní účinky. Pro ostatní rostliny by ale takto vysoké koncentrace mohly mít fytotoxické účinky.

Zvolené rostliny nebyly schopné kumulovat dostatečně vysoké koncentrace kontaminantů, aby se prokázaly jako vhodné pro fytoremediaci. Jejich potenciál je tedy spíše bioindikační. Nejlepších bioindikačních výsledků z vybraných rostlin dosahovaly lišejníky a mechy, pro bioindikaci zinku bříza.

Jako nejvíce kontaminované lokality, s různým zastoupením jednotlivých polutantů, byly vyhodnoceny Obora Holedná, Masarykův háj a Moravské náměstí. Obora Holedná a Masarykův háj byly vybrány jako lokality s nízkým dopravním zatížením, lokalizovány v extravilánu města Brna. Zásadní rozdíl v obsazích jednotlivých rizikových prvků v bioindikátorech mezi zatíženými a nezatíženými lokalitami se nepodařilo na základě získaných dat detekovat. To může znamenat, že doprava nemusí být v Brně vážným zdrojem znečištění, nebo mohou být rozdíly způsobeny variabilitou v půdních vlastnostech, které rozdíly stírají. Může ale také docházet ke komplexní kontaminaci celé městské oblasti přenosem kontaminantů na větší vzdálenosti.

Pro lepší představu míry kontaminace by bylo vhodné provést další výzkum, při kterém by byly odebrány i vzorky půdy a porovnány s koncentracemi obsaženými v bioindikátorech. Odběr půdy by rovněž pomohl vytvořit komplexnější představu o celkové kontaminaci, a míře akumulace vybraných rizikových prvků v bioindikátorech, oproti kontaminaci v prostředí. Zvýšené koncentrace některých rizikových prvků nebezpečných lidskému zdraví ale byly prokázány, a bylo by vhodné zamezit zvyšování těchto koncentrací, nebo vyčištění půdy sanačními technologiemi. Vhodnými technologickými úpravami, nebo začleněním efektivnějších filtrů do spalovacích procesů by měly být sníženy emise těchto rizikových prvků do prostředí. Proti uvolňování olova do prostředí bylo učiněno mnoho preventivních kroků, a jeho koncentrace byly na většině lokalit stanoveny poměrně nízké. Je tedy patrné, že zavedená stanovení jsou efektivní a pro snížení koncentrace i ostatních rizikových prvků by bylo dobrým řešením zavést podobná nařízení a ochranná opatření.

7 LITERATURA

- [1] MARKERT, B., A. BREURE a H. ZECHMEISTER. *Bioindicators & biomonitors: principles, concepts, and applications*. Boston: Elsevier, 2003. Trace metals in the environment, 6. ISBN 9780080441771.
- [2] CONTI, M.E. a G. CECCHETTI. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment — a review. *Environmental Pollution* [online]. 2001, **114**(3), 471-492 [cit. 2020-03-22]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/S0269-7491(00)00224-4
- [3] BOHÁČ, Jaroslav. Organismy jako bioindikátory měnícího se prostředí. *Životné prostredie: revue pre teóriu a tvorbu životného prostredia*. 1999, **33**(3), 126-129. ISSN 0044-4863.
- [4] KOČÍ, Vladimír. Význam testů toxicity pro hodnocení vlivů látek na životní prostředí. *Chemické listy*. 2006, **100**(10), 882-888.
- [5] SCHRÖDER, Peter a Christopher COLLINS, ed. *Organic Xenobiotics and Plants* [online]. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011 [cit. 2020-11-14]. Plant Ecophysiology. ISBN 978-90-481-9851-1. Dostupné z: doi:10.1007/978-90-481-9852-8
- [6] HOLT, Emily a Scott W. MILLER. . Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge* [online]. Cambridge, 2011 [cit. 2020-11-14]. Dostupné z: <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310>
- [7] HONZÍK, Roman. Využití rostlinných bioindikátorů pro hodnocení vlivů cizorodých látek na zemědělskou produkci. *CZ BIOM* [online]. Praha: CZ BIOM [cit. 2020-11-14]. Dostupné z: http://czbiom.fortunecity.ws/sborniky/sb97PrVana/sb97PrVana_honzik.html
- [8] MANNING, W.J a B GODZIK. Bioindicator plants for ambient ozone in Central and Eastern Europe. *Environmental Pollution* [online]. 2004, **130**(1), 33-39 [cit. 2020-11-14]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2003.10.033
- [9] AAS, Gregor a Andreas RIEDMILLER. *Stromy: praktická příručka k určování evropských jehličnatých a listnatých stromů*. 3. české vyd. Praha: Slovart, 2002. Kapesní atlas. ISBN 80-7209-420-3.
- [10] SIDI, Nordiani, Ahmad ARIS, Ferdaus MOHAMAT YUSUFF, Ley LOOI a Nor MOKHTAR. Tape seagrass (*Enhalus acoroides*) as a bioindicator of trace metal contamination in Merambong shoal, Johor Strait, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*

- [online]. 2018, **126**, 113-118 [cit. 2020-11-14]. ISSN 0025326X. Dostupné z: doi:10.1016/j.marpolbul.2017.10.041
- [11] MONISHA, D., V. SIVASANKAR, Prabhakaran MYLSAMY a M. GABRIEL PAULRAJ. Mosquito Larvicidal activity of *Enhalus acoroides* (L.f) Royle and *Halophila ovalis* (R. Br) Hook. f. against the deadly vectors *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus*. *South African Journal of Botany* [online]. 2020, **133**, 63-72 [cit. 2020-11-19]. ISSN 02546299. Dostupné z: doi:10.1016/j.sajb.2020.06.021
- [12] KOČÍ, Vladimír, Jiří BURKHARD a Blahoslav MARŠÁLEK. EUTROFIZACE NA PŘELOMU TISÍCILETÍ. *Eutrofizace 2000*. Praha, 2000, , 3-13.
- [13] SLÁDEČEK, Vladimír a Alena SLÁDEČKOVÁ. *Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod*. Praha: Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, 1996. ISBN 80-02-01080-9.
- [14] WINKLEROVÁ, Lucie. *Bioindikátory - jejich role při hodnocení stavu životního prostředí* [online]. Brno, 2009 [cit. 2020-11-14]. Dostupné z: <http://hdl.handle.net/11012/11390>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně. Fakulta chemická. Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí práce Helena Zlámalová Gargošová.
- [15] BÖHM, S. *Hodnocení stavu životního prostředí : Monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích v letech 1995-2000* . [online]. 2002. Dostupné také z: https://www.mzp.cz/www/dav.nsf/roценка_04/c2.htm
- [16] SHAH, Vijendra a Achlesh DAVEREY. Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation* [online]. 2020, **18** [cit. 2020-11-19]. ISSN 23521864. Dostupné z: doi:10.1016/j.eti.2020.100774
- [17] SHEORAN, V., A.S. SHEORAN a P. POONIA. Phytomining: A review. *Minerals Engineering* [online]. 2009, **22**(12), 1007-1019 [cit. 2020-11-14]. ISSN 08926875. Dostupné z: doi:10.1016/j.mineng.2009.04.001
- [18] TOGNACCHINI, Alice, Theresa ROSENKRANZ, Antony VAN DER ENT, Gaylord MACHINET, Guillaume ECHEVARRIA a Markus PUSCHENREITER. Nickel phytomining from industrial wastes: Growing nickel hyperaccumulator plants on galvanic sludges. *Journal of Environmental Management* [online]. 2020, **254** [cit. 2020-11-14]. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2019.109798
- [19] KŁOS, Andrzej, Zbigniew ZIEMBIK, Małgorzata RAJFUR et al. Using moss and lichens in biomonitoring of heavy-metal contamination of forest areas in southern and north-eastern Poland. *Science of The Total Environment* [online]. 2018, **627**, 438-449 [cit. 2020-11-14]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.211

- [20] BÁNFALVI, Gáspár. *Cellular Effects of Heavy Metals*. Dodrecht: Springer, 2011. ISBN 9789400704275.
- [21] BALDWIN, D. a W. MARSHALL. Heavy Metal Poisoning and its Laboratory Investigation. *Annals of Clinical Biochemistry: An international journal of biochemistry and laboratory medicine* [online]. 1999, **36**(3), 267-300 [cit. 2020-11-14]. ISSN 0004-5632. Dostupné z: doi:10.1177/000456329903600301
- [22] PROKEŠ, Jaroslav. *Základy toxikologie: obecná toxikologie a ekotoxikologie*. 1. vyd. Praha: Galén, 2005. ISBN 80-7262-301-x.
- [23] KAFKA, Zdeněk a Jana PUNČOCHÁŘOVÁ. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* [online]. 2002, (96), 611-617 [cit. 2021-05-16]. Dostupné z: <http://www.chemicke-listy.cz/ojs3/index.php/chemicke-listy/article/view/2316/2316>
- [24] SHABBIR, Zunaira, Aneesa SARDAR, Abrar SHABBIR et al. Copper uptake, essentiality, toxicity, detoxification and risk assessment in soil-plant environment. *Chemosphere* [online]. 2020, **259** [cit. 2021-06-11]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2020.127436
- [25] MEIJA, Juris, Tyler COPLEN, Michael BERGLUND et al. Atomic weights of the elements 2013 (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry* [online]. 2016, **88**(3), 265-291 [cit. 2021-05-16]. ISSN 1365-3075. Dostupné z: doi:10.1515/pac-2015-0305
- [26] BAKSHI, Mansi a Arun KUMAR. Copper-based nanoparticles in the soil-plant environment: Assessing their applications, interactions, fate and toxicity. *Chemosphere* [online]. 2021, **281** [cit. 2021-07-19]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2021.130940
- [27] HJORTENKRANS, David S. T., Bo G. BERGBÄCK a Agneta V. HÄGGERUD. Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environmental Science & Technology* [online]. 2007, **41**(15), 5224-5230 [cit. 2021-07-13]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/es070198o
- [28] SRUTHI, S., J. ASHTAMI a P.V. MOHANAN. Biomedical application and hidden toxicity of Zinc oxide nanoparticles. *Materials Today Chemistry* [online]. 2018, **10**, 175-186 [cit. 2021-05-16]. ISSN 24685194. Dostupné z: doi:10.1016/j.mtchem.2018.09.008
- [29] DMUCHOWSKI, Wojciech, Dariusz GOZDOWSKI, Paulina BRĄGOSZEWSKA, Aneta BACZEWSKA a Irena SUWARA. Phytoremediation of zinc contaminated soils using silver birch (*Betula pendula* Roth). *Ecological Engineering* [online]. 2014, **71**, 32-35 [cit. 2021-06-23]. ISSN 09258574. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoleng.2014.07.053
- [30] Periodic table. *Royal Society Of Chemistry* [online]. 2021 [cit. 2021-05-16]. Dostupné z: <https://www.rsc.org/periodic-table/>

- [31] STURIKOVA, Helena, Olga KRYSTOFOVA, Dalibor HUSKA a Vojtech ADAM. Zinc, zinc nanoparticles and plants. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2018, **349**, 101-110 [cit. 2021-07-19]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2018.01.040
- [32] LE ROUX, G., S.V. HANSSON a A. CLAUSTRES. Inorganic Chemistry in the Mountain Critical Zone. *Mountain Ice and Water - Investigations of the Hydrologic Cycle in Alpine Environments* [online]. Elsevier, 2016, s. 131-154 [cit. 2021-07-19]. Developments in Earth Surface Processes. ISBN 9780444637871. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-444-63787-1.00003-2
- [33] WAALKES, M. Cadmium carcinogenesis. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis* [online]. 2003, **533**(1-2), 107-120 [cit. 2020-11-14]. ISSN 00275107. Dostupné z: doi:10.1016/j.mrfmmm.2003.07.011
- [34] ZHANG, Hao a Mindy REYNOLDS. Cadmium exposure in living organisms: A short review. *Science of The Total Environment* [online]. 2019, **678**, 761-767 [cit. 2020-12-03]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.04.395
- [35] TEMPLETON, Douglas a Ying LIU. Multiple roles of cadmium in cell death and survival. *Chemico-Biological Interactions* [online]. 2010, **188**(2), 267-275 [cit. 2020-11-14]. ISSN 00092797. Dostupné z: doi:10.1016/j.cbi.2010.03.040
- [36] BĚLOHLÁVKOVÁ STAFFOVÁ, Petra. *Koloběh kadmia v životním prostředí*. Vysoké učení technické v Brně. Fakulta chemická, 2013, 42 l. : il.
- [37] CIBULKA, Jiří. *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. 1. vyd. Praha: Academia, 1991. ISBN 80-200-0401-7.
- [38] GREENWOOD, N. a Alan EARNSHAW. *Chemie prvků*. 1. vyd. Praha: Informatorium, 1993. ISBN 80-85427-38-9.
- [39] YANG, Lixin, Yuanyuan ZHANG, Feifei WANG, Zidie LUO, Shaojuan GUO a Uwe STRÄHLE. Toxicity of mercury: Molecular evidence. *Chemosphere* [online]. 2020, **245** [cit. 2020-03-25]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2019.125586
- [40] IYER, Sandhya, Caesar SENGUPTA a A. VELUMANI. Lead toxicity: An overview of prevalence in Indians. *Clinica Chimica Acta* [online]. 2015, **451**, 161-164 [cit. 2020-03-25]. ISSN 00098981. Dostupné z: doi:10.1016/j.cca.2015.09.023
- [41] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. [cit. 2020-11-14]. Dostupné z: <http://www.irz.cz>
- [42] LOUČKA, Tomáš. *Chemie životního prostředí*. Vyd. 1. Ústí nad Labem: Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 2014. ISBN 978-80-7414-751-7.

- [43] CÍSAŘ, Václav. *Člověk a životní prostředí*. 1.vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1987. Praktické příručky pro učitele.
- [44] BAREK, Jiří. Postavení polarografie a voltametrie na rtuťových kapkových elektrodách v moderní analytické chemii. *Chemické listy* [online]. Univerzita Karlova v Praze, 1997, (91), 1038-1042 [cit. 2020-11-19]. ISSN 0009-2770. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/1997_12_1038-1042.pdf
- [45] ZÁRUBA, Kamil. *Analytická chemie*. Vydání první. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2016. ISBN 978-80-7080-951-8.
- [46] KROFTA, Jiří. *Návody pro laboratorní cvičení z analytické chemie II*. 5. přeprac. a rozš. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1997. ISBN 80-7080-301-0.
- [47] *ChromSpec* [online]. Praha: CHROMSPEC spol. s r.o. [cit. 2020-12-04]. Dostupné z: <https://www.chromspec.cz/index.php>
- [48] Skripta Atomová spektrometrie. *Nano ED* [online]. 2019 [cit. 2021-03-05]. Dostupné z: https://nanoed.tul.cz/pluginfile.php/614/mod_resource/content/1/skripta_AS-2.pdf
- [49] VŠETIČKA, Martin a Jaroslav REICHL. CCD - základní princip. *Encyklopedie fyziky* [online]. 2006 [cit. 2021-03-05]. Dostupné z: <http://fyzika.jreichl.com/main.article/view/748-ccd-zakladni-princip>
- [50] *AZO Materials* [online]. [cit. 2020-12-04]. Dostupné z: <https://www.azom.com/>
- [51] NĚMCOVÁ, Irena, Petr RYCHLOVSKÝ a Ludmila ČERMÁKOVÁ. *Spektrometrické analytické metody*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1997-1998. ISBN 80-7184-365-2.
- [52] *Google Maps* [online]. Mountain View, Spojené státy americké: Google [cit. 2021-06-24]. Dostupné z: <https://www.google.cz/maps>
- [53] ROLA, Kaja. Insight into the pattern of heavy-metal accumulation in lichen thalli. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* [online]. 2020, **61** [cit. 2021-07-06]. ISSN 0946672X. Dostupné z: doi:10.1016/j.jtemb.2020.126512
- [54] IANOVICI, Nicoleta, Alexandra BATALU, Diana HRISCU a Adina DANIELA DATCU. Phytomonitoring study on intra urban variations of leaves of some evergreen and deciduous trees. *Ecological Indicators* [online]. 2020, **114** [cit. 2021-07-06]. ISSN 1470160X. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolind.2020.106313
- [55] KHAVANIN ZADEH, A.R., F. VEROUSTRAETE, J.A.N. BUYTAERT, J. DIRCKX a R. SAMSON. Assessing urban habitat quality using spectral characteristics of Tilia leaves. *Environmental Pollution* [online]. 2013, **178**, 7-14 [cit. 2021-07-06]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2013.02.021

- [56] GAWRONSKI, Stanislaw W., Helena GAWRONSKA, Slawo LOMNICKI, Arne SæBO a Jaco VANGRONSVELD. Plants in Air Phytoremediation. *Phytoremediation* [online]. Elsevier, 2017, s. 319-346 [cit. 2021-07-06]. Advances in Botanical Research. ISBN 9780128028537. Dostupné z: doi:10.1016/bs.abr.2016.12.008
- [57] POHANKA, Miroslav. Základy statistiky laboratorních experimentů. *Vojenské listy* [online]. Hradec Králové, **79**(2), 60-63 [cit. 2021-06-23]. Dostupné z: https://www.unob.cz/fvz/fakulta/Documents/VZL/2010/2_2010/5_Pohanka.pdf
- [58] MACDOUGALL, Daniel., Warren CRUMMETT a . ET AL. Guidelines for data acquisition and data quality evaluation in environmental chemistry. *Analytical Chemistry* [online]. 1980, **52**(14), 2242-2249 [cit. 2021-06-23]. ISSN 0003-2700. Dostupné z: doi:10.1021/ac50064a004
- [59] KABATA-PENDIAS, Alina. *Trace Elements in Soils and Plants* [online]. CRC Press, 2000 [cit. 2021-07-11]. ISBN 9780429191121. Dostupné z: doi:10.1201/9781420039900
- [60] PECINA, Václav, David JUŘIČKA, Michaela VAŠINOVÁ GALIOVÁ, Jindřich KYNICKÝ, Ludmila BALÁKOVÁ a Martin BRTNICKÝ. Polluted brownfield site converted into a public urban park: A place providing ecosystem services or a hidden health threat?. *Journal of Environmental Management* [online]. 2021, **291** [cit. 2021-07-11]. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2021.112669
- [61] Celostátní sčítání dopravy 2016. *Ředitelství silnic a dálnic ČR* [online]. Česká republika, Na Pankráci 546/56 [cit. 2021-06-24]. Dostupné z: <http://scitani2016.rsd.cz/pages/map/default.aspx>
- [62] NAVRÁTILOVÁ, Vladimíra. Ročenka dopravy Brno 2020. *Brněnské komunikace a.s.* [online]. Brno: © 2021 Brněnské komunikace a.s. [cit. 2021-07-06]. Dostupné z: <https://www.bkom.cz/informacni-centrum/rocenky-dopravy-brno-15/rocenka-dopravy-brno-2020-pdf-210>

8 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1: Zjednodušené schéma, zobrazující všechny vlivy působící na bioindikátor a jeho prostředí [1].	8
Obr. 2: Hraboš polní, typický zástupce využívaný pro impaktní monitorování [3].	10
Obr. 3: Zástupce lišejníků, Terčovník Zední (<i>Xanthoria parietina</i>)	11
Obr. 4: Jeřáb ptačí (<i>Sorbus aucuparia</i> L.) vlevo a Olše šedá (<i>Alnus incana</i> L.) vpravo [9].	12
Obr. 5: <i>Enhalus acoroides</i> (L.f.) Royle [11].	12
Obr. 6: Schéma znázorňující hlavní procesy probíhající při hyperakumulaci kovů rostlinou [17].	14
Obrázek 7: Hormonální efekt mědi na rostliny. Nadbytek i deficit mědi vyvolávají negativní účinky na růst a vývoj rostlin. Optimální úroveň mědi je velmi důležitá pro správný růst rostlin dle [24].	16
Obr. 8: Možné výsledky vystavení mezangiálních buněk kadmium [35]	19
Obr. 9: Schéma distribuce stopových prvků do životního prostředí z klasické tepelné elektrárny [36].	19
Obr. 10: Příklad některých možných cest rtuti a jejích sloučenin v životním prostředí [38].	20
Obr. 11: Koloběh olova v životním prostředí [43].	22
Obr. 12: Schéma atomového absorpčního spektrometru [45].	23
Obr. 13: Schéma přístroje ContrAA 800 dle [50].	24
Obr. 14: Schéma přístroje AMA [45].	25
Obr. 15: Schéma spektrometru ICP-MS dle [45].	26
Obr. 16: Dvouelektrodové a tříelektrodové zapojení při voltametrickém měření [45].	27
Obr. 17: Vyobrazení vzorkovaných lokalit v kontextu okolního urbanistického prostředí. 1. Park Lužánky, 2. Náměstí 28. října, 3. Moravské náměstí, 4. Park Koliště [52].	30
Obr. 18: Vyobrazení vzorkovaných lokalit v kontextu okolního urbanistického prostředí. 5. Obora Holedná, 6. Masarykův háj [52].	31
Obr. 19: Vyobrazení vzorkovaných lokalit v kontextu okolního urbanistického prostředí., 7. zastávka Zoologická zahrada [52].	31
Obr. 20: Tis červený (<i>Taxus baccata</i>) (vlevo), terčovník zední (<i>Xanthoria parietina</i>) (uprostřed), terčovka bublinatá (<i>Hypogymnia physodes</i>) (vpravo).	32
Obr. 21: Statistické vyhodnocení obsahu olova a zinku ve vybraných rostlinných bioindikátorech.	38
Obr. 22: Průměrné koncentrace kadmia ze všech lokalit obsažené v jednotlivých bioindikátorech.	39
Obr. 23: Stanovené koncentrace kadmia v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.	40
Obr. 24: Stanovené koncentrace mědi v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.	41
Obr. 25: Stanovené koncentrace rtuti v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.	41
Obr. 26: Stanovené koncentrace olova v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.	42
Obr. 27: Stanovené koncentrace zinku v bioindikátorech v závislosti na lokalitě.	42

9 SEZNAM TABULEK

Tab. 1: Příjem rizikových prvků z půdy některými zemědělskými plodinami [14] in [15].....	13
Tab. 2: Přehled některých vlastností mědi a shrnutí základních informací [22–26].....	15
Tab. 3: Přehled některých vlastností zinku a shrnutí základních informací [23;25;30–32].....	17
Tab. 4: Přehled některých vlastností kadmia a shrnutí základních informací [21; 36].....	18
Tab. 5: Přehled některých vlastností rtuti a shrnutí základních informací [22; 25; 37; 39].....	20
Tab. 6: Přehled některých vlastností olova a shrnutí základních informací [21; 25; 40; 41]...	21
Tab. 7: Podmínky rozkladu vzorků v mikrovlákném rozkladném zařízení ETHOS EASY.....	33
Tab. 8: Podmínky analýzy přístroje AMA 254.	33
Tab. 9: Optimalizovaný teplotní program pro měření Cd přístrojem ContrAA 800.....	34
Tab. 10: Optimalizované teplotní programy pro měření Cu, Zn a Pb.....	34
Tab. 12: Koncentrace rizikových prvků ve vybraných bioindikátorech [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$].	37
Tab. 11: Dopravní zatížení jednotlivých lokalit, vztažené na počet vozidel za jeden den [61; 62].	39

10 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Seznam vzorků bioindikátorů a jejich zkratkové označení, následně využité v dalších tabulkách.	53
Příloha 2: Kadmium – naměřená a vypočítaná data.	54
Příloha 3: Měď – naměřená a vypočítaná data.	55
Příloha 4: Rtuť – naměřená a vypočítaná data.	56
Příloha 5: Olovo – naměřená a vypočítaná data.	57
Příloha 6: Zinek – naměřená a vypočítaná data.	58

PŘÍLOHY

Příloha 1: Seznam vzorků bioindikátorů a jejich zkratkové označení, následně využité v dalších tabulkách.

Lokace	Rostlina	Označení	Souřadnice
Náměstí 28.října	Lišejníky	N1	49°12'N 16°36'E
	Mechy	N2	49°12'N 16°36'E
	Bříza	N3	49°12'N 16°36'E
	Lípa	N4	49°12'N 16°36'E
	Tis	N5	49°12'N 16°36'E
zastávka Zoologická zahrada	Lišejníky	Z1	49°13'N 16°31'E
	Mechy	Z2	49°13'N 16°31'E
	Bříza	Z3	49°13'N 16°31'E
	Lípa	Z4	49°13'N 16°31'E
Park Lužánky	Lišejníky	L1	49°12'N 16°36'E
	Mechy	L2	49°12'N 16°36'E
	Bříza	L3	49°12'N 16°36'E
	Lípa	L4	49°12'N 16°36'E
	Tis	L5	49°12'N 16°36'E
Park Koliště	Lišejníky	K1	49°11'N 16°36'E
	Mechy	K2	49°11'N 16°36'E
	Bříza	K3	49°11'N 16°36'E
	Lípa	K4	49°11'N 16°36'E
	Tis	K5	49°11'N 16°36'E
Moravské náměstí	Lišejníky	M1	49°11'N 16°36'E
	Mechy	M2	49°11'N 16°36'E
	Lípa	M3	49°11'N 16°36'E
	Tis	M4	49°11'N 16°36'E
Obora Holedná	Lišejníky	O1	49°12'N 16°31'E
	Mechy	O2	49°12'N 16°31'E
	Bříza	O3	49°12'N 16°31'E
	Lípa	O4	49°12'N 16°31'E
Masarykův háj	Lišejníky	H1	49°11'N 16°33'E
	Mechy	H2	49°11'N 16°33'E
	Bříza	H3	49°11'N 16°33'E
	Lípa	H4	49°11'N 16°33'E

Příloha 2: Kadmium – naměřená a vypočítaná data.

vzorek	m_{navážka} [g]	Absorbance [-]	Koncentrace [mg/kg]
K1	0,4926	0,0203	0,0136 ± 0,0003
K2	0,4934	0,0235	0,0246 ± 0,0004
K3	0,4986	0,0300	0,0236 ± 0,0004
K4	0,4988	0,0105	> LOD
K5	0,5068	0,0329	0,0283 ± 0,0012
L1	0,4934	0,0329	0,0580 ± ,0010
L2	0,5072	0,0246	0,0279 ± 0,0004
L3	0,4964	0,0189	0,0083 ± 0,0002
L4	0,5058	0,0184	0,0032 ± 0,0001
L5	0,4958	0,0070	> LOD
Z1	0,5082	0,0543	0,1302 ± 0,0048
Z2	0,4938	0,0900	0,2607 ± 0,0060
Z3	0,4948	0,0268	0,0365 ± 0,0008
Z4	0,5085	0,0286	0,0416 ± 0,0010
O1	0,4962	0,0402	0,0835 ± 0,0033
O2	0,5068	0,0471	0,1058 ± 0,0049
O3	0,5048	0,1521	0,4705 ± 0,0047
O4	0,4963	0,0344	0,0631 ± 0,0009
N1	0,5044	0,0118	> LOD
N2	0,4964	0,0246	0,0284 ± 0,0006
N3	0,5081	0,0067	> LOD
N4	0,5034	0,0092	> LOD
N5	0,507	0,0141	> LOD
H1	0,4995	0,0618	0,1589 ± 0,0072
H2	0,4966	0,0383	0,0768 ± 0,0029
H3	0,5007	0,0999	0,2916 ± 0,0026
H4	0,5044	0,0956	0,2748 ± 0,0088
M1	0,5034	0,0198	0,0115 ± 0,0001
M2	0,4955	0,0325	0,0564 ± 0,0014
M3	0,4983	0,0159	> LOD
M4	0,4907	0,0290	0,0444 ± 0,0016

Příloha 3: Měď – naměřená a vypočítaná data.

vzorek	m_{navážka} [g]	Absorbance [-]	Koncentrace [mg/kg]
K1	0,4926	0,04128	13,31 ± 0,16
K2	0,4934	0,05471	17,72 ± 0,46
K3	0,4986	0,0136	4,12 ± 0,07
K4	0,4988	0,02094	6,51 ± 0,07
K5	0,5068	0,02103	6,44 ± 0,09
L1	0,4934	0,04826	15,59 ± 0,50
L2	0,5072	0,04539	14,25 ± 0,24
L3	0,4964	0,01655	5,10 ± 0,07
L4	0,5058	0,02367	7,30 ± 0,19
L5	0,4958	0,013	3,94 ± 0,10
Z1	0,5082	0,06381	20,12 ± 0,20
Z2	0,4938	0,1073	35,03 ± 0,25
Z3	0,4948	0,01213	3,67 ± 0,01
Z4	0,5085	0,01991	6,06 ± 0,08
O1	0,4962	0,02103	6,57 ± 0,07
O2	0,5068	0,04166	13,06 ± 0,31
O3	0,5048	0,06453	20,48 ± 0,51
O4	0,4963	0,01318	4,00 ± 0,03
N1	0,5044	0,02329	7,20 ± 0,03
N2	0,4964	0,05118	16,45 ± 0,41
N3	0,5081	0,01704	5,14 ± 0,02
N4	0,5034	0,02054	6,32 ± 0,07
N5	0,507	0,02122	6,50 ± 0,06
H1	0,4995	0,09715	31,33 ± 0,47
H2	0,4966	0,08123	26,29 ± 0,50
H3	0,5007	0,01101	3,26 ± 0,01
H4	0,5044	0,01933	5,92 ± 0,12
M1	0,5034	0,08153	26,03 ± 0,26
M2	0,4955	0,14618	47,68 ± 0,38
M3	0,4983	0,02816	8,87 ± 0,11
M4	0,4907	0,01339	4,11 ± 0,05

Příloha 4: Rtut' – naměřená a vypočítaná data.

Označení	m_{navážka} [g]	Koncentrace [mg/kg]
N1	49,83	0,097 ± 0,005
N2	50,23	0,059 ± 0,002
N3	50,00	0,034 ± 0,001
N4	49,46	0,056 ± 0,005
N5	50,41	0,044 ± 0,003
Z1	49,25	0,087 ± 0,003
Z2	49,64	0,068 ± 0,005
Z3	50,89	0,028 ± 0,001
Z4	50,42	0,053 ± 0,002
L1	50,74	0,100 ± 0,003
L2	50,48	0,062 ± 0,006
L3	49,96	0,038 ± 0,001
L4	49,98	0,049 ± 0,002
L5	50,94	0,028 ± 0,003
K1	50,09	0,109 ± 0,005
K2	49,81	0,057 ± 0,005
K3	50,33	0,023 ± 0,001
K4	49,56	0,047 ± 0,003
K5	49,77	0,045 ± 0,002
M1	50,08	0,120 ± 0,003
M2	50,51	0,123 ± 0,008
M3	50,28	0,045 ± 0,003
M4	50,50	0,034 ± 0,002
O1	49,79	0,079 ± 0,007
O2	50,59	0,143 ± 0,003
O3	49,85	0,029 ± 0,003
O4	50,12	0,066 ± 0,002
H1	50,16	0,113 ± 0,008
H2	49,74	0,107 ± 0,007
H3	50,27	0,018 ± 0,001
H4	50,74	0,067 ± 0,002

Příloha 5: Olovo – naměřená a vypočítaná data.

vzorek	m_{navážka} [g]	Absorbance [-]	Koncentrace [mg/kg]
K1	0,4926	0,0009	2,89 ± 0,51
K2	0,4934	0,0051	10,41 ± 0,31
K3	0,4986	> LOD	> LOD
K4	0,4988	0,0001	1,33 ± 1,03
K5	0,5068	0,0003	1,60 ± 1,37
L1	0,4934	0,0051	10,43 ± 0,06
L2	0,5072	0,0040	8,30 ± 0,34
L3	0,4964	0,0000	1,16 ± 0,00
L4	0,5058	0,0004	1,87 ± 0,50
L5	0,4958	0,0001	1,34 ± 0,98
Z1	0,5082	0,0037	7,63 ± 0,15
Z2	0,4938	0,0063	12,73 ± 0,43
Z3	0,4948	> LOD	> LOD
Z4	0,5085	> LOD	> LOD
O1	0,4962	0,0032	6,96 ± 0,22
O2	0,5068	0,0091	17,37 ± 0,33
O3	0,5048	0,0004	1,82 ± 0,45
O4	0,4963	> LOD	> LOD
N1	0,5044	0,0025	5,59 ± 0,38
N2	0,4964	0,0057	11,53 ± 0,14
N3	0,5081	> LOD	> LOD
N4	0,5034	> LOD	> LOD
N5	0,5070	> LOD	> LOD
H1	0,4995	0,0075	14,69 ± 0,13
H2	0,4966	0,0060	12,06 ± 0,13
H3	0,5007	> LOD	> LOD
H4	0,5044	0,0000	1,21 ± 1,67
M1	0,5034	0,0096	18,43 ± 0,28
M2	0,4955	0,0156	29,56 ± 0,95
M3	0,4983	0,0002	1,55 ± 0,30
M4	0,4907	> LOD	> LOD

Příloha 6: Zinek – naměřená a vypočítaná data.

vzorek	m_{navážka} [g]	Absorbance [-]	Koncentrace [mg/kg]
K1	0,4926	0,0369	58,66 ± 0,76
K2	0,4934	0,0398	63,17 ± 2,21
K3	0,4986	0,0362	56,84 ± 1,59
K4	0,4988	0,0230	17,87 ± 0,14
K5	0,5068	0,0261	40,05 ± 0,80
L1	0,4934	0,0475	75,62 ± 0,60
L2	0,5072	0,0372	57,38 ± 1,32
L3	0,4964	0,0349	55,07 ± 0,99
L4	0,5058	0,0308	23,74 ± 0,52
L5	0,4958	0,0193	30,00 ± 0,39
Z1	0,5082	0,0682	105,87 ± 2,75
Z2	0,4938	0,0498	158,53 ± 1,74
Z3	0,4948	0,0605	96,28 ± 3,08
Z4	0,5085	0,0295	22,61 ± 0,14
O1	0,4962	0,0655	104,03 ± 4,47
O2	0,5068	0,0556	86,38 ± 0,86
O3	0,5048	0,0834	130,39 ± 2,74
O4	0,4963	0,0267	20,93 ± 0,42
N1	0,5044	0,0448	69,80 ± 1,05
N2	0,4964	0,0518	82,08 ± 0,66
N3	0,5081	0,0614	95,16 ± 0,29
N4	0,5034	0,0164	25,05 ± 0,25
N5	0,5070	0,0172	26,16 ± 0,29
H1	0,4995	0,0526	82,90 ± 0,83
H2	0,4966	0,0353	55,69 ± 1,45
H3	0,5007	0,0636	200,03 ± 5,40
H4	0,5044	0,0340	26,33 ± 0,29
M1	0,5034	0,0629	98,37 ± 3,15
M2	0,4955	0,0892	142,15 ± 6,82
M3	0,4983	0,0131	19,98 ± 0,04
M4	0,4907	0,0248	39,32 ± 0,24