

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Depozice rizikových prvků – obce na západním okraji Prahy

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Michaela Knobová

Rozvoj venkovského prostoru

Vedoucí práce: Ing. Pavla Vachová, Ph.D.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Depozice rizikových prvků – obce na západním okraji Prahy" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14.4.2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Pavle Vachové, Ph.D. za odborné vedení, rady a ochotu při zpracování této diplomové práce. Dále bych také ráda poděkovala své rodině a nejbližším za veškerou podporu a trpělivost.

Depozice rizikových prvků – obce na západním okraji Prahy

Souhrn

Téma této diplomové práce se zaměřovalo na posouzení znečištění atmosférickou depozicí v okolí liniových staveb, což je problém s potenciálně vážnými environmentálními dopady. Pro tuto komplexní analýzu byly vybrány specifické lokality na západním okraji Prahy, které se nachází v blízkosti silnic, dálnic a železnic, což jsou zdroje znečištění atmosféry významného rozsahu. Studijní oblasti se rozprostíraly od Zličína až po Nenačovice, zahrnovaly také okolí důležitých dopravních tepen jako je dálnice D5 a silnice II/602, které jsou frekventované a potenciálně představují značný zdroj emisí těžkých kovů. Pro účely monitorování byly použity listy třtiny křovištní, která je hojně přítomná ve fytocenózách právě v okolí těchto lokalit a může být považována za indikátor znečištění ovzduší těžkými kovy.

Sběr vzorků listů třtiny křovištní byl prováděn do vzorkovnic, ze kterých následně proběhla extrakce pomocí kyseliny dusičné. Poté byla provedena analýza obsahu rizikových prvků metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS) a získaná data byla dále vyhodnocena a posouzena. Analýza potvrdila výskyt jedenácti různých těžkých kovů, včetně olova, kadmia, rtuti, zinku a dalších, které jsou považovány za potenciálně nebezpečné pro životní prostředí a lidské zdraví. Získaná data byla následně vyhodnocena a jejich koncentrace v ovzduší byla zkoumána ve spojitosti s automobilovou dopravou.

Klíčová slova: liniové stavby, znečištění, dálnice, silnice, těžké kovy

Risk elements deposition near Prague west end

Summary

The topic of this master's thesis focused on assessing atmospheric deposition pollution in the vicinity of linear structures, which is a problem with potential serious environmental impacts. For this comprehensive analysis, specific locations on the western outskirts of Prague were selected. We chose locations near roads, highways, and railways, which are significant sources of air pollution. The study areas ranged from Zličín to Nenačovice, including the surroundings of important arteries such as the D5 highway and the II/602 road, which are heavily trafficked and potentially represent a significant source of heavy metal emissions. *Calamagrostis epigejos* leaves were used for monitoring purposes, as they are abundant in phytocoenoses in the vicinity of these locations and can be considered as indicators of air pollution with heavy metals.

Collection of *Calamagrostis epigejos* leaf samples was conducted using leaf samplers, followed by extraction with nitric acid. Subsequently, an analysis of the content of risk elements was performed using atomic absorption spectrometry (AAS), and the obtained data were further evaluated and assessed. Eleven different heavy metals, including lead, cadmium, mercury, zinc, and others that are considered potentially hazardous to the environment and human health, were evaluated from the analysis. The obtained data were subsequently evaluated, and their concentrations in the air were examined in relation to automobile traffic.

Keywords: line construction, pollution, highway, roads, heavy metals

Obsah

1	Úvod.....	7
2	Vědecká hypotéza a cíle práce.....	8
3	Literární rešerše.....	9
3.1	Rizikové prvky v ovzduší.....	9
3.1.1	Rizikové prvky v půdě	9
3.2	Zdroje těžkých kovů	10
3.3	Toxicita těžkých kovů	10
3.3.1	Arzen.....	10
3.3.2	Chrom	11
3.3.3	Kadmium.....	11
3.3.4	Kobalt.....	12
3.3.5	Mangan	12
3.3.6	Měď.....	13
3.3.7	Nikl	13
3.3.8	Olovo.....	14
3.3.9	Thalium	14
3.3.10	Vanad	15
3.3.11	Zinek.....	15
3.4	Popis <i>Calamagrostis epigejos</i>	16
4	Metodika.....	17
4.1	Interpretace výsledků	17
4.2	Studijní lokalita.....	17
4.3	Metodika sběru	18
5	Výsledky	20
6	Diskuze.....	32
7	Závěr	36
8	Literatura.....	37

1 Úvod

V posledních desetiletích se stává znečištění ovzduší velkým problémem nejen v městských oblastech, ale i v menších obcích a na venkově. Jedním z největších zdrojů znečištění ovzduší jsou emise z dopravy. Výfukové plyny, které obsahují různé škodlivé látky, se uvolňují z automobilů, nákladních vozidel a dalších dopravních prostředků, a šíří se po okolním prostředí (Silva et al. 2016; Ahmed et al. 2016; Nikolaeva et al. 2017).

Mezi nejproblematictější skupiny látek patří těžké kovy, jako jsou olovo, kadmium, rtuť a další. Tyto kovy mohou být přítomny v ovzduší jako přímá emise z průmyslových zdrojů, jako důsledek spalování fosilních paliv nebo zemědělských činností, nebo se mohou uvolnit z přírodních zdrojů, jako jsou sopečné erupce nebo půdní eroze. Jsou také nebezpečné pro zdraví lidí a živočichů a mohou mít negativní vliv na životní prostředí. Mohou se akumulovat v půdě a vodě a ovlivňovat růst rostlin, mikroorganismů a dalších živých organismů. Navíc se mohou dostat do potravního řetězce, a tak ohrozit zdraví lidí i zvířat (Hosseini et al. 2020). Proto je důležité sledovat a analyzovat bilanci těchto kovů v ovzduší v okolí silnic, dálnic a železnic.

Studium depozice těžkých kovů v okolí silnic je důležité téma, které se týká vlivu automobilové dopravy na životní prostředí. Těžké kovy jsou prvky, které se přirozeně vyskytují v přírodě a jsou nezbytné pro lidské zdraví a normální fungování organismu. Nicméně při vysokých koncentracích mohou být pro člověka i životní prostředí škodlivé (Kafka & Punčochářová 2002). Proto je důležité sledovat a měřit množství těžkých kovů v ovzduší a určovat zdroje emisí. Tyto informace umožňují přijmout opatření k omezení emisí těžkých kovů a minimalizovat jejich negativní dopady na zdraví a životní prostředí. Mezi opatření patří například regulace emisí průmyslu a dopravy, podpora obnovitelných zdrojů energie a vývoj technologií na snížení emisí.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem této diplomové práce bylo porovnání atmosférickou depozicí ve vybraných obcích na okraji Prahy – západ. V jednotlivých lokalitách byla míra znečištění posuzována v okolí silnic, dálnic a železnic. V rámci literární rešerše byla představena rizika a původ znečištění ovzduší těžkými kovy spojená s dopravní situací v dané lokalitě. Pro část případové studie byla využita metodika sběru listů třtiny křovištní, z nichž se následně pomocí analýzy stanovily hodnoty bilance těžkých kovů v ovzduší. Studie vychází z předpokladu, že míra depozice rizikových prvků podél liniových staveb je závislá na intenzitě dopravy. V závěru byla vyhodnocena míra znečištění ovzduší způsobená dopravní situací a zároveň byla nastíněna některá možná řešení daného problému.

3 Literární rešerše

Historie používání těžkých kovů lidmi sahá až do dob 200 let př.n.l. Například olovo bylo lidmi používáno už v dobách antiky. Nicméně, známa je také jejich škodlivost pro živé organismy včetně člověka. Ne všechny kovy jsou však toxické a některé byly objeveny mnohem později v historii, jako například kadmium. Kovy jsou tedy považovány za nejstarší známé toxické látky pro životní prostředí. Nadměrná kyselost vodních srážek může vést k vymývání těchto kovů z půdy, což má negativní dopad na rostliny, stromy a zdroje pitné vody. V současné době je otázka rizikových kovů v ovzduší velmi důležitá kvůli rozsáhlému průmyslovému využití těchto látek a nárůstu odpadů obsahujících tyto látky v nadlimitním množství, což vede k dalšímu zatěžování životního prostředí (Kafka & Punčochářová 2002).

3.1 Rizikové prvky v ovzduší

Existuje asi třicet kovů v periodické soustavě, které jsou považovány za toxické nebo těžké kovy. Jako těžké kovy mohou být definovány ty, které mají specifickou hmotnost větší než 5 g.cm^{-3} a zahrnují kovy jako kadmium, rtuť a olovo. Toxické kovy jsou kovy, které při určité koncentraci mohou mít negativní vliv na lidské zdraví a ostatní složky ekosystémů. Některé kovy jsou nazývány stopové prvky, což jsou prvky, které se vyskytují v organismu nebo v životním prostředí v extrémně nízkých koncentracích odpovídajících několika částicím v milionech okolního prostředí v jednotkách ppm, v lidském těle je to například zinek, chrom nebo železo (Kafka & Punčochářová 2002).

Příroda obsahuje tyto kovy buďto v ryzí formě nebo jako soli, ale vyskytují se také v nízkých koncentracích v zemské kůře (Pavlíková 2008).

3.1.1 Rizikové prvky v půdě

Nejčastějším zdrojem těžkých kovů v půdě a rostlinách je lidská činnost, to může být způsobeno průmyslovou výrobou, dopravou a zemědělstvím, což vede ke zvýšení koncentrace těchto prvků v půdě. Ty pak mohou zůstat v půdě po mnoho let a jejich následné účinky na úrodnost půdy a na rostliny je téměř nemožné eliminovat (Marešová). Ukazatele limitů rizikových prvků pro půdy jsou stanoveny ve vyhlášce č. 13/1994 Sb. a přílohách č. 2 a č. 3 k vyhlášce č. 328/2001 Sb. Ministerstva životního prostředí ČR (Kafka & Punčochářová 2002). Zvýšený obsah těchto kovů v půdě může negativně ovlivňovat jak biologické, tak fyzikálně-chemické procesy a mohou se tak dostat do potravinového řetězce a negativně ovlivnit lidské zdraví (Pavlíková 2008).

Půda tedy může být rizikovými prvky kontaminována ať už z atmosféry, tak i z hnojiv a prostředků pro chemickou ochranu rostlin – především nárůst kontaminace kadmiiem má za důvod aplikace superfosfátů (Kalač et al. 2010). Dále může být půda kontaminována závlahovými vodami, které jsou díky tomu kontrolovány a musí odpovídat požadavkům ČSN 757143 Jakost vod pro závlahu (Škarpa 2010). Při použití zastaralé nebo neudržované techniky může také dojít ke kontaminaci půd. A v neposlední řadě je rizikem kontaminace aplikace kalů a kompostů (Kalač et al. 2010).

3.2 Zdroje těžkých kovů

Dle Kafky a Punčochářové (2002) jsou nejdůležitějšími původci kontaminace životního prostředí těžkými kovy následující zdroje:

Olovo – zdrojem jsou úpravy rud, rafinerie, chemický průmysl, pigmenty do barev, olovnaté sklo, přípravky do glazur, zemědělství (hnojiva a insekticidy), spalování fosilních paliv a používání olovnatého benzínu.

Arsen – zpracování rud, aditiva do skla, zemědělství (hnojiva a insekticidy), kouření, léčiva pro veterinární medicínu, ochranné prostředky na dřevo.

Selen – zpracování rud, komunální odpady, spalování fosilních paliv, povrchové úpravy kovů, polovodiče.

Měď – elektrotechnický materiál, slitiny (mosazi a bronzy), zemědělství (fungicidy), měděné dráty a plechy.

Zinek – galvanizace, pigmenty do barev a keramických glazur, slitiny (mosazi a bronzy), zemědělství, komunální odpad, kouření.

Kadmium – doprovodný kov v zinkových a olovných rudách, zemědělství (fosfátová hnojiva), pigmenty pro barvy a plasty, baterie, spalování fosilních paliv.

Rtuť – zpracování rud, zemědělství (herbicidy, fungicidy), elektrochemie, katalytické procesy, baterie, lékařství (teploměry, zubní amalgamy), spalování fosilních paliv.

Chrom – chemický průmysl, pigmenty do barev, ochranné prostředky na dřevo, zpracování kůže, výroba cementu, pokovování, slitiny, spalování fosilních paliv.

Nikl – úpravy rud, hutě, rafinerie, baterie, pokovování, slitiny, kosmetické přípravky (šampony nebo laky na vlasy), kouření.

Můžeme tedy vidět určitý rozptyl zdrojů kontaminace, největší část ovšem pochází z antropogenní činnosti jako je zpracování rud nebo spalování fosilních paliv.

3.3 Toxicita těžkých kovů

Dopad těžkých kovů na lidské zdraví může být velmi rozmanitý, od trávicích obtíží a kožních problémů, až po poškození orgánů, jako jsou játra, ledviny a mozek, a dokonce i karcinogenní účinky. Množství kovů, které pronikne do buněk, je klíčové pro intenzitu poškození. Vstup kationtů do organismu po požití je velmi usnadněn kyselým prostředím přítomným v trávicím traktu (Kafka & Punčochářová 2002). Níže si představíme některé prvky a jejich charakteristiku zvlášť.

3.3.1 Arzen

Jedovatost arzenu je známá už od dávných dob kdy se využívaly jeho sulfidy jako léčiva. Dnes se s akutní otravou spíše nepotkáme, nebezpečné jsou spíše jeho karcinogenní účinky. Ve středověku se často používal jako vražedný jed a později byly časté otravy především kvůli jeho použití při léčení širokého okruhu chorob. V současné době se využívá v medicíně k léčbě spavé nemoci a při veterinární praxi (Bencko et al. 1995).

Získává se jako vedlejší produkt při výrobě rud olova, stříbra, mědi, niklu, kobaltu nebo železa. V minulosti se využíval formou arzenových pesticidů, avšak dnes se používá především k ochraně dřeva před houbami, ve sklárství, farmaceutickém průmyslu a také jakou součást některých herbicidů (Bencko et al. 1995).

Pro rostliny je arzen ve větším množství toxický, z toho důvodu se na půdě, která byla ošetřovaná arzenovými pesticidy, snižuje úrodnost kulturních rostlin jako je ječmen nebo vojtěška (Kafka & Punčochářová 2002). Nejcitlivější zemědělskou plodinou na účinky arzenu jsou luskoviny. Při fyto toxicitě rostlin se projevuje plazmolýzou pletiv kořenů a žloutnutím listů, které vede až k nekróze špiček a okrajů listů (Pavlíková 2008).

Sloučeniny arzenu jsou pro člověka nebezpečné kvůli jejich vysoké schopnosti kumulovat se v organismu, zejména v játrech, ledvinách, vlasech, nehtech a kůži. Navíc mohou být přenášeny na plod skrze placentu. Příznaky otravy zahrnují zbarvení kůže do šedozelené barvy, bílé proužky na nehtech a dech je cítit po česneku. Akutní otravy mohou vyvolat bolesti hlavy, závraťe a zažívací potíže, v extrémních případech i selhání krevního oběhu a smrt. Trojmocný arzen může způsobit rakovinu kůže a plic (Kafka & Punčochářová 2002).

3.3.2 Chrom

Chrom se často vyskytuje v kontaminovaném životním prostředí díky jeho rozsáhlému průmyslovému využití. Je používán v metalurgickém průmyslu, při výrobě zrcadel, v chemickém a kožedělném průmyslu a výrobě chromových pigmentů, které jsou používány v barvířství a tiskařství. Nebezpečí spojené s chromem je způsobeno jeho šestimocnou formou, která je velmi toxická a může mít karcinogenní a alergenní účinky, na rozdíl od jeho trojmocné formy (Bencko et al. 1995).

Sloučeniny šestimocného chromu jsou tedy velmi nebezpečné pro lidské zdraví. Podobně jako u dalších uvedených prvků, i u chromu mohou vyvolat alergické reakce, především dermatitidy. Kromě toho má chrom karcinogenní účinky, které mohou vést k rakovině plic. Chromové sloučeniny mohou také působit jako mutageny, což může vést k poškození ledvin a vnitřnímu krvácení. Je důležité dbát na opatření k minimalizaci expozice těmto nebezpečným látkám, zejména v průmyslových odvětvích, kde se s nimi pracuje (Kafka & Punčochářová 2002).

Přírozený obsah chromu v půdách se obvykle pohybuje od stopových hodnot až po hodnoty kolem 250 mg.kg^{-1} , jeho průměrná koncentrace je však kolem $50\text{-}80 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Ďurža & Khun 2002). Rostliny jsou také citlivé na přítomnost šestimocných sloučenin chromu, které mohou způsobit úbytek plodnosti půdy. Nicméně většina rostlin je schopna zadržet koncentraci chromu pouze v kořenovém systému, a neumožní tak jeho proniknutí do nadzemních částí rostlin. K redukci šestimocného chromu na neškodný trojmocný kationt se používají různé organické látky (Kafka & Punčochářová 2002).

3.3.3 Kadmium

Kadmium je měkký kov s vysokou odolností vůči korozi, má stříbrný lesk, a je chemicky velmi podobné zinku. Nemůžeme ho ovšem zařadit mezi esenciální prvky a může být velmi toxický pro rostliny a živočichy. Při jeho expozici může způsobovat vysoký krevní tlak, poškození ledvin, reprodukčních orgánů a destrukci červených krvinek. Kadmium může také

způsobit rakovinu plic a při dostatečném nahromadění v těle vést k oslabení, křehnutí kostí, dokonce až zborcení kostního skeletu (Kafka & Punčochářová 2002). Pokud dojde k požití potravin nebo nápojů kontaminovaných škodlivými látkami, mohou se objevit akutní poruchy trávicího traktu. Tyto otravy byly v minulosti pozorovány u dělníků v průmyslu, kteří nedodržovali dostatečnou hygienu (Bencko et al. 1995).

Vyskytuje se často v rudách a v půdě společně se zinkem, právě pro svoji odolnost proti korozi je kadmium využíváno v průmyslu při výrobě plechů a v automobilovém průmyslu, ale také se využívá jako součást pigmentů do barviv a plastů, nebo právě jako stabilizátor plastů (Bencko et al. 1995).

Jeho nynější používání v průmyslu způsobuje zvyšující se kontaminaci životního prostředí. To je ale pouze jeden ze zdrojů znečištění prostředí kadmiiem, dalšími jsou například spalování pohonných hmot a olejů, nebo používání fosfátů v zemědělství (Bencko et al. 1995). Při rafinaci některých kovů jsou jeho emise vypouštěny do ovzduší a v neposlední řadě se také do ovzduší dostává spalováním odpadu (Hill 2004). Kadmium uvolněné do ovzduší se následně hromadí v půdě a vodě, odkud také vstupuje do potravinových řetězců (Bencko et al. 1995).

Rostlinami je kadmium přijímáno především prostřednictvím kořenů, určitou část příjmu ale také tvoří mimokořenový příjem prostřednictvím znečištěného povrchu listů. Bylo provedeno několik studií, které se zabývají vlivem zinku na příjem kadmia rostlinami. Výsledky těchto studií naznačují, že přidání zinku do půdy výrazně snižuje příjem kadmia rostlinami (Cibulka 1991). Některé rostliny mají schopnost mnohonásobně koncentrovat kadmium v pletivech, což se týká například sóji, pšenice, některých druhů zeleniny a tabáku, což způsobuje vysoké množství kadmia v cigaretovém kouři. Kromě toho se těžké kovy, včetně kadmia, obvykle kumulují v houbách (Kafka & Punčochářová 2002).

Především mořští živočichové také kumulují kadmium v organismech, jsou to hlavně mušle, ústřice, krabi a v nejmenší míře ryby (Kafka & Punčochářová 2002).

3.3.4 Kobalt

Rudy kobaltu byly využívány už daleko dříve, než byl samotný kov objeven, po celá tisíciletí byl využíván například při barvení íránských skleněných perel nebo egyptské keramiky. Kobalt je tedy stříbrný kov s modrým nádechem. Známe více než 200 nerostů, které obsahují kobalt, avšak pro technické využití jsou nejvýznamnější sulfidy a arsenidy. Získává se při výrobě dalších kovů jako je nikl, měď a olovo (Greenwood & Earnshaw 1993).

Pro své vlastnosti je používán pro výrobu permanentních magnetů, dále ke galvanickému pokovování a pro už výše zmíněné barvení keramiky a skla (Bartošíková 2009).

3.3.5 Mangan

Mangan je těžký kov, který patří do skupiny přechodných kovů, po železu je druhý nejrozšířenější a v přírodě se vyskytuje především ve formě oxidů (Strebllová 2013). Vyskytuje se v horninách a půdě a je důležitým prvkem v mnoha enzymatických procesech, včetně dýchání a fotosyntézy. Mangan se také používá jako katalyzátor při výrobě benzínu a plastů (Nogueira & Röllin 2019).

Avšak mangan může být také toxický, zejména v příliš velkém množství: Jeho výskyt v přírodě se často vyskytuje v blízkosti průmyslových zón, jako jsou dolování a zpracování

kovů. To může vést k jeho uvolnění do okolí a znečištění půdy, vody a ovzduší (Markiv et al. 2023).

Vdechování manganových par může způsobit vážné zdravotní problémy, především při dlouhodobém působení, jako je zvýšené riziko Parkinsonovy choroby. Dlouhodobá expozice manganu může také vést k poškození jater a ledvin (Klimis-Zacas 1993).

Sloučeniny manganu jsou také využívány při výrobě oceli a zinku. Tyto procesy mohou mít negativní dopad na životní prostředí a zdraví lidí, zejména pokud se nezajistí správné ošetření a odstraňování odpadů (Nogueira & Röllin 2019).

3.3.6 Měď

Měď se v přírodě nejčastěji vyskytuje v rudách, a to především jako sulfid, menší procento kovu najdeme ve formách uhličitánů a oxidů. Tento prvek můžeme charakterizovat jako esenciální, ale zároveň také může působit toxicky, záleží především na koncentraci (Bencko et al. 1995). Například pro zvířata, rostliny nebo řasy není tento kov téměř vůbec toxický. V zemědělství bývá ovšem modrá skalice (občas v kombinaci s vápnem) používána jako fungicidní přípravek proti bakteriím, plísním a nižším houbám (Kafka & Punčochářová 2002).

Při dlouhodobé expozici mědi může docházet k hromadění mědi v játrech, kostní dřeni a k poškození plic. Rozpustné soli mědi mohou vyvolávat anemii a poškozovat játra a ledviny, způsobovat zažívací potíže s následným krvácením do zažívacího traktu (Kafka & Punčochářová 2002). Při kontaktu solí s neporušenou kůží se vyskytuje svědění a záněty kůže (Bencko et al. 1995).

Využívá se při výrobě elektrických vodičů, dále je také využívána jako přísada do mincovních a speciálních slitin nebo běžných bronzí (Greenwood & Earnshaw 1993).

3.3.7 Nikl

Nikl byl objeven v roce 1751, je nezbytným esenciálním prvkem pro rostliny a některé živočichy. Bylo zjištěno, že při jeho nedostatku v potravě vepřů, koz nebo kuřat způsobuje zpomalení růstu, anemii nebo také snížení aktivity některých enzymů. Z jeho negativních důsledků jsou nejdůležitější jeho alergenní a karcinogenní účinky (Bencko et al. 1995).

Nikl, zejména ve sloučeninách jako je chlorid, dusičnan, fosforečnan a síran, může být pro lidský organismus toxický. Při dlouhodobém vystavení působení niklu se nejčastěji vyskytuje rakovina plic a rakovina nosní a krční sliznice. Riziko vzniku těchto onemocnění spočívá především v prachu vznikajícím při zpracování různých niklových nebo poniklovaných částí. Největší výskyt onemocnění byl zaznamenán dříve u dělníků, kdy v závodech nebyla dostatečná opatření proti prašnosti nebo téměř žádná (Bencko et al. 1995). Dalšími zdravotními potížemi způsobenými niklem jsou především kožní choroby, při kontaktu pokožky se sloučeninami může dojít ke vzniku závažných dermatitid až ekzémů. Speciálně u žen, které jsou citlivější na působení tohoto kovu, může být přímý kontakt s běžnými předměty jako mince, hodinky a bižuterie příčinou vzniku kontaktní dermatitidy. Při chronických otravách může být nikl škodlivý pro srdce, ledviny a centrální nervový systém. Existuje více způsobů, díky kterým se může nikl dostávat do organismu kromě již výše zmíněných. To může být

způsobeno kouřením a prostřednictvím poniklovaných hlavic umělých kloubů (Kafka & Punčochářová 2002).

Znečištění vod niklem obvykle není významné a kov se více kumuluje v řasách a bezobratlých živočiších než v rybách. Na druhé straně znečištění půdy má větší vliv na okolní rostlinné společenstvo. V takto kontaminovaném prostředí může dojít k úplné devastaci vegetace (Kafka & Punčochářová 2002).

3.3.8 Olovo

Olovo je měkký kov modrostříbrně bílé barvy. Navzdory znalostem o jeho toxicitě, je jeho využití v různých oblastech průmyslu stále širší, a tím pádem také jeho kontaminace životního prostředí. Jeho výskyt v přírodě je ze všech těžkých kovů největší, najdeme ho v půdě, vodách i v biosféře. Vyšší kontaminace přírody je způsobena především antropogenní činností. Olovo se využívá nejvíce pro výrobu baterií, kabelů, barviv, slitin, broků a dalších (Bencko et al. 1995).

Při požití olova zadrží tělo asi 60 % z celkového množství, oproti inhalaci, při které je vstřebáno pouze 30 %, požití tedy představuje největší riziko otravy. U těhotných žen může olovo v případě otravy poškodit nervový systém plodu a způsobit potrat. Má také negativní vliv na děti a jejich nervový systém, současně s tím může způsobovat až mentální retardaci. Při dlouhodobém působení na lidský organismus se hromadí v kostech, ovlivňuje krvetvorbu a v případě nedostatku vápníku se uvolní do krevního řečiště, kde toxicky působí na játra, ledviny a reprodukční systém. Kromě člověka je olovo pro divoká zvířata nebezpečným toxinem (Kafka & Punčochářová 2002). Větší obsah olova se nachází v potravinách, které jsou zabalené v alobalu, staniolu nebo jsou v plechových konzervách. Z pohledu kontaminace vodou je nebezpečná kombinace měkké vody a oloveného potrubí, což může vést k přímé otravě tímto prvkem. Při otravě je pak typickým znakem modrošedý až černý lem na okraji dásní (Pavlíková 2008).

U rostlin se nejvíce kumuluje v podzemních částech, negativně ovlivňuje růst především kořenových částí a snižuje reprodukční schopnost především lesních dřevin (Pavlíková 2008).

Největší část koncentrace olova zůstává na povrchu půdy a příliš se nevstřebává do nižších vrstev, to se děje v případě, kdy by byla překročena pufrční schopnost půdy. Zhruba 40–80% olova je rostlinami přijímáno skrze listy, a to ve formě aerosolu, který se zachytává na jejich povrchu. U rostlin, které mají měkké nebo ochlupené listy, je množství zachyceného olova větší než u hladkých listů (Cibulka 1991).

3.3.9 Thalium

Thalium je bílý a měkký kov, který se velmi špatně rozpouští v kyselinách. Je také velmi toxický a jeho použití je omezené na několik vědeckých a medicínských účelů (Greenwood & Earnshaw 1993). Používá se například k léčbě některých typů rakoviny, jako je rakovina prsu nebo rakovina krve. Thalium se také používá jako radioizotop pro léčbu některých srdečních a cévních onemocnění. Nicméně, i když má thalium řadu užitečných vlastností, je třeba ho používat s velkou opatrností, protože je velmi toxický. Při styku s pokožkou může působit podráždění a při požití může dojít k poškození jater, ledvin a srdce. Může také způsobovat závažné poškození nervového systému, včetně bolestí hlavy, závratí, poruch sluchu a zraku,

až ztráty vědomí. Při dlouhodobém vystavení thaliu může dojít k selhání ledvin a následné smrti (Trebichavský et al. 1998).

V přírodě se vyskytuje v malých množstvích ve formě solí. Jeho těžba se provádí pomocí elektrolýzy roztoku křemičitanu nebo jako vedlejší produkt těžby olova, cínu nebo mědi.

Thalium má řadu zajímavých vlastností, které ho činí výjimečným. Jeho hustota je nižší než u většiny ostatních těžkých kovů, což znamená, že je velmi lehké. Má také vysokou teplotu tání a bodu varu, což z něj dělá vynikající materiál pro výrobu teploměrů a teplotních sond (Greenwood & Earnshaw 1993).

Výskyt thalia v půdě je velmi vzácný a je tedy pravděpodobné, že je rostlinami přijímán jen ve velmi omezeném množství. Rostlinami je vstřebáván prostřednictvím kořenů spolu s živinami, které rostlina přijímá (Xiao et al. 2004).

3.3.10 Vanad

Vanad je tvrdý kov ocelově šedé barvy. V přírodě je široce zastoupen, obsahuje ho více než šedesát různých druhů nerostů, ale ve větších množstvích se nachází jen zřídka. Z toho důvodu je vanad povětšinou získáván jako vedlejší produkt při výrobě nebo zpracování jiných materiálů (Greenwood & Earnshaw 1993). Nečistoty v průmyslově získaném vanadu jsou obvykle přítomny ve sloučenině ferovanad, samotný čistý vanad je totiž téměř nemožné získat, kvůli jeho velké reaktivitě při vyšších teplotách. Výroba ferovanadu spočívá v redukci oxidu vanadičitého ferrosiliciem v elektrické peci. Vanad se také vyskytuje v oxidu vanadičném, což je důležitá sloučenina pro mnoho oxidačních reakcí (Bartošiková 2009).

Přestože vanad zatím nebyl dostatečně prozkoumán, víme, že jeho šíření do životního prostředí je způsobeno především antropogenní činností. Dále je snadno přijímán rostlinami z půdy (Kataba-Pendias 2010).

3.3.11 Zinek

Je to měkký kov, v krystalické formě namodralý, který je součástí průmyslově důležitých slitin, nejčastěji mosazi a bronzy. Zinek je také esenciální prvek a je součástí organismů. V případě jeho nedostatku u chlapců, může způsobit poruchu dospívání. Nedostatek zinku v organismu může způsobit řadu zdravotních problémů, včetně neuropsychických abnormalit a dermatitid, až po vážné poškození imunitního systému. Nadměrná expozice zinku může být nebezpečná, zejména při inhalaci a orálním vstupu. Inhalace zinku může vést k únavě, bolestem hlavy, kašli, teplotám, dehydrataci pocením a výskytu bílkoviny v moči, což se obvykle označuje jako tzv. horečka z kovů. Při požití zinku mohou nastat žaludeční potíže, zvracení a průjmy, způsobené rozpustnými sloučeninami zinku, které mají leptavé účinky (Kafka & Punčochářová 2002).

Běžné vypouštění zinku do ovzduší se často vyskytuje při průmyslové výrobě zinkové rudy a může vést k významnému znečištění půdy v okolí těchto zdrojů. (Bencko et al. 1995). Oxid zinečnatý je v průmyslovém sektoru nejvíce využívanou formou zinku, protože se málo rozpouští ve většině rozpouštědel. Dále se zinková běloba používá při výrobě barev. Oxid zinečnatý se také aplikuje v lékařském průmyslu, kde se používá pro výrobu různých mastí a léků (Bartošiková 2009).

Zinek je pro své vlastnosti nejčastěji používán v průmyslu při výrobě železa, galvanizaci oceli, pozinkování a k ochraně proti korozi (Bencko et al. 1995).

3.4 Popis *Calamagrostis epigejos*

Calamagrostis epigejos je vytrvalá, výběžkatá tráva z čeledi Poaceae. Má dlouhé, štíhlé stonky, které se mohou vzpřímeně rozvětlovat nebo se ohýbat. Listy jsou střídavé, ploché a mohou dosahovat délky až 20 cm (Rebele & Lehman 2001). Květenstvím je lata dorůstající 15–30 cm, která je bohatá, stříbřitě šedá a za květu rozkladitá. Plod tvoří obilka šedé až hnědé barvy. Kveté v průběhu léta až do srpna. Kořenový systém je výběžkatý a dosahuje do hloubky až 2 m, díky této husté síti vláknitých kořenů udržuje stabilitu a získává živiny i v méně stabilních podmínkách (Sedláková et al. 2001).

Díky svým schopnostem měnit pH půdy směrem ke své optimální hodnotě, je velmi odolná vůči abiotickým stresovým faktorům, což ukazuje na její vysokou toleranci a adaptabilitu (Sedláková et al. 2001).

4 Metodika

Těžké kovy jsou prvky, které se přirozeně vyskytují v přírodě a jsou nezbytné pro lidské zdraví a normální fungování organismu. Nicméně při jejich vysoké koncentraci mohou být pro člověka i životní prostředí škodlivé. Jedním z hlavních zdrojů, které tímto způsobem znečišťují životní prostředí, je automobilová doprava. V okolí dopravních komunikací můžeme pozorovat negativní dopady na kvalitu půdy a ovzduší. Studium depozice těžkých kovů v okolí silnic je tedy důležitým tématem, které se týká vlivu automobilové dopravy na životní prostředí. Monitorování může sloužit k vyhodnocení úrovně kontaminace a potenciální zdravotní rizika pro životní prostředí a obyvatele těchto oblastí. Tyto informace také mohou pomoci při plánování opatření k omezení depozice těžkých kovů a zajištění bezpečného prostředí.

Existuje mnoho studií zabývajících se tématem bilance těžkých kovů v ovzduší, které používají různé metody zpracování a technologie odběru, od čehož se odvíjí i různá technika zpracování, která má vliv na výsledná data studií (Legret & Pagotto 2006; Wei et al. 2010; Duong & Lee 2011; Hou et al. 2019 a další). V této práci je k monitorování použita metoda listových povrchů třtiny křovištní dle Vachová a kol. (2017).

4.1 Interpretace výsledků

Analýza rozptylu (ANOVA) je statistická metoda, která se používá k testování hypotéz o rozdílech mezi průměry více skupin nebo kategorií. Jedná se o jednu z nejčastěji používaných metod pro porovnávání více skupin v různých oblastech, včetně lékařství, biologie, ekonomie, sociologie a dalších vědních oblastech (Motyčka & Tůmová 2012).

ANOVA se používá k testování hypotéz o tom, zda jsou průměry více skupin statisticky významně odlišné. K tomuto účelu se porovnává variabilita mezi skupinami, s variabilitou v rámci skupin. Pokud je variabilita mezi skupinami významně větší než variabilita v rámci skupin, pak se předpokládá, že existují statisticky významné rozdíly mezi skupinami. ANOVA se skládá ze tří typů variací: celková variabilita, variabilita mezi skupinami a variabilita v rámci skupin (Motyčka & Tůmová 2012; Lamboni 2021).

Jednofaktorová ANOVA (Analysis of Variance) je statistická metoda používaná k testování rozdílů mezi třemi nebo více skupinami na základě jedné nezávislé proměnné, zvané faktor. Výsledkem je F-hodnota, což je poměr mezi variancemi mezi skupinami a variancemi v rámci skupin. Pokud je F-hodnota větší než kritická hodnota pro danou úroveň významnosti (obvykle 0,05), znamená to, že jsou průměry skupin statisticky významně odlišné. V takovém případě může být použita další analýza, například post-hoc testy, k určení, které skupiny jsou statisticky významně odlišné od ostatních skupin (Motyčka & Tůmová 2012).

4.2 Studijní lokalita

Oblast odběru vzorků (obr. 1) se nacházela ve Středočeském kraji, převážně v okrese Praha – západ, částečně poté v okrese Beroun. Jednotlivé vzorky byly sbírány v okolí dálnice D5, Pražského okruhu, železniční tratě 173 Praha – Rudná u Prahy – Beroun, železniční tratě 122 Praha-Smíchov – Hostivice a silnice II/605. Zbytek vzorků byl sebrán v okolí silnic III. třídy.

Dálnice D5 v České republice spojuje Prahu s německým Norimberkem, celková trasa vede přes města Plzeň, Rozvadov a Regensburg. Je to důležitá trasa pro mezinárodní dopravu a má význam pro rozvoj turistického ruchu v oblasti. Celková délka dálnice je 151 km. Otevřena byla v říjnu roku 2006, je také součástí IV. Panevropského koridoru ve větvi A (Berlín/Norimberk – Praha – Bratislava – Budapešť – Konstanta/Thesaloniki/Istanbul) a mezinárodní silnice E50.

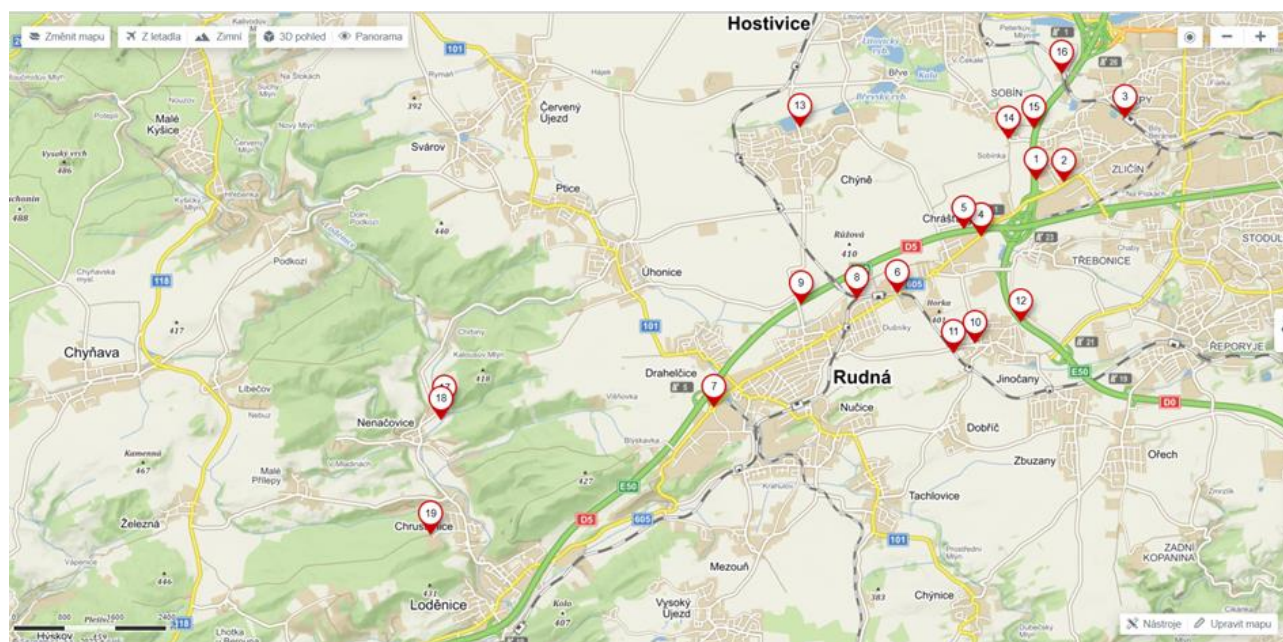
Pražský okruh, konkrétně také dálnice D0, slouží k usnadnění dopravní sítě v Praze a okolí a slouží k odlehčení městské silniční dopravy.

Železniční trať 173 vede z Prahy přes Rudnou u Prahy až do Berouna, je dlouhá 34 km a využívána především pro osobní dopravu, pouze při výlukách na hlavní trati zde jezdí také rychlíky.

Železniční trať 122, konkrétně část Praha-Smíchov – Hostivice má délku 19 km a byla vybudována Buštěhradskou dráhou jako další trať do Pražského uzlu.

Silnice II/605 je dlouhá 135, 7 km a vede z Prahy přes Rozvadov do Německa, skrze Středočeský a Plzeňský kraj.

Vzorky kontrol byly odebrány z oblasti Přírodního parku Povodí Kačáku v okolí Nenačovic. Ten se zabývá ochranou a udržováním přírody a krajiny v údolí potoka Loděnice – Kačáku. Park zahrnuje plochu o rozloze 47 km², od roku 1988 je chráněný a zejména potok a jeho okolí je domovem pro mnoho vzácných živočichů a chráněných rostlin.



Obr. 1 Lokace sběru vzorků. Zdroj: <https://mapy.cz/>.

4.3 Metodika sběru

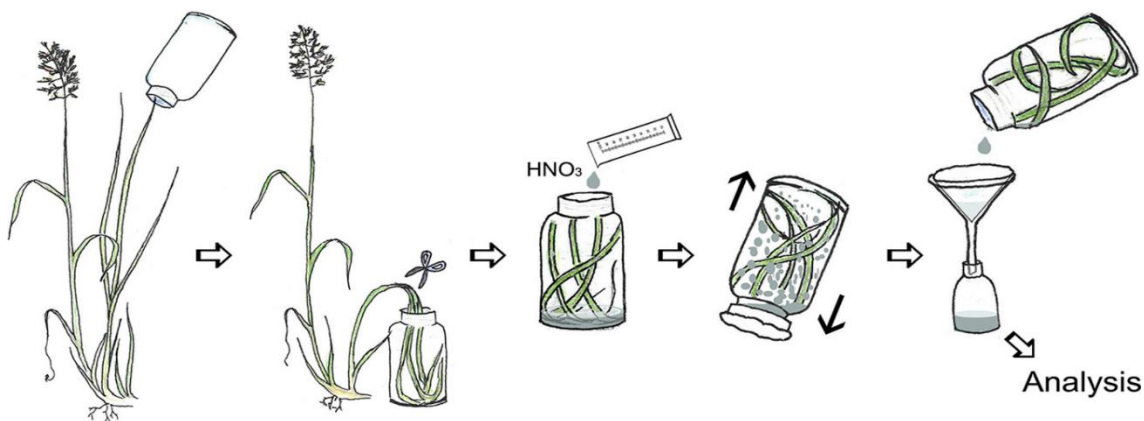
Pro monitorování těžkých kovů byly použity vzorky *Calamagrostis epigejos*, které byly odebrány vždy v bezprostředním okolí silnic, dálnic, železnic a kontrolní vzorky v přírodním parku. Sebrané vzorky se nacházely v několika oblastech, konkrétně v Chrástěanech, Rudné

u Prahy, Chýni, Jinočanech, Sobíně, Zličíně a Nenačovicích. Celkový počet vzorků byl 19, z toho bylo 6 vzorků sebraných u silnice, 5 vzorků u dálnice, 5 vzorků u železnice a 3 kontrolní vzorky v přírodním parku.

Pro analýzu těžkých kovů byly využity především listy *Calamagrostis epigejos*. Tato travina se často vyskytuje ve fytoocenózách právě kolem dopravních komunikací, kde je znečištěné prostředí a na místech ponechaných ladem (Mitrović et al. 2008). Struktura, velikost, výška a morfologie listů má vliv na množství usazených částic. Například větší drsnost povrchu listů také zvyšuje imobilizaci částic (Yunus et al. 1985; Pyatt & Haywood 1989; Pfanz & Flohr 2007; Litschke & Kuttler 2008; Jamil et al. 2009; Mitchell et al. 2010). Na základě sledovaných prvků pak byla zjištěna jejich koncentrace v určité lokalitě.

Pro zpracování byla použita metodika (obr. 2) dle Vachová a kol. (2017). Vzorky trávy, které představovaly horní části živých listů (bez květů), byly nastříhány nůžkami z nerezové oceli a neprodleně vloženy do odběrových lahví z polyethylenu (PE) o objemu 1 l. Prázdné lahve byly předem zváženy, ošetřené roztokem HNO_3 Suprapur Merck 2 mol. L^{-1} po dobu 12 hodin a omyté destilovanou vodou. Při sběru byly lahve naplněny rostlinnou hmotou o zhruba 15 g a uzavřeny, aby nedošlo k případné kontaminaci vzorku. Následně byla provedena extrakce prachových částic zředěnou kyselinou dusičnou, která byla nalita přímo do odběrové lahve, tím se zamezilo veškeré manipulaci se vzorkem. K oddělení prachových částic z povrchu listů, aniž by byla narušena struktura rostlinného materiálu a byly extrahovány prvky ze samotné rostlinné hmoty, byla použita metoda intenzivního protřepávání zhruba pod dobu 10 minut. Extrakt byl následně přefiltrován přes filtrační papír Filpap KA 1, čímž byla zajištěna separace částic větších než 15 μm . Filtrát byl převeden do 100 ml PE vzorkovnice vyluhované roztokem HNO_3 Suprapur Merck 2 mol. L^{-1} a připraven k analýze. Zvolený objem extrakčního roztoku tvořený zředěnou kyselinou dusičnou (100 ml) se jevil jako optimální pro zajištění dobře měřitelných koncentrací sledovaných prvků s účinností dostatečnou pro extrakci sledovaných prvků z daného množství rostlinného materiálu.

Filtrovaný extrakt byl analyzován pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS) na přístrojích od společnosti Agilent Technologies. Stanovení Cd, Cr, Cu, Ni a Pb bylo provedeno atomizací v grafitové trubici zařízením 240Z AA s korekcí pozadí Zeeman. Zn byl určen plamenem AAS na zařízení 55 AA. Zjištěný obsah identifikovaných prvků byl následně převeden na suchou hmotnost odebraných vzorků rostlin.



Obr. 2 Metodika zpracování. Zdroj: Vachová a kol. (2017).

5 Výsledky

V této analýze jsou prezentovány výsledky měření koncentrací těžkých kovů v různých oblastech, a jejich vzájemné porovnání. Tato místa jsou často vystavena vysokému provozu motorových vozidel a lokomotiv, které mohou být zdrojem těžkých kovů. Cílem analýzy je poskytnout informace o tom, jaké těžké kovy se v této oblasti nacházejí a v jakých koncentracích.

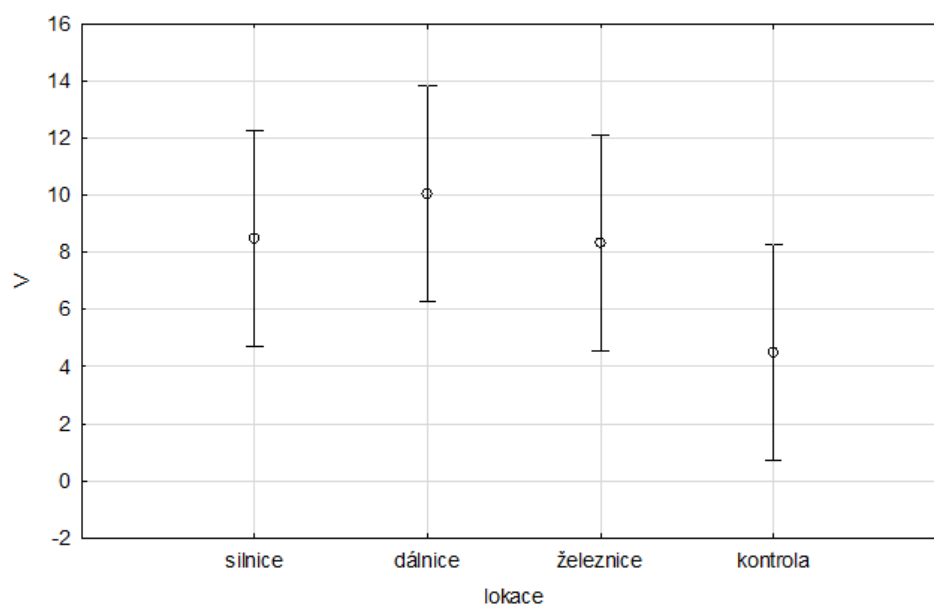
Vanad

Tab. 1 Výsledky měření vanadu v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	4,684	7,577	4,039	-
Rudná	6,009	3,646	5,982	-
Jinočany	10,033	14,094	11,141	-
Sobín	12,410	8,313	9,782	-
Zličín	9,254	16,616	10,714	-
Chýně	129,773	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	7,496

Nejvyšší koncentrace vanadu se vyskytovaly v okolí dálnic, zbylé dvě lokality byly v celku vyrovnané. Pouze u lokace Chýně dle tab.1 byla výrazně vychýlená hodnota a to 129,773 $\mu\text{g/kg}$.

Nejnižší koncentrace byly naměřeny v okolí železnic, ovšem tento rozdíl mezi okolím železnic a silnic byl opravdu zanedbatelný.



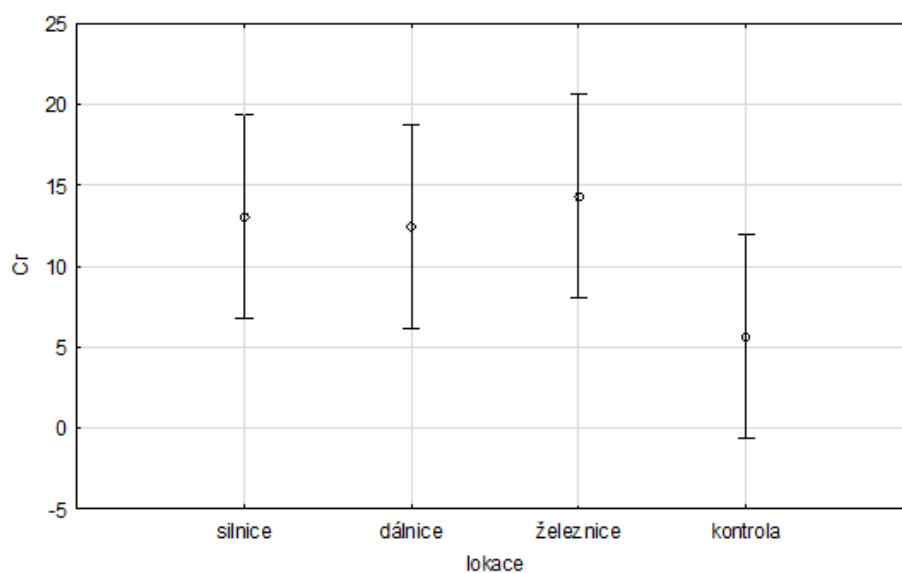
Obr. 3 Bilance vanadu na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=1,742$, $p=0,2$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Chrom

Tab. 2 Výsledky měření chromu v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	4,605	14,509	11,309	-
Rudná	15,339	3,336	13,229	-
Jinočany	7,831	14,330	21,807	-
Sobín	10,519	7,580	11,873	-
Zličín	27,030	22,572	13,412	-
Chýně	320,66	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	9,377

Výsledky koncentrace chromu ukazují, že nejvyšší hodnoty byly naměřeny v okolí železnic. V okolí dálnic a silnic byly výsledky nižší, ale téměř totožné. Výrazně vychýlená hodnota byla pouze v lokalitě Chýně.



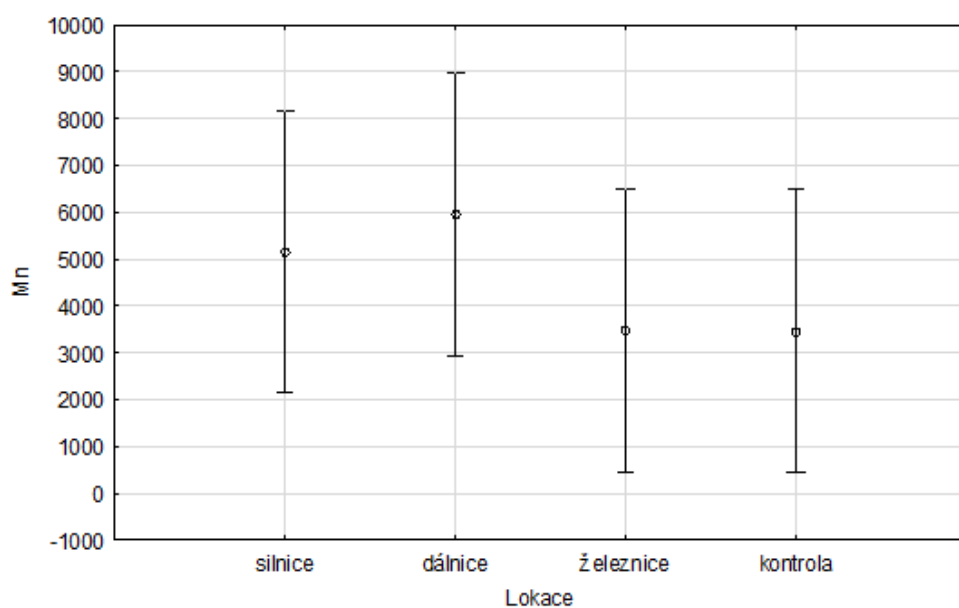
Obr. 4 Bilance chromu na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=1,738$, $p=0,2$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Mangan

Tab. 3 Výsledky měření manganu v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	5 636,71	4 175,4	4 281,1	-
Rudná	3 550,18	1 706,68	749,9	-
Jinočany	4 926,99	4 157,23	5 688,89	-
Sobín	6 558,19	14 637,63	2 851,11	-
Zličín	5 089,49	5 134	3 841,04	-
Chýně	8 086,97	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	5 779,004

Dle výsledků v tab. 3 můžeme vidět, že nejnižší hodnota manganu byla naměřena u železnice v lokalitě Rudné, zároveň průměrný nejnižší obsah manganu byl stejně tak naměřen v okolí železnic. Naopak nejvyšší hodnoty si můžeme všimnout dle tab. 3 v lokaci Sobín dálnice.



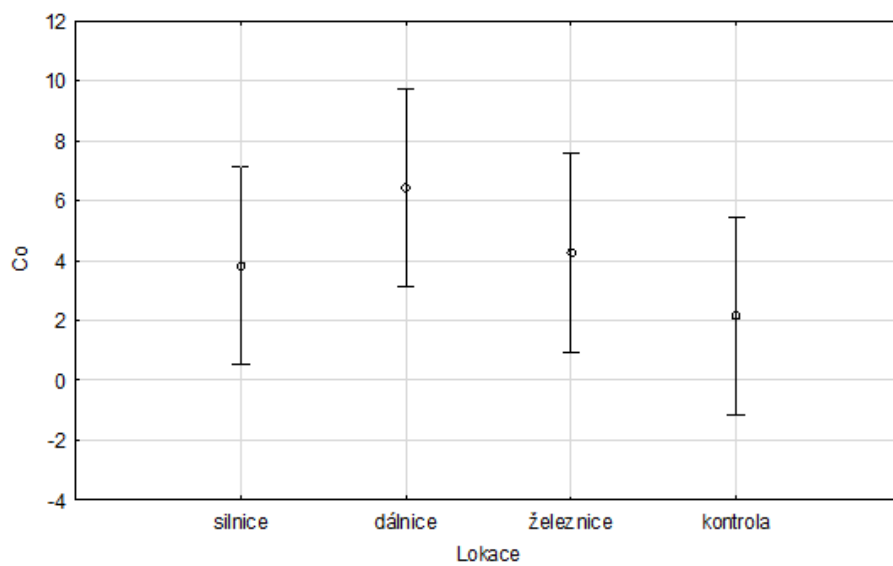
Obr. 5 Bilance manganu na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=0,769$, $p=0,528$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Kobalt

Tab. 4 Výsledky měření kobaltu v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	2,144	2,982	3,069	-
Rudná	2,293	1,707	3,034	-
Jinočany	5,547	5,590	4,899	-
Sobín	4,109	4,238	5,769	-
Zličín	5,114	17,556	4,523	-
Chýně	33,263	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	3,586

U kobaltu byly naměřené hodnoty nejvyšší v blízkosti dálnic, nejlepší hodnoty byly zjištěny v okolí silnic, ale opět byly rozdíly mezi silnicí a železnicí zanedbatelné. Hodnota v Chýni byla také znovu velmi vysoká, konkrétně 33,263 $\mu\text{g/kg}$ oproti ostatním naměřeným výsledkům.



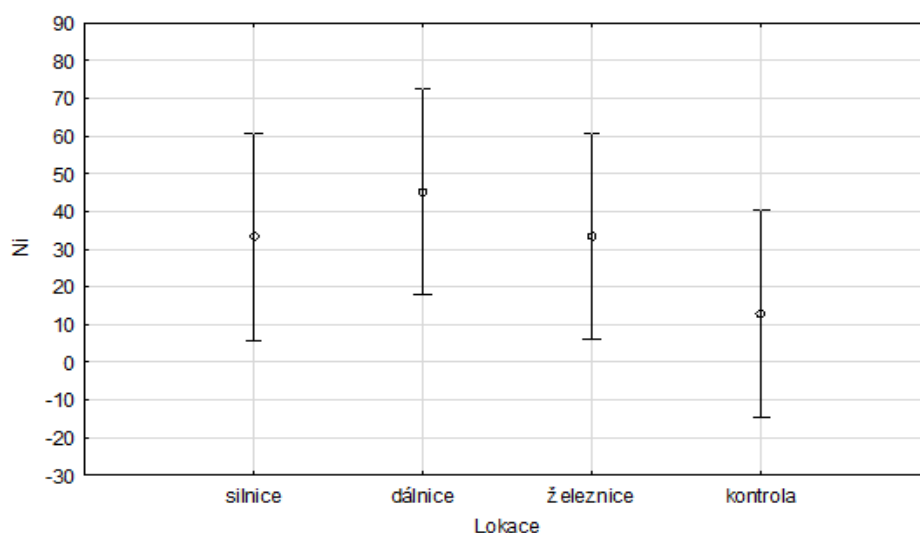
Obr. 6 Bilance kobaltu na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=1,265$, $p=0,32$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Nikl

Tab. 5 Výsledky měření niklu v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	42,712	75,609	64,378	-
Rudná	3,637	7,990	0,421	-
Jinočany	15,336	61,256	21,570	-
Sobín	18,491	9,047	17,475	-
Zličín	86,04	72,655	63,726	-
Chýně	72,630	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	21,501

Z tab. 5 můžeme vidět, že byly naměřené velké rozdíly mezi lokacemi Chrást'any, Jinočany a Zličín a lokacemi Rudná a Sobín. I když průměrně nejvyšší výsledky vidíme v blízkosti dálnic. Rozdíl mezi nejnižší naměřenou hodnotou 0,421 $\mu\text{g/kg}$ a nejvyšší 86,04 $\mu\text{g/kg}$ je tedy 85,619 $\mu\text{g/kg}$.



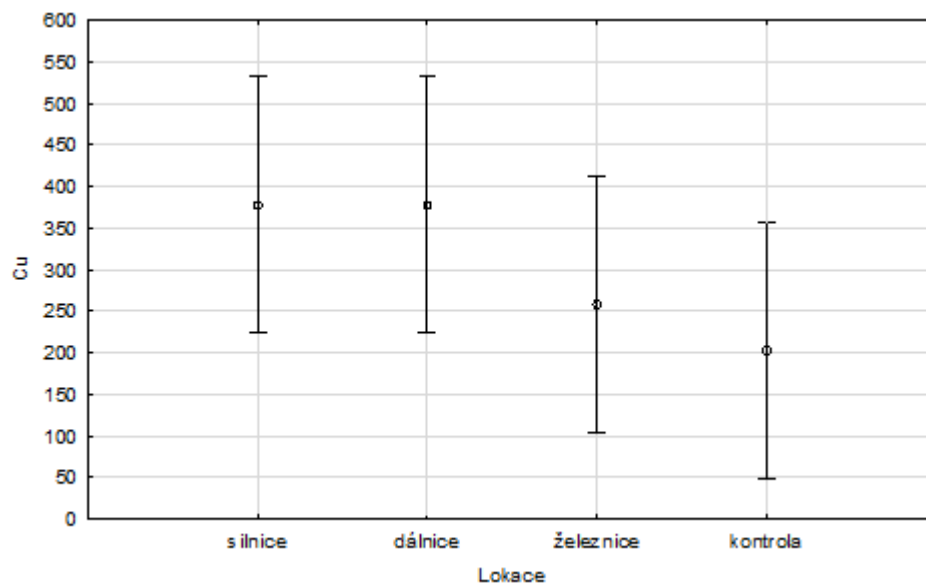
Obr. 7 Bilance niklu na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=1,087$, $p=0,383$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Měď

Tab. 6 Výsledky měření mědi v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	203,08	422,38	196,45	-
Rudná	310,19	224,35	203,91	-
Jinočany	248,31	549,81	328,77	-
Sobín	436,14	181,42	299,74	-
Zličín	693,62	513,91	261,57	-
Chýně	983,56	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	338,421

Koncentrace mědi je dle obr. 8 v okolí silnic a dálnic téměř stejná, jediný rozdíl je tedy v okolí železnic, kde vyšly naměřené hodnoty nejlépe. Nejnižší koncentrace byla naměřena v lokaci dálnice Sobín, konkrétně 181,42 $\mu\text{g/kg}$.



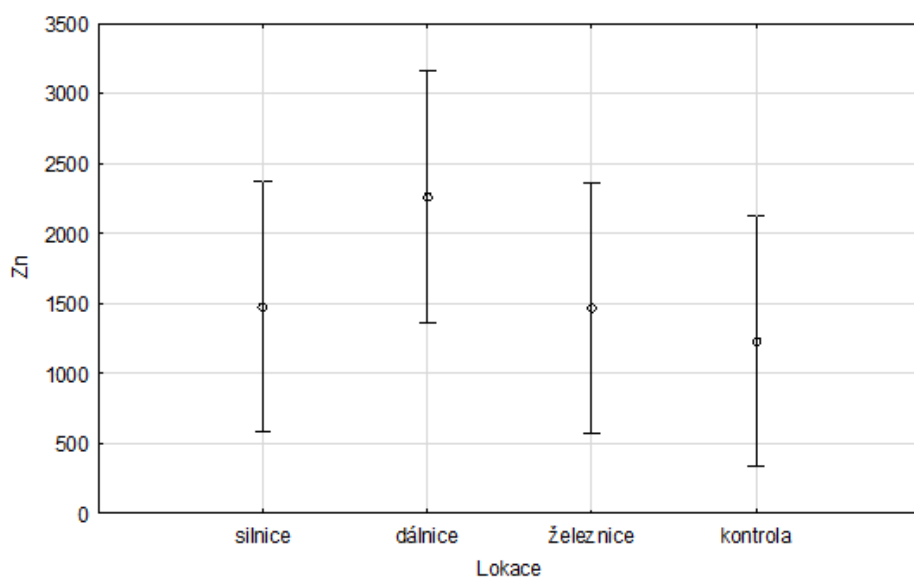
Obr. 8 Bilance mědi na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=1,485$, $p=0,256$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Zinek

Tab. 7 Výsledky měření zinku v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	762,15	1 692,73	953,15	-
Rudná	1 850,2	977,46	1 086,93	-
Jinočany	929,93	3 936,78	1 153,58	-
Sobín	2 276,46	1 581,12	2 148,78	-
Zličín	1 558,5	3 119,37	1 976,07	-
Chýně	4 402,06	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	2 055,534

Nejvyšší hodnoty zinku byly naměřené v okolí dálnic, lokality silnice a železnice vyšly v průměru opět bez výrazných rozdílů. Nejnižší naměřená hodnota zinku byla u silnice v Chrást'anech, konkrétně hodnota 762,15 $\mu\text{g/kg}$ což je oproti silnici v Chýni, kde bylo naměřeno 4 402,06 $\mu\text{g/kg}$, rozdíl téměř šestinásobný.



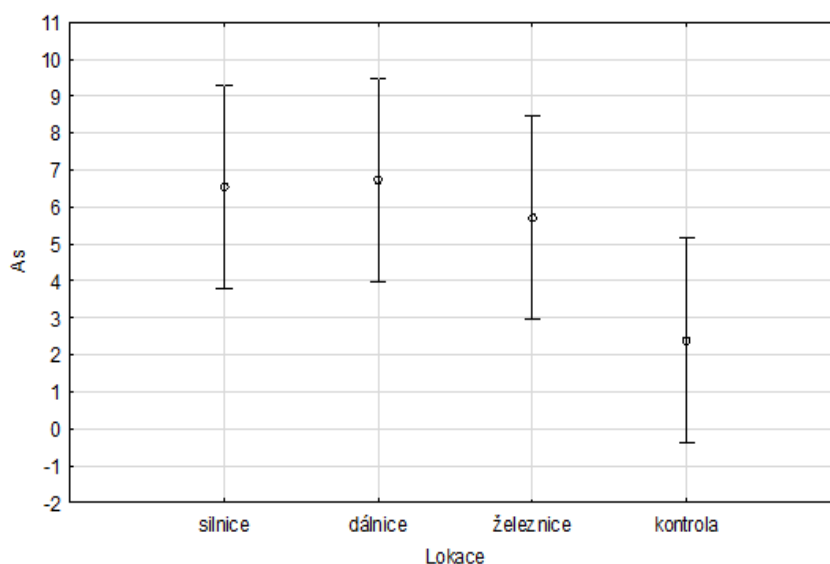
Obr. 9 Bilance zinku na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=1,129$, $p=0,367$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Arzen

Tab. 8 Výsledky měření arzenu v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrášťany	5,081	3,063	3,393	-
Rudná	3,005	2,638	6,572	-
Jinočany	6,526	7,244	6,4	-
Sobín	12,574	10,921	6,02	-
Zličín	5,52	9,719	6,111	-
Chýně	58,44	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	3,990

Hodnoty arzenu jsou dle obr.10 velmi vyrovnané a bez větších rozdílů, nejnižší průměrná koncentrace je pouze u železnice. Hodnoty u železnice byly všechny téměř stejné až na jednu nižší hodnotu v Chrášťanech (3,393 $\mu\text{g/kg}$), která je oproti ostatním téměř poloviční.



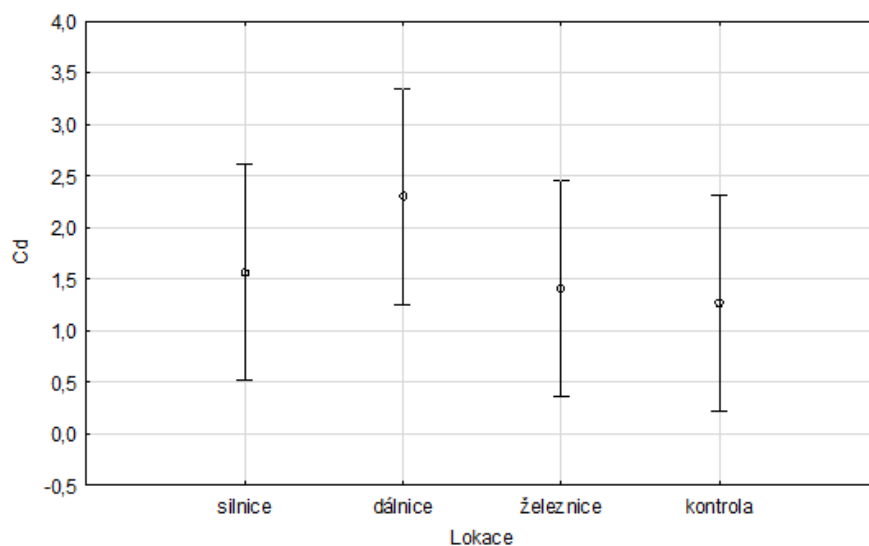
Obr. 10 Bilance arzenu na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=2,399$, $p=0,106$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Kadmium

Tab. 9 Výsledky měření kadmia v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	0,357	2,886	1,317	-
Rudná	0,364	1,73	1,306	-
Jinočany	0,726	2,929	0,64	-
Sobín	2,49	1,532	1,956	-
Zličín	3,888	2,437	1,825	-
Chýně	6,477	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	2,123

Naměřené hodnoty kadmia v jednotlivých lokalitách se pohybovaly od 0,357 $\mu\text{g/kg}$ do 6,477 $\mu\text{g/kg}$. Obě tyto hodnoty byly naměřeny v okolí silnic, avšak hodnota v Chýni je více než 18 \times vyšší.



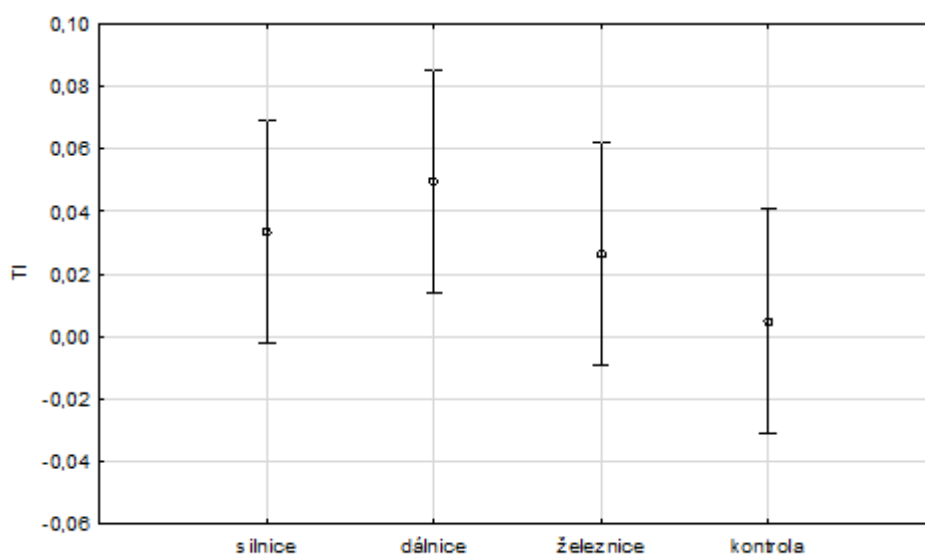
Obr. 11 Bilance kadmia na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=0,864$, $p=0,48$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Thalium

Tab. 10 Výsledky měření thalia v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	0,127	<0,008	<0,008	-
Rudná	<0,008	0,031	0,0169	-
Jinočany	<0,008	<0,008	<0,008	-
Sobín	0,008	0,114	0,067	-
Zličín	0,016	0,086	0,032	-
Chýně	0,404	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	0,005

Všechny naměřené koncentrace thalia byly velmi vyrovnané, nejnižší koncentrace byly opět naměřené v okolí železnic a nejvyšší naopak u dálnic. Jediná výrazně vyšší hodnota byla opět také zjištěna u silnice v Chýně a to 0,404 $\mu\text{g/kg}$.



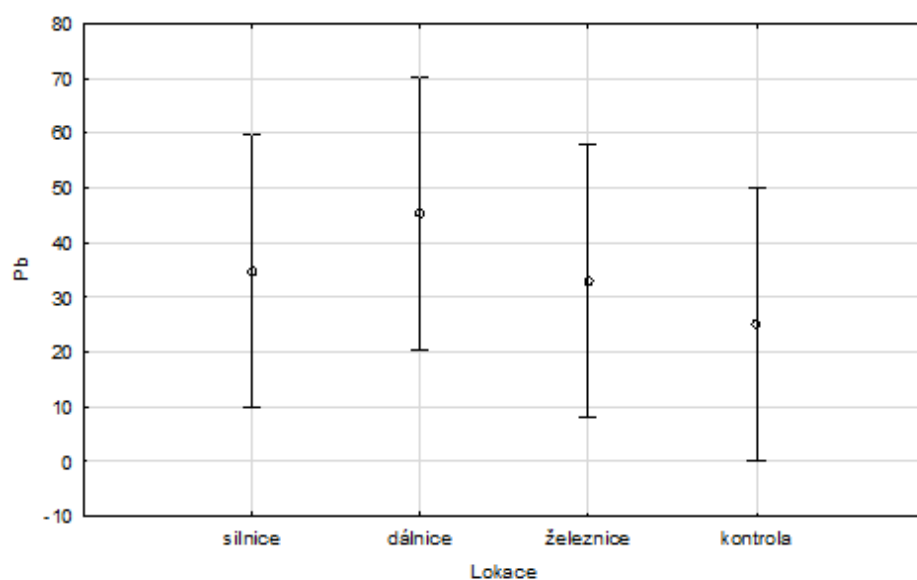
Obr. 12 Bilance thalia na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=1,207$, $p=0,339$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Olovo

Tab. 11 Výsledky měření olova v jednotlivých lokacích

Lokace sběru	Silnice $\mu\text{g/kg}$	Dálnice $\mu\text{g/kg}$	Železnice $\mu\text{g/kg}$	Kontrola $\mu\text{g/kg}$
Chrást'any	19,522	58,399	23,667	-
Rudná	12,224	2,265	14,602	-
Jinočany	26,217	64,815	17,343	-
Sobín	50,896	28,721	56,955	-
Zličín	65,611	72,608	52,275	-
Chýně	239,82	-	-	-
Nenačovice	-	-	-	41,927

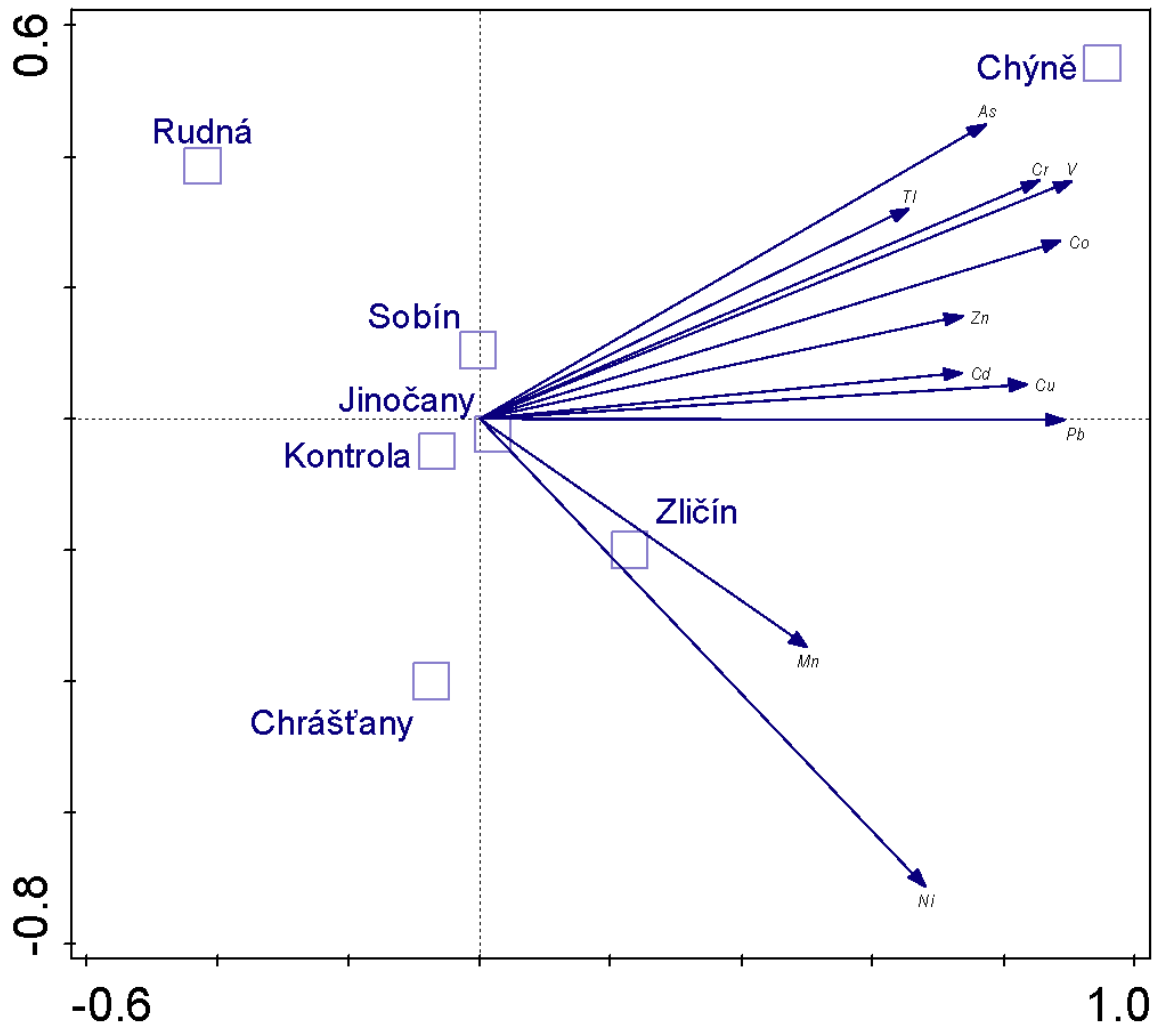
Posledním měřeným prvkem bylo olovo, jeho nejvyšší hodnoty byly zjištěny v okolí dálnic, ačkoliv konkrétně nejvyšší hodnota byla změřena opět v Chýni u silnice (239,82 $\mu\text{g/kg}$). Rozdíly mezi lokalitami silnic a železnic byly znovu téměř zanedbatelné.



Obr. 13 Bilance olova na sledovaných lokalitách, přítomného na listech *Calamagrostis epigejos*. $F(3,16)=0,5$, $p=0,688$. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Shrnutí výsledků

Na obr. 14 vidíme rozptyl těžkých kovů dle jednotlivých lokalit. Je zde jasně vidět, že lokalita v Chýni byla nejvíce exponovaná téměř všemi kovy. Pouze znečištění niklem a manganem se více vyskytovalo v lokalitách Zličín a Chrášťan.



Obr. 14 Ordinační diagram (PCA). Analýza prvků na všech sledovaných lokalitách.

6 Diskuze

Tato diplomová práce se zaměřuje na bilanci těžkých kovů v okolí silnic, dálnic a železnic v určitých lokalitách. Doprava je dle mnoha studií jedním z hlavních zdrojů emisí těžkých kovů, které mohou mít negativní dopad na životní prostředí a zdraví lidí. Těžké kovy v ovzduší jsou úzce spojeny s emisemi z výfukových plynů. Tyto látky jsou uvolňovány z různých zdrojů, včetně diesellových a benzínových motorů, brzdových kotoučů, pneumatik a opotřebením dalších částí vozidel. Mnoho studií také potvrzuje, že bilance těžkých kovů v ovzduší je závislá na stavu vozovky, okolních podmínkách a dopravním zatížení (Guney et al. 2009; Gunawardana et al. 2012; Wiseman et al. 2013; Werkenthin et al. 2014; Mori et al. 2015; Silva et al. 2016; Ahmed et al. 2016; Nikolaeva et al. 2017).

Další studie ukazují, že v silničním prostředí se vyskytují vysoké koncentrace těžkých kovů, které mohou představovat hrozbu pro lidské zdraví. Tyto kovy se mohou dostat do těla při vdechnutí, polknutí nebo kontaktu s kůží. Může docházet také k nepřímému přenosu těchto kovů do těla přes potravu, nebo prostřednictvím ekosystémů (Jaradat & Momani 1999; Deboudt et al. 2004; Lie et al. 2004; Ling et al. 2007; Jozic et al. 2009; Christoforidis & Stamatis 2009; Peralta-Videa et al. 2009; Sagi & Yigit 2012; Guala et al. 2013; Modrzewska & Wyskowski 2014; Wiseman et al. 2014; Guan et al. 2018).

Výsledky naší studie naznačují, že v některých oblastech je koncentrace kovů relativně vyšší než v jiných. To může být způsobeno různými faktory, záleží na lokalitě, ze které byly vzorky odebrány, ale především s tím související dopravou.

Dle tab. 10 můžeme vidět, že nejvyšší koncentrace thalia byla naměřena v okolí dálnic, v průměru 0,0494 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Hodnoty v okolí silnic a železnic pak byly vcelku vyrovnané. Mírně zvýšené množství v okolí dálnic může být způsobeno větším dopravním zatížením. Žádné hodnoty však nepřekročily limity 0,008 – 1 mg/kg bezpečné pro životní prostředí stanovené dle Kataba-Pendias (1992). Tento fakt je způsoben tím, že thalium je jedním z kovových prvků, jehož kontaminace v ovzduší je způsobena především průmyslovou činností, jako je spalování uhlí. Automobilová doprava tedy není primárním zdrojem znečištění, ze spalování fosilních paliv se uvolňuje v menším množství (Karbowska 2016).

Výskyt kadmia v ovzduší s automobilovou dopravou souvisí především s použitím kadmia v některých typech baterií, které se používají v automobilech. Například některé typy olověných baterií, které se používají pro startování a osvětlení vozidel, obsahují kadmium. Dále může být kadmium uvolňováno z brzdových destiček a pneumatik, které jsou také součástí automobilů (Li et al. 2004). Tyto součásti obsahují malé množství kadmia, které se uvolňuje do ovzduší při opotřebení.

Jak uvádějí mnohé studie, opotřebení materiálu jako je otěr pneumatik, koroze součástí motorů, spojky, baterií, brzdových obložení a chladičů je zdrojem uvolňování těžkých kovů do ovzduší a látky z těchto zdrojů jsou označovány jako bez výfukových plynů (McKenzie et al. 2009; Werkenthin et al. 2014; Malinowska et al. 2015; Silva et al. 2016; Jiang et al. 2017; Sabzevari & Sobhanardakani 2018; Sobhanardakani 2019; Turkyilmaz et al. 2018a; Turkyilmaz et al. 2019).

Průměrný výskyt kadmia v okolí železnic byl 1,409 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Tento průměrný nejnižší výskyt ze všech tří sledovaných lokalit může být spojován s nižším výskytem diesellových lokomotiv. Spalováním jejich paliva se do ovzduší uvolňují emise, které mohou obsahovat

i kadmium, zejména v případech, kdy lokomotivy používají palivo s vysokým obsahem kovů. Kromě emisí při samotném provozu lokomotiv, může být kadmium také přítomno v materiálech používaných v železniční infrastruktuře, jako jsou kolejnice a elektrické vedení. V důsledku opotřebení těchto materiálů, se může kadmium uvolňovat do ovzduší, což může vést k jeho výskytu v okolí železničních tratí (Abbasi et al. 2013).

Koncentrace manganu byly naměřené od 749,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ po 14 637,63 $\mu\text{g}/\text{kg}$, průměrná koncentrace poté byla 5 179,38 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Emise manganu do ovzduší mohou pocházet z několika zdrojů, včetně spalování benzínu a motorových olejů v automobilech a nákladních vozidlech. Mangan se také používá jako přísada do benzínu pro zvýšení oktanového čísla a snížení emisí oxidů dusíku. Nejvyšší naměřená hodnota 14 637,63 $\mu\text{g}/\text{kg}$ byla zjištěna u dálnice v lokaci Sobín, což může být logicky vysvětleno zvýšeným automobilovým zatížením v tomto dopravním uzlu. Zároveň by příčinou této koncentrace mohla být zemědělská aktivita nedaleko tohoto místa. Kromě automobilové dopravy může mangan v ovzduší pocházet z průmyslových zdrojů nebo zemědělské aktivity, jako je používání hnojiv a pesticidů obsahujících mangan (Röllin 2011; Novo et al 2017).

Dle diagramu na obr. 14 můžeme pozorovat zvýšené hodnoty v manganu a niklu v okolí Zličína a Chrášťan, oproti ostatním kovům, které mají nejvyšší koncentraci v lokaci Chýně. Oba kovy jsou značně emitovány automobilovou dopravou. Silnice u Zličína, potažmo Chrášťan bývají často zatěžovány intenzivní dopravou, zejména jako forma objížděky při zvýšeném provozu na dálnici. Nikl se do ovzduší může dostávat převážně prostřednictvím emisí z výfukových plynů, zejména z diesellových motorů. Výfukové plyny obsahují různé kovové prvky, jako je například nikl, který je součástí katalyzátoru. Dále z některých součástí motorů, jako jsou například výfukové potrubí a katalyzátory, obsahující nikl. Tyto součásti mohou vypouštět mikroskopické částice do ovzduší skrze výfukové plyny. Další příčinou výskytu niklu v ovzduší, může být také opotřebení brzdových destiček a pneumatik, které obsahují nikl. Tyto malé částice se uvolňují při brzdění a otáčení kol (McKenzie et al. 2009; Gunawardana et al. 2012).

Největší množství zinku bylo změřeno v okolí dálnic, v průměru to bylo 1 463,702 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Toto zvýšené množství kovu v ovzduší je spojené s velkým dopravním zatížením, zinek se totiž často používá jako součást směsi pro výrobu pneumatik. Při opotřebení pneumatik se malé částice zinku uvolňují do ovzduší a mohou přispět ke zvýšenému výskytu zinku v ovzduší (Hjortenkrans et al. 2007). Některé výzkumy také ukázaly, že automobilová doprava může být významným zdrojem emisí zinku do ovzduší. Zinek se může vyskytovat v některých palivech, jako je například benzin a diesel. Při spalování těchto paliv mohou být malé částice zinku uvolněny do ovzduší v podobě výfukových plynů. Také některé části automobilů, jako jsou například brzdové destičky, mohou obsahovat zinek. Při následném opotřebení těchto součástí jsou částice zinku uvolňovány do ovzduší (Li et al. 2004; Jankowski et al. 2019).

Koncentrace chromu byly naměřené od 3,336 $\mu\text{g}/\text{kg}$ po 320,66 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Zajímavé u těchto naměřených hodnot bylo, že chrom má jako jediný prvek nejvyšší koncentraci v okolí železnic. Chrom se do ovzduší ze železnic dostává prostřednictvím opotřebení kolejnic, brzdových destiček, kol a jiných částí železničních vozidel (Duong & Lee 2011). Průměrná koncentrace, která se zde nacházela je 14,326 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Nutno ovšem poznamenat, že jeho průměrný výskyt u železnic byl sice vyšší než u ostatních lokalit, ovšem tento rozdíl nebyl nijak zásadní. Zásadně vychýlená byla lokalita u silnice v Chýni, byla zde naměřena koncentrace 320,66 $\mu\text{g}/\text{kg}$, což

je oproti průměru ostatních lokací u silnice (13,065 µg/kg) téměř 25× vyšší hodnota. Na této lokalitě byly téměř všechny prvky naměřeny v nadměrně vysokém množství. Dle jiné studie můžeme říct, že většina prvků, které byly v této lokalitě naměřeny v nadměrném množství je emitována do ovzduší především prostřednictvím dieselových motorů. Jako vysvětlení se tedy nabízí možnost, že touto lokalitou projíždí motorová vozidla především s dieselovým motorem (Wang et al. 2003). U chromu bych jako důvod zvýšeného výskytu v této lokalitě neuváděla zemědělskou činnost v blízkosti, neboť používání různých hnojiv a pesticidů může způsobovat uvolňování chromu do ovzduší, ale zpravidla není považováno za hlavní zdroj tohoto kovu v ovzduší.

Nejvyšší hodnoty kobaltu byly naměřené v okolí dálnic, průměrně se zde vyskytuje 6,415 µg/kg. Nejvyšší koncentrace kobaltu byla naměřena u dálnice na Zličíně, konkrétně 17,556 µg/kg. To můžeme snadno vysvětlit nejhustším provozem v porovnání s ostatními lokalitami.

Vanad se dle tab. 1 vyskytoval nejvíce v okolí dálnic, naměřeny zde byly koncentrace od 3,646 µg/kg po 16,616 µg/kg. Stejně tak hodnoty niklu byly nejvyšší zjištěné v okolí dálnic, průměrná koncentrace se zde pohybovala okolo 45,311 µg/kg.

Dalšími sledovanými prvky je měď a arzen, u těchto prvků byly velmi podobné koncentrace v okolí silnic a dálnic. U mědi byla průměrná koncentrace v okolí silnic 378,268 µg/kg a dálnic 378,374 µg/kg. Rozdíl mezi těmito lokalitami je téměř nezatelný. K uvolnění malého množství mědi do ovzduší dochází opotřebením brzdových destiček a pneumatik. Většinou je však příčinou výskytu mědi v ovzduší průmyslová činnost a spalování fosilních paliv, neboť měď se běžně používá v elektrotechnice, telekomunikacích a dalších odvětvích průmyslu. Tyto zdroje emisí mohou být lokalizovány blízko dopravních cest, což může vést k vyšší koncentraci mědi v ovzduší v dané oblasti (Nabulo et al. 2006; Feng et al. 2011).

Průměrná koncentrace arzenu v okolí silnic byla 6,541 µg/kg a dálnic 6,717 µg/kg. Tyto hodnoty jsou opět téměř stejné. Výskyt arzenu v ovzduší není přímo spojen s automobilovou dopravou, neboť arzen není běžně používán v palivech nebo jiných součástech automobilů. Nicméně, arzen se může uvolňovat do ovzduší z průmyslových zdrojů a zemědělských postřiků. V automobilové výrobě se arzen vyskytuje v omezeném množství jako příměs v některých kovech a slitinách, které se používají například v karosářských dílech nebo v palivových článcích. Avšak emise arzenu z těchto zdrojů jsou relativně nízké v porovnání s průmyslovými emisemi, jako je například spalování fosilních paliv (Tao et al. 2014).

Posledním hodnoceným prvkem bylo olovo. Jeho největší výskyt byl v okolí dálnic, průměrně 45,362 µg/kg. Olovo bylo dříve běžně používáno jako přísada do benzínu pro zvýšení oktanového čísla a snížení klenutí motoru. V minulosti byl olovem obohacený benzín velmi rozšířeným palivem pro automobily. Při spalování benzínu obsahujícího olovo, se olovnaté sloučeniny uvolňují do ovzduší. V dnešní době je většina benzínu obohaceného olovem nahrazována bezolovnatým benzínem, což výrazně snižuje emise olova z automobilové dopravy. Může se také uvolňovat z brzdových destiček, baterií nebo jiných částí vozidel. Navíc, olovnaté emise mohou pocházet také z jiných průmyslových zdrojů a skládek odpadů obsahujících olovo. Olovo je také velmi toxické pro člověka i ostatní živé organismy, a to i při velmi nízkých úrovních (Lough et al. 2005; Hosseini et al. 2020). Lze tedy snadno argumentovat, že největší koncentrace olova se vyskytuje na místech s největší dopravní zátěží.

Korelaci olova s intenzitou dopravy potvrzují také další studie (Dietl et al. 1996; Carlosena et al. 1998; Guitao et al. 2008).

7 Závěr

V průběhu této diplomové práce byly popsány způsoby a zpracování měření dispozice těžkých kovů v okolí liniových staveb. Jednotlivé vzorky byly odebrány v okolí silnic, dálnic a železnic. Následně byly výsledky porovnávány a vyhodnoceny z hlediska vlivu intenzity dopravy v určitých lokalitách. Byly také diskutovány různé faktory ovlivňující množství a distribuci těžkých kovů do ovzduší. Hypotéza nebyla potvrzena, ačkoliv jsme mohli vidět jistou závislost výskytu kovů na intenzitě dopravy, kterou potvrzují výsledky mnoha výzkumů.

V dnešní době se automobilová doprava stále více zintenzivňuje a má velký vliv na znečištění životního prostředí. Některými opatřeními bychom mohli snížit množství těchto emisí. Jako jedno z opatření by se mohlo nabízet prosté omezení počtu vozidel na silnicích, toto řešení je ovšem vzhledem ke stále rozvíjející se populaci a potřebě rychlé dopravy vcelku nereálné. Jiným řešením je používání alternativních paliv, jako jsou elektromobily nebo vozidla poháněná vodíkem a také samotné zlepšení kvality používaných paliv. Také povinné filtry pro emise z výfuků by mohly značně snížit množství těžkých kovů vypouštěných vozidly. Současně lepší údržbou silnic lze snížit množství škodlivých látek. Ke snížení počtu vozidel by také přispěla podpora sdílení jízdy a s tím související vzdělávací kampaně pro řidiče a veřejnost. V neposlední řadě bych zmínila nejdůležitější faktor, který představují elektromobily, ke kterým se v posledních letech stále více směřuje. K tomu je ovšem potřeba více podpořit a investovat do infrastruktury, jako jsou nabíjecí stanice.

Celkově lze říct, že depozice těžkých kovů v ovzduší v blízkosti liniových staveb je složitým problémem, který vyžaduje komplexní přístup a spolupráci mezi vládními orgány, výzkumnými institucemi a průmyslovými odvětvími. Je třeba dále zkoumat a vyvíjet nové strategie a technologie ke zlepšení a omezení nadměrného výskytu těchto látek v ovzduší. Tato diplomová práce může být využita pro další výzkumy v oblasti znečištění ovzduší těžkými kovy.

8 Literatura

- Abbasi S, Jansson A, Sellgren U, Olofsson U. 2013. Particle emissions from rail traffic: A literature review. *Critical reviews in environmental science and technology*, **43**:2511-2544.
- Ahmed F, Fakhruddin ANM, Imam MDT, Khan N, Khan TA, Rahman MM, Abdullah ATM. 2016. Spatial distribution and source identification of heavy metal pollution in roadside surface soil: a study of Dhaka Aricha highway Bangl. *Ecol Process* **5**:1–16. DOI: 10.1186/s13717-016-0045-5.
- Bartošíková H. 2009. Tvoříme a učíme se s ICT – kovy. ESF projekt OP vzdělávání pro konkurenceschopnost. Opava.
- Bencko V, Lener J, Cikrt M. 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přepracované a doplněné vyd., v Grada Publishing 1. vyd. Praha. ISBN 80-7169-150-x.
- Carlosena A, Andrade JM, Prada D. 1998. Searching for heavy metals grouping roadside soils as a function of motorized traffic influence. *Talanta*, **47**:753-767. DOI: 10.1016/S0039-9140(98)00117-9.
- Cibulka J. 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia, Praha. ISBN 80-200-0401-7.
- Deboudt K, Flement P, Bertho M. 2004. Cd, Cu, Pb and Zn concentration in atmospheric wet deposition at a coastal station in Western Europe. *Water Air Soil Pollution* **151**:335–359. DOI: 10.1023/B:WATE.0000009906.55895.30.
- De Silva S, Ball AS, Huynh T, Reichman SM. 2016. Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia: Effect of road age, traffic density and vehicular speed. *Environmental Pollution*, **208**:102-109. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.09.032.
- Dietl C, Wäber M, Peichl L, Vierle O. 1996. Monitoring of airborne metals in grass and depositions. *Chemosphere* **33**:2101–2111. DOI: 10.1016/0045-6535(96)00301-3.
- Duong TTT, Lee BK. 2011. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *J. Environ. Manag.* **92** (554e562) DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.09.010.
- Đurta O, Khun M. 2002. Environmentálna geochémia niektorých ťažkých kovov. 1. vyd. Bratislava: Univerzita Komenského. ISBN 80-223-1657-1.
- Feng J, Wang Y, Zhao J, Zhu L, Bian X, Zhang W. 2011. Source attributions of heavy metals in rice plant along highway in Eastern China. *J Environ Sci* **23**:1158–1164. DOI: 10.1016/S1001-0742(10)60529-3.
- Greenwood NN, Earnshaw A. 1993. Chemie prvků. Informatorium, Praha. ISBN 80-85427-38-9
- Guala S, Vega FA, Covelo EF. 2013. Modeling the plant–soil interaction in presence of heavy metal pollution and acidity variations. *Environmental monitoring and assessment* **185**:73-80. DOI: 10.1007/s10661-012-2534-z

- Guan ZH, Li XG, Wang L. 2018. Heavy metal enrichment in roadside soils in the eastern Tibetan Plateau. *Environmental Science and Pollution Research* **25**:7625-7637. DOI: 10.1007/s11356-017-1094-8.
- Guitao S, Chen Z, Xu S, Ju Z, Li W, Chunjuan Bi, Jiyan T. 2008 Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution*. **156**:251-260. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.02.027.
- Gunawardana C, Goonetilleke A, Egodawatta P, Dawes L, Kokot S. 2012. Source characterization of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere* **87**:163–170. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.012.
- Guney M, Onay TT, Coptu NK. 2010. Impact of overland traffic on heavy metal levels in highway dust and soils of Istanbul, Turkey. *Environmental monitoring and assessment* **164**:101-110. DOI: 10.1007/s10661-009-0878-9.
- Hill MK. 2004. *Understanding environmental pollution*. University Pressm. Cambridge.
- Hjortenkrans DS, Bergbäck BG, Häggerud AV. 2007. Metal emissions from brake linings and tires: case studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environmental science & technology*, **41**:5224-5230. DOI: 10.1021/es070198o.
- Hosseini NS, Sobhanardakani S, Cheraghi M. 2022. Expansive herbaceous species as bio-tools for elements detection in the vicinity of major roads of Hamedan, Iran. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **19**:1611–1624. DOI: 10.1007/s13762-021-03183-8.
- Hou S, Zheng N, Tang L, Ji X, Li Y, Hua X. 2019. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018. *Environment International* **128**:430-437. DOI: 10.1016/j.envint.2019.04.046
- Christoforidis A, Stamatis N. 2009. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma* **151**:257-263. DOI: 10.1016/j.geoderma.2009.04.016.
- Jamil S, Abhilash P, Singh A, Singh N, Behl HM. 2009. Fly ash trapping and metal accumulating capacity of plants: Implication for green belt around thermal power plants. *Landscape and Urban Planning*, **92**:136-147. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2009.04.002.
- Jankowski K, Malinowska EA, Ciepiela G, Jankowska J, Wiśniewska-Kadzajan B, Sosnowski J. 2019. Lead and cadmium content in grass growing near an expressway. *Arch Environ Contam Toxicol* **76**:66–75. DOI: 10.1007/s00244-018-0565-3.
- Jaradat QM, Momani KA. 1999. Contamination of roadside soil, plants, and air with heavy metals in Jordan, a comparative study. *Turkish Journal of Chemistry*, **23**:209-220. Available from: <https://journals.tubitak.gov.tr/chem/vol23/iss2/13>.
- Jiang Y, Chao S, Liu J, Yang Y, Chen Y, Zhang A, Cao H. 2017. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China. *Chemosphere*, **168**:1658-1668. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.11.088.

- Jozic M, Peer T, Türk R. 2009. The impact of the tunnel exhausts in terms of heavy metals to the surrounding ecosystem. *Environmental monitoring and assessment* **150**: 261-271. DOI: 10.1007/s10661-008-0228-3
- Kabata-Pendias, Pendias A, Pendias H. 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd ed. Boca Raton: CRC. ISBN 0-8493-1575-1.
- Kafka Z, Punčochářová J. 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* **7**:611-617.
- Kalač P, Tríska J, Kolář L, Jírovcová E. 2010. *Chemie životního prostředí. 2., dopl. vyd. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta. ISBN 978-807-3942-328.*
- Karbowska B. 2016. Presence of thallium in the environment: sources of contaminations, distribution and monitoring methods. *Environ Monit Assess* **640**. DOI: 10.1007/s10661-016-5647-y.
- Klimis-Zacas D. 1993. *Manganese in Health and Disease*. CRC Press.
- Lamboni M. 2021. Weak derivative-based expansion of functions: ANOVA and some inequalities. *Mathematics and Computers in Simulation*. DOI: doi.org/10.1016/j.matcom.2021.12.019.
- Legret M, Pagotto C. 2006. Heavy Metal Deposition and Soil Pollution Along Two Major Rural Highways, *Environmental Technology* **27**:247-254. DOI: 10.1080/09593332708618641.
- Li X, Lee SI, Sc W, Shi W, Thornton I. 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environ Pollution* **129**:113–124. DOI: 10.1016/j.envpol.2003.09.030.
- Ling W, Shen Q, Gao Y, Gu X, Yang Z. 2007. Use of bentonite to control the release of copper from contaminated soils. *Soil Research*, **45**:618-623. DOI: doi.org/10.1071/SR07079.
- Litschke T, Kuttler W. 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation-a review. *Meteorologische Zeitschrift*, **17**:229-240. DOI: 10.1127/0941-2948/2008/0284.
- Lough GC, Schauer JJ, Park JS, Shafer MM, DeMinter JT, Weinstein JP. 2005. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environmental science & technology*, **39**:826-836. DOI: 10.1021/es048715f.
- Malinowska E, Jankowski K, Wiśniewska-Kadžajan B, Sosnowski J, Kolczarek R, Jankowska J, Ciepiela GA. 2015. Content of zinc and copper in selected plants growing along a motorway. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **95**:638-643. DOI: 10.1007/s00128-015-1648-8.
- Marešová V. *Ekotoxikologie, Průmyslové látky – kovy, Ústav soudního lékařství a toxikologie*, [cit. 2023-04-09]. Available from: https://soudni.lf1.cuni.cz/file/5684/04_NT_Ekotoxikologie.pdf.
- Markiv B, Expósito A, Ruiz-Azcona L, Santibáñez M, Fernández-Olmo I. Environmental exposure to manganese and health risk assessment from personal sampling near an

- industrial source of airborne manganese. *Environ Res.* 2023. 14:115478. DOI: 10.1016/j.envres.2023.115478.
- McKenzie ER, Money JE, Green PG, Young TM. 2009. Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of the total environment* **407**:5855-5860. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.07.018.
- Mitchell R, Maher BA, Kinnersley R. 2010. Rates of particulate pollution deposition onto leaf surfaces: temporal and inter-species magnetic analyses. *Environmental Pollution*, **158**:1472-1478. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.12.029.
- Mitrović M, Pavlović P, Lakušić D, Djurdjević L, Stevanović B, Kostić O, Gajić G. 2008. The potential of *Festuca rubra* and *Calamagrostis epigejos* for the revegetation of fly ash deposits. *Science of The Total Environment* **407**:338-347. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.09.001.
- Modrzewska B, Wyszowski M. 2014. Trace metals content in soils along the state road 51 (northeastern Poland). *Environmental monitoring and assessment* **186**:2589-2597. DOI: 10.1007/s10661-013-3562-z
- Mori J, Hanslin HM, Burchi G, Saebo A. 2015. Particulate matter and element accumulation on coniferous trees at different distances from a highway. *Urban Forestry and Urban Greening* **14**:170–177. DOI: 10.1016/j.ufug.2014.09.005.
- Motyčka M, Tůmová O. 2012. ElectroScope: ANOVA – Základní metoda vyhodnocování experimentů. [cit. 2023-04-10]. ISSN 1802-4564. Available from: <http://147.228.94.30>
- Nabulo G, Oryem-Origa H, Diamond M. 2006. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. *Environ Res* **101**:42–52. DOI: 10.1016/j.envres.2005.12.016.
- Nikolaeva O, Rozanova M, Karpukhin. 2017. Distribution of traffic-related contaminants in urban topsoils across a highway in Moscow. *J Soils Sediments* **17**:1045–1053. DOI: 10.1007/s11368-016-1587-y.
- Pavlíková D. 2008. *Ekotoxikologie. 2., dopl. a přeprac. vyd.* Česká zemědělská univerzita, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Praha. ISBN 978-80-213-1843-4.
- Peralta-Videa JR, Lopez ML, Narayan M, Saupe G, Gardea-Torresdey J. 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *The international journal of biochemistry & cell biology* **41**:1665-1677. DOI: 10.1016/j.biocel.2009.03.005
- Pfanz H, Flohr S. 2007. Die Wirkung von Holzgewächsen auf Stäube und die mögliche Rückwirkung der Stäube auf die Pflanzen. *Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen der Baumpflege. Tagungsband zu den Dresdener Stadtbaumtagen am*
- Pyatt FB. 1973. Some aspects of plant contamination by air borne particulate pollutants. *International Journal of Environmental Studies*, **5**:215-220. DOI: 10.1080/00207237308709611.

- Rebele F, Lehman C. 2001. Biological flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. *Flora* **196**:325–344.
- Röllin HB, Nogueira CMCA. 2011. Manganese: Environmental Pollution and Health Effects. DOI: 10.1016/B978-0-444-52272-6.00540-7.
- Röllin HB, Claudina MCA Nogueira. 2019. Manganese: Environmental Pollution and Health Effects. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.11530-1.
- Sabzevari E, Sobhanardakani S. 2018. Analysis of selected heavy metals in indoor dust collected from city of Khorramabad, Iran: A case study. *Jundishapur Journal of Health Sciences* 10.3. DOI: 10.5812/jjhs.67382.
- Saygi Y, Yigit SA. 2012. Heavy metals in Yeniçağa Lake and its potential sources: soil, water, sediment, and plankton. *Environmental Monitoring and Assessment* **184**:1379-1389. DOI: 10.1007/s10661-011-2048-0
- Sedláková I, Březina S, Dolečková H. 2001. Třtina křovištní. Rostlinné invaze. Rezekvítek, Brno.
- Sobhanardakani S. 2019. Ecological and human health risk assessment of heavy metal content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran. *Biological trace element research* **187**:602-610. DOI: 10.1007/s12011-018-1383-1.
- Streblová E. 2013. Souhrnné texty z chemie: pro přípravu k přijímacím zkouškám (přírodovědné obory, lékařství). 3., upr. vyd. Karolinum, Praha. ISBN 978-80-246-2135-7.
- Škarpa P. 2010. Laboratorní výuka z výživy rostlin: Multimediální učební texty [online]. Mendelu. [cit. 2023-04-09]. Available from http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/laborator/index.php?N=3&I=4&J=0&K=0
- Tao J, Zhang RJ, Duan JC, Jing JS, Zhu LH, Chen ZM. 2014 Seasonal variation of carcinogenic heavy metals in PM2.5 and source analysis in Beijing. *Huan Jing Ke Xue* **35**:411–417.
- Trebichavský J, Havrdová D. 1998. Škodliviny I. Toxické kovy. NSO, Kutná Hora.
- Turkylmaz A, Sevik H, Cetin M, Ahmaida Saleh EA. 2018. Changes in Heavy Metal Accumulation Depending on Traffic Density in Some Landscape Plants. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(5). DOI: 10.15244/pjoes/78620.
- Turkylmaz A, Sevik H, Isinkaralar K, Cetin M. 2019. Use of tree rings as a bioindicator to observe atmospheric heavy metal deposition. *Environmental Science and Pollution Research*, **26**:5122-5130. DOI: 10.1007/s11356-018-3962-2.
- Vachová P, Vach M, Najnarová E. 2017. Using expansive grasses for monitoring heavy metal pollution in the vicinity of roads. *Environmental Pollution* **229**:94–101. DOI:10.1016/j.envpol.2017.05.069
- Wang YF, Huang KL, Li CT, Mi HH, Luo JH, Tsai PJ. 2003. Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. *Atmospheric Environment*, **37**:4637-4643.

- Wei B, Jiang F, Li X et al. 2010. Contamination levels assessment of potential toxic metals in road dust deposited in different types of urban environment. *Environ Earth Sci* **61**:1187–1196 DOI: 10.1007/s12665-009-0441-6.
- Werkenthin M, Kluge B, Wessolek G. 2014. Metals in European roadside soils and soil solution a review. *Environ Pollution* **189**:98–110. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.02.025.
- Wiseman CLS, Zereini F, Püttmann W. 2013. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada. *Sci Total Environ* **442**:86–95. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.10.051.
- Wiseman CLS, Zereini F, Püttmann W. 2014. Metal translocation patterns in *Solanum melongena* grown in close proximity to traffic. *Environ Sci Pollution Res* **21**:1572–1581. DOI: 10.1007/s11356-013-2039-5
- Xiao T, Guha J, Boyle D, Liu CQ, Zheng B, Wilson GC., Rouleau A, Chen J. 2004. Naturally occurring thallium: a hidden geoenvironmental health hazard? *Environment international* **30**:501–507.
- Yunus M, Dwivedi A, Kulshreshtha K, Ahmad K. 1985. Dust loadings on some common plants near Lucknow City. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* **9**:71-80. DOI: 10.1016/0143-148X(85)90040-0.