

Geomonitoring distribuce vybraných polutantů v lesním ekosystému.

Bc. Eva Bukovjanová

Diplomová práce
2010



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně

Fakulta technologická

Ústav inženýrství ochrany živ. prostředí

akademický rok: 2009/2010

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Eva BUKOVJANOVÁ**
Studijní program: **N 2808 Chemie a technologie materiálů**
Studijní obor: **Inženýrství ochrany životního prostředí**
Téma práce: **Geomonitoring distribuce vybraných polutantů
v lesním ekosystému**

Zásady pro vypracování:

1. Prostudujte dostupnou literaturu a informační zdroje vztahující se k zadanému tématu.
2. Provedte kritickou literární studii o anorganických kontaminantech, jejich speciaci a vlivu na lesní ekosystém.
3. Zhodnoťte geologické a geografické poměry v zájmové lokalitě.
4. Provedte předběžný průzkum půdního prostředí zájmové lokality a určete majoritní anorganické kontaminanty.
5. Na základě výsledků předběžného průzkumu provedte podrobný průzkum vybraných anorganických kontaminantů v zájmové lokalitě a určete, zda jejich koncentrace překračují limitní hodnoty dle platné legislativy nebo určené metodikou analýzy rizika.
6. Provedte vizualizaci kontaminace pomocí geografického informačního systému.
7. Situaci v zájmové lokalitě kriticky zhodnoťte a formulujte závěry.



Rozsah práce:

Rozsah příloh:

Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**

Seznam odborné literatury:

Vedoucí diplomové práce:

Ing. Roman Slavík, Ph.D.

Ústav inženýrství ochrany živ. prostředí

Datum zadání diplomové práce:

15. února 2010

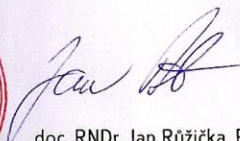
Termín odevzdání diplomové práce:

14. května 2010

Ve Zlíně dne 15. února 2010



doc. Ing. Petr Hlaváček, CSc.
děkan



doc. RNDr. Jan Růžička, Ph.D.
ředitel ústavu

Příjmení a jméno: BUKOVJANOVA EVA

Obor: 102P

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že

- beru na vědomí, že odevzdáním diplomové/bakalářské práce souhlasím se zveřejněním své práce podle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších právních předpisů, bez ohledu na výsledek obhajoby ¹⁾;
- beru na vědomí, že diplomová/bakalářská práce bude uložena v elektronické podobě v univerzitním informačním systému dostupná k nahlédnutí, že jeden výtisk diplomové/bakalářské práce bude uložen na příslušném ústavu Fakulty technologické UTB ve Zlíně a jeden výtisk bude uložen u vedoucího práce;
- byl/a jsem seznámen/a s tím, že na moji diplomovou/bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, zejm. § 35 odst. 3 ²⁾;
- beru na vědomí, že podle § 60 ³⁾ odst. 1 autorského zákona má UTB ve Zlíně právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona;
- beru na vědomí, že podle § 60 ³⁾ odst. 2 a 3 mohu užít své dílo – diplomovou/bakalářskou práci nebo poskytnout licenci k jejímu využití jen s předchozím písemným souhlasem Univerzity Tomáše Bati ve Zlíně, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše);
- beru na vědomí, že pokud bylo k vypracování diplomové/bakalářské práce využito softwaru poskytnutého Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně nebo jinými subjekty pouze ke studijním a výzkumným účelům (tedy pouze k nekomerčnímu využití), nelze výsledky diplomové/bakalářské práce využít ke komerčním účelům;
- beru na vědomí, že pokud je výstupem diplomové/bakalářské práce jakýkoliv softwarový produkt, považují se za součást práce rovněž i zdrojové kódy, popř. soubory, ze kterých se projekt skládá. Neodevzdání této součásti může být důvodem k neobhájení práce.

Ve Zlíně 13. 5. 2010

Bukovjanoval

¹¹ zákon č. 111/1998 Sb. o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších právních předpisů, § 47 Zveřejňování závěrečných prací:

(1) Vysoká škola nevydávalečně zveřejňuje disertační, diplomové, bakalářské a rigorózní práce, u kterých proběhla obhajoba, včetně posudků oponentů a výsledku obhajoby prostřednictvím databáze kvalifikačních prací, kterou spravuje. Způsob zveřejnění stanoví vnitřní předpis vysoké školy.

(2) Disertační, diplomové, bakalářské a rigorózní práce odevzdané uchazečem k obhajobě musí být též nejméně pět pracovních dnů před konáním obhajoby zveřejněny k nahlížení veřejnosti v místě určeném vnitřním předpisem vysoké školy nebo není-li tak určeno, v místě pracoviště vysoké školy, kde se má konat obhajoba práce. Každý si může ze zveřejněné práce pořizovat na své náklady výpisy, opisy nebo rozmnoženiny.

(3) Platí, že odevzdáním práce autor souhlasí se zveřejněním své práce podle tohoto zákona, bez ohledu na výsledek obhajoby.

²¹ zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, § 35 odst. 3:

(3) Do práva autorského také nezasahuje škola nebo školské či vzdělávací zařízení, užije-li nikoli za účelem přímého nebo nepřímého hospodářského nebo obchodního prospěchu k výuce nebo k vlastní potřebě dílo vytvořené žákem nebo studentem ke splnění školních nebo studijních povinností vyplývajících z jeho právního vztahu ke škole nebo školskému či vzdělávacímu zařízení (školní dílo).

³¹ zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, § 60 Školní dílo:

(1) Škola nebo školské či vzdělávací zařízení mají za obvyklých podmínek právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla (§ 35 odst. 3). Odpírá-li autor takového díla udělit svolení bez vážného důvodu, mohou se tyto osoby domáhat nahrazení chybějícího projevu jeho vůle u soudu. Ustanovení § 35 odst. 3 zůstává nedotčeno.

(2) Není-li sjednáno jinak, může autor školního díla své dílo užít či poskytnout jinému licenci, není-li to v rozporu s oprávněnými zájmy školy nebo školského či vzdělávacího zařízení.

(3) Škola nebo školské či vzdělávací zařízení jsou oprávněny požadovat, aby jim autor školního díla z výdělku jím dosaženého v souvislosti s užitím díla či poskytnutím licence podle odstavce 2 přiměřeně přispěl na úhradu nákladů, které na vytvoření díla vynaložily, a to podle okolností až do jejich skutečné výše; přitom se přihlídí k výši výdělku dosaženého školou nebo školským či vzdělávacím zařízením z užití školního díla podle odstavce 1.

ABSTRAKT

Tato práce je založena na monitoringu půdy v oblasti povodí Hraničního potoka spadajícího pod Zlínský kraj. U odebraných vzorků byl pomocí analýzy metodou XRF stanoven obsah rizikových prvků a následné zmapování lokality a distribuce sledovaných polutantů prostřednictvím geografického informačního systému (GIS). Největší zastoupení měly rizikové prvky olovo, měď a cín, u kterých byly naměřeny nadlimitní hodnoty. Nakonec byla provedena analýza rizik pro obyvatele této lokality, možný dopad na jejich zdraví a návrh na provedení sanačního opatření. Předpokládaný zdroj znečištění půdy ve sledované oblasti je doprava, průmysl, zemědělství a znečištění odpady pocházející z nelegální skládky.

Klíčová slova: rizikové prvky, XRF, GIS, toxické kovy, monitoring půdy

ABSTRACT

This study is based on monitoring of soil in the catchment area of Hranicni brook in Zlin region. The samples were using the XRF analysis method to determine the content of risk elements and then map the location and distribution of controlled pollutants through geographical information systems (GIS). The most prevalent of risk elements were lead, cooper and tin, which exceeded the limit. Finally were performed the risk analysis for the inhabitants of this area, potencial impact on their health and finding the correction solving. Expected source of soil pollution in the monitored area are transportation, industry, agriculture and waste from illegal dump.

Keywords: risk elements, XRF, GIS, toxic metals, soil monitoring

Motto: Hloupý není ten, kdo dělá chyby, ale ten, kdo ty chyby znovu opakuje...

Poděkování:

Tímto bych chtěla poděkovat mému vedoucímu diplomové práce Ing. Romanu Slavíkovi, Ph.D., za spolupráci, rady, připomínky a především odborné vedení.

Prohlašuji, že odevzdaná verze bakalářské/diplomové práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou totožné.

Ve Zlíně 13.5.

.....

Podpis

OBSAH

| | |
|---|-----------|
| ÚVOD | 11 |
| I TEORETICKÁ ČÁST | 12 |
| 1 LESNÍ EKOSYSTÉM | 13 |
| 1.1 LESNÍ PŮDY A JEJICH KLASIFIKACE | 14 |
| 1.2 MONITOROVÁNÍ A HODNOCENÍ KVALITY PŮDY | 17 |
| 1.2.1 Vzorkování a zpracování vzorků | 18 |
| 1.2.2 Analýzy | 19 |
| 1.2.3 Hodnocení kvality půd (zaměření na půdy lesní) | 19 |
| 2 ANTROPOGENNÍ LÁTKY V LESNÍM EKOSYSTÉMU | 22 |
| 2.1 ANORGANICKÉ RIZIKOVÉ PRVKY A LÁTKY | 22 |
| 2.2 ORGANICKÉ RIZIKOVÉ LÁTKY | 22 |
| 2.2.1 POPs v půdě | 23 |
| 2.2.2 PAHs | 24 |
| 2.2.3 PCBs | 24 |
| 2.2.4 PCDD/PCDFs | 24 |
| 3 TOXICKÉ KOVY A JEJICH VLIV NA LESNÍ EKOSYSTÉM | 26 |
| 3.1 TOXICKÉ KOVY A PŮDA | 26 |
| 3.1.1 Chování vybraných toxických kovů v půdě a hlavní zdroje půdní kontaminace | 26 |
| 3.2 TOXICKÉ KOVY A ROSTLINY | 29 |
| 3.2.1 Mechy a lišejníky jako bioindikátory | 32 |
| 3.3 TOXICKÉ KOVY A HOUBY | 33 |
| 3.3.1 Mykorrhiza | 34 |
| 4 KARTOGRAFICKÉ ZPRACOVÁNÍ DAT POMOCÍ GEOGRAFICKÉHO INFORMAČNÍHO SYSTÉMU (GIS) | 37 |
| 5 GEOLOGICKÉ POMĚRY ZLÍNSKÉHO KRAJE | 41 |
| II PRAKTICKÁ ČÁST | 43 |
| 6 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST | 44 |
| 6.1 POUŽITÉ CHEMIKÁLIE A POMŮCKY | 44 |
| 6.2 POUŽITÉ PŘÍSTROJE | 44 |
| 7 VZORKOVÁNÍ A METODIKA | 45 |
| 7.1 VZORKOVÁNÍ PŮDY | 45 |
| 7.2 ZPRACOVÁNÍ VZORKŮ | 46 |
| 7.3 VIZUALIZACE DAT POMOCÍ GIS | 46 |
| 8 VÝSLEDKY A DISKUZE | 48 |

| | | |
|-------|--|-----------|
| 8.1 | PH, VODIVOST, VLHKOST | 48 |
| 8.2 | PŘEDBĚŽNÝ PRŮZKUM..... | 48 |
| 8.3 | HLAVNÍ PRŮZKUM..... | 51 |
| 8.4 | ANALÝZA RIZIKA | 55 |
| 8.4.1 | Expoziční scénář..... | 56 |
| 8.4.2 | Výpočty při hodnocení zdravotních rizik..... | 56 |
| 8.5 | NÁVRH DEKONTAMINAČNÍCH POSTUPŮ | 58 |
| | ZÁVĚR | 59 |
| | SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY..... | 60 |
| | SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK..... | 65 |
| | SEZNAM OBRÁZKŮ | 66 |
| | SEZNAM TABULEK | 67 |

ÚVOD

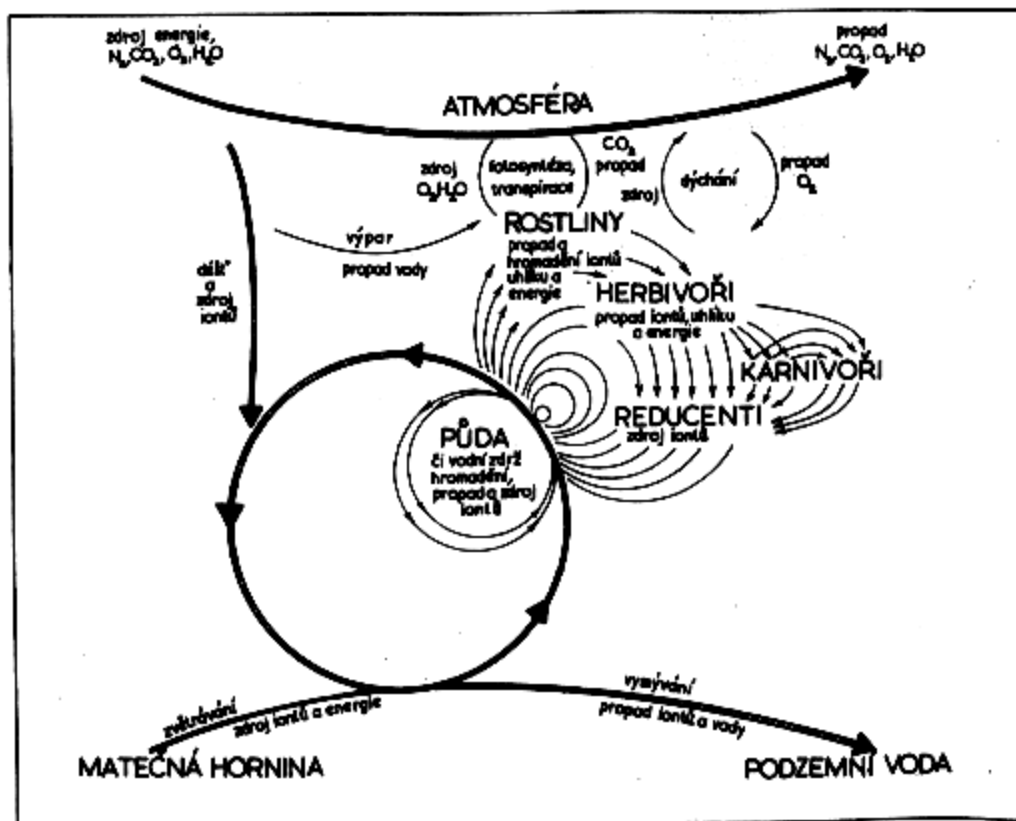
Jak známo, rozvojem průmyslu, neochotou využívání šetrných technologií, které jsou obvykle velmi drahé, a každoročním zvyšováním lidské populace se stav našeho životního prostředí zhoršuje. Tak dochází k tomu, že jsou příroda i města zaplavována velkým množstvím škodlivých a nepřírodných látek, v kapalných, plynných a tuhých formách, které většinou působí na naše zdraví negativně. Tato diplomová práce je zaměřena na rizikové prvky, jako jsou olovo, arsen, chrom, antimon a další, které se vlivem antropogenní činnosti dostávají do půdy, mohou tam přetrvávat po velmi dlouhou dobu a působit škodlivě jak na rostliny a zvířata, tak na zdraví obyvatel. Protože mohou toxické kovy pronikat do podzemních vod, potoků, řek a spolu s rostlinami a houbami do těl všech možných organismů, včetně toho našeho, je potřeba věnovat této problematice zvýšenou pozornost, obzvláště pokud se jedná o zalidněné lokality, popř. místa s frekventovanou návštěvností lidí nebo o zemědělské půdy, kdy pomocí monitoringu škodlivin můžeme zhodnotit, zda se jedná o půdu k pěstování zemědělských plodin perspektivní či ne.

Cílem této práce je monitoring vybraných polutantů v půdě v oblasti povodí Hraničního potoka ve Zlíně, který ústí do řeky Dřevnice. V zájmové lokalitě se nacházejí jak půdy lesní, tak i zemědělské, přičemž nejsou známy údaje o obsahu a distribuci rizikových prvků v nich. Vyhodnocení obsahu rizikových prvků v půdních vzorcích a následná vizualizace jejich obsahu v půdách bude provedena pomocí geografického informačního systému (GIS).

I. TEORETICKÁ ČÁST

1 LESNÍ EKOSYSTÉM

Lesní ekosystém je funkční soustava živých (biotických) a neživých (abiotických) složek zahrnující všechny organismy na určitém území v jejich vzájemných vztazích a ve vztazích s fyzikálními a geochemickými činiteli prostředí, jako jsou záření, teplo, světlo, tlak, chemismus ovzduší, půdy a vody (viz obr. 1.) Zjednodušeně lze říct, že je to společenství organismů a neživého prostředí, které funguje jako ekologická soustava. Rozlišují se potravní (trofické) a energetické vazby. Všechny složky ekosystému jsou vzájemně propojeny výměnou (koloběhem) látek, jednosměrným tokem energie a předáváním informací. Významnými znaky samotného ekosystému jsou samoregulace a neustálý vývoj.[1]



Obr. 1: Model biogeochemických cyklů a energetických toků v ekosystému dle Schulze a Money (1993). Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.

Významnou složkou lesního ekosystému je půda, ve které probíhá velké množství dějů ovlivněných např. jejími vlastnostmi a podmínkami vnějšího prostředí včetně podmínek klimatických, což má pak za následek různé chování a transport živých a neživých složek a samozřejmě znečišťují

cích látek, jak organických tak anorganických. Půda má také podstatný vliv na stabilitu a produkci ekosystému.

1.1 Lesní půdy a jejich klasifikace

Vznik, stavba a složení půdy záleží na mnoha faktorech, které se obecně nazývají půdotvorné faktory. Mezi tyto faktory patří klima, lokalita, čas, lidská činnost, činnost organismů, matečná hornina atd.

Půda se obecně skládá z [27]:

- Anorganické (minerální) hmoty
- Organické hmoty
- Vody
- Plynů
- Živých organismů
- Neživých složek (odumřelá organická hmota v různém stádiu rozkladu)

Studie v oblasti půd se neustále vyvíjejí a poznání jde stále kupředu. Díky nejrozličnějšímu mapování a poznávání byl v roce 2001 zaveden pro Českou Republiku tzv. taxonomický klasifikační systém půd ČR, což je důsledné sjednocení zemědělských a lesních půd, který je navíc stále konfrontován s vývojem hlavních referenčních světových systémů WRB (world reference base for soil resources). Celý systém, vycházející z dřívějších prací, zejména z morfogenetického klasifikačního systému, je rozdělen do jednotlivých taxonomických kategorií:

- **Referenční třídy půd** – mají koncovku –sol a umožňují české půdy s nimi korelovat (leptosol, regosol, fluvisol, vertisol, černosol, luvisol, kambisol, andosol, podzolsol, atd.)
- **Půdní typy** – označují se dvěmi velkými písmeny (černozem ČM, hnědozem HM, šedo- zem SM, podzol PZ, luvizem LM, glej GL, slanec SC atd.)
- **Půdní subtypy** – modifikace půdních typů
- **Půdní variety** – charakterizují výskyt horizontů a znaků ve svrchních částech lesních půd

- **Ekologické fáze** – charakterizace forem nadložního humusu lesních půd
- **Degradační a akumulární fáze** – projevy kontaminace, intoxikace, eroze atd.
- **Půdní formy** – vyjadřují genetickou taxonomickou úroveň jako např. typ substrátu, zrnitost, mineralogické složení, atd.[33]

Půda patří mezi nevyčerpatelné přírodní zdroje, ale pouze tehdy, když ji člověk řádně ošetřuje a trvale obnovuje její úrodnost. Také lze říci, že tvoří předěl mezi živou a neživou přírodou a hranici mezi povrchovými a podzemními vodami[21]. Je velmi citlivá na znečištění škodlivými látkami záměrně (průmyslová a statková hnojiva, biocidy, odpady atd.) i nezáměrně (emise elektráren, tepláren, z dopravy, průmyslu aj.) aplikovanými. Některé látky dokáže sama rozložit (organického původu), některé látky se hromadí (především anorganické), které při určité koncentraci mohou působit škodlivě.

Vývoj půdy je dynamický proces, který nemůže být nikdy ukončen. Půda se neustále vyvíjí působením:

- půdotvorných faktorů (klíma, matečné horniny, reliéf, voda, rostliny, živočichové, čas, lidská činnost aj.)
- půdotvorných procesů (vznik humusu, sloučenin železa, jílu a jeho translokace, vybělení půdy, vyluhování bází, okyselování, ukládání toxických kovů a dalších látek z antropologické činnosti, zasolení atd.)

Přechod látek z těžko rozpustné do relativně lehce rozpustné formy a tedy i jejich zpřístupnění pro rostliny se označuje jako mobilizace. Opačný proces se nazývá imobilizace a uvolňování živin při mikrobiálním rozkladu je mineralizace. Mobilizace látek (živin) v půdě je závislá na mnoha faktorech. Mezi nejvýznamnější patří půdní teplota, vzdušnost, vlhkost, množství toxických látek, živin, vlastností rostlin atd. Mezi faktory, které přímo či nepřímo ovlivňují chemické, biologické a fyzikální vlastnosti půdy patří půdní acidita. Acidita působí na strukturu půdy, vlhkost, vzdušnost, přístup živin, výskyt iontů toxicky působících iontů, nitrifikaci a životní podmínky půdních organismů. Kyselost půdy má 5 nejčastějších původců, a to:

- kyselá dešť (H₂SO₄ a HNO₃ z ovzduší)

- kyselé formy hnojení (amonné soli, močovina)
- H_2CO_3 vznikající v kořenovém systému rostlin (dýchání, mikrobiální procesy)
- nitrifikace, příjem iontů rostlinami a mineralizace
- oxidací dvoumocných forem Fe, Mn a S na trojmocné (vznik H^+ iontů)

Schopnost půdy odolávat okyselení (popř. zvýšení bazicity) se označuje jako tzv. pufráční kapacita. Při překročení pufráční kapacity dojde k okyselení půdy, což lze omezit vápněním, to ale také patří do významných zásahů do půdy a proto není moc vítané[21].

Mezi významné činitele ovlivňující chování toxických kovů a dalších škodlivin v půdě patří mnohé fyzikální a chemické vlastnosti půdy, jako její složení (měnící se s hloubkou), množství organické a jílovité hmoty, redoxní potenciál, elektrická vodivost, kationtově výměnná vodivost, pH, vlhkost, přítomnost a množství hydroxidů (především železa, hliníku a hořčíku), retenční kapacita atd. Tohle všechno a někteří další činitelé mají vliv např. na mobilitu kovů (s klesajícím pH mobilita roste) a zadržování látek v půdě (s množstvím organické a jílovité hmoty roste).

Například při studii akumulace toxických kovů v zemědělské a lesní půdě byla prokázána zvýšená retence Pb a Cu v půdách s vyšším obsahem organické hmoty. Pokud dojde k překročení retenční kapacity půdy, dochází k průsaku polutantů do podzemní vody a vzhledem k tomu, že je v neustálém pohybu, dochází k velkému problému, dále jsou koncentrace některých kovů ovlivněny s rostoucí hloubkou pozitivně (As, Cr, Ni), některé negativně (Pb, Cu) a u některé nejsou na změnách hloubky závislé (Zn)[22][23][24]. Lze tedy říci, že každá půda vykazuje různé rozložení toxických kovů v závislosti na jejich vlastnostech a koncentraci těchto kovů.

Důležité je neopomenout rozlišit původ škodlivin, zda se jedná o přirozený výskyt nebo je jejich přítomnost způsobena lidskou činností. Mezi zajímavé studie, které využívají znalosti o vlastnostech půdy a chování toxických kovů patří aplikace čistírenských a průmyslových kalů na půdy se snahou o jejich zneškodnění díky procesům v půdě probíhajících. Vědci ze zemědělského institutu ve Španělsku zkoumali, jaké následky bude mít aplikace kalu v lese s kyselou půdou a převažujícím písčitém charakterem na podzemní vodu a rostliny kdyby došlo k průsaku polutantů. Po měření koncentrací škodlivin ve výluhu byl prokázán vliv pH (kyselé) a složení půdy (písčité) na jejich množství. Za takových podmínek limity pro pitnou vodu pro toxické kovy byly překročeny[25].

Další španělská studie zase poukazovala na vliv kalů používaných k zúrodnování, odvrácení desertifikačního procesu a zlepšení výživově funkční hodnoty půdy. Kaly byly aplikovány v lesích středozemí, které se od sebe lišily složením. Jednalo se o kyselé půdy, půdy s obsahem jílu (zásadité) a půdy hlinité (zásadité). Prokázán byl vliv kalu na pH půdy, které se po aplikaci měnily v závislosti na čase (pozorování pufrční kapacity odhalilo, že zásaditá půda má pufrční kapacitu vyšší než kyselá).

Zkoumán byl dále vliv vlastností půdy na mobilitu a retenci toxických kovů a jejich potenciální hrozbě pro životní prostředí. Nejvyšší retence byla zaznamenána u jílovitých půd, naopak největší mobilita u kyselých. Dále byly sledovány koncentrace a transport třech kovů, a to Ni, Cu a Zn. Ni vykazoval celkově největší mobilitu a Zn o něco menší. V průběhu měření rostla elektrická vodivost a klesaly koncentrace sledovaných kovů ve výluhu v závislosti na zavlažování a složení půdy. Výluhy kyselých půd vykazovaly nejvyšší vzrůst koncentrací kovů a zásadité (jílovité) naopak. V kyselých půdách byl nemobilnější Zn a v zásaditých zase Ni[26].

1.2 Monitorování a hodnocení kvality půdy

Monitoring půdy představuje komplexní systém získávání a hodnocení údajů o znečištění horninového prostředí a o dopadech na zdraví lidí. Nejdůležitější je zjištění velikosti expozice cizorodými látkami a množství negativních látek a rizik pro obyvatele sledovaného úseku krajiny. Hlavním cílem monitoringu půd je stanovení stupně narušení, určení příčin negativních změn, vytvoření podmínek pro zastavení negativních trendů a poskytnutí podkladů k legislativní činnosti díky vytvořeným databázím. Největší část analýz představují analýzy půd pro zemědělské účely. Menší část, ale také důležitou, obsazují analýzy nezemědělských půd a zemin za účelem posouzení možné kontaminace některými z mnoha cizorodých látek. Analýzy se provádějí z několika důvodů, obecně se zde řadí například dlouhodobé sledování vlivů (např. kapalných, plynných emisí, tuhých odpadů, atd.) na půdní fond, *screening* charakteru, stavu a případného rozsahu a zdroje kontaminace půdy, *účelová analýza*, což může sloužit jako podklad pro návrhy způsobů dekontaminace, *dílčí analýzy zemin* (v průběhu sanací, které pomáhají sledovat jejich účinnost) a *závěrečné analýzy* udávající dosažený stav sanace[35]. Významným prvkem monitoringu životního prostředí, konkrétně horninového, je vedení registru kontaminovaných oblastí a případné rozšíření nebo zúžení jeho stavu.

1.2.1 Vzorkování a zpracování vzorků

Pojmem vzorkování se označuje odborné odebírání vzorků provedené předepsaným způsobem a vhodné je řídit se podle normovaných či standardizovaných postupů[35]. Provádí se v rámci konkrétního projektu a je potřeba vytyčit cíl, prostředky a metody pro dosažení cíle, kdy se mimo jiné definují pozice a hloubky odběru s ohledem k lokalitě, postup odběru a vyhodnocení zdravotních rizik a podmínek zajišťujících bezpečnost práce. Důležitou součástí vzorkování je také dokumentace, jejíž základními prvky jsou projekt prací, jehož součástí je program vzorků, který udává základní fakta o navrženém vzorkování, plán a zpráva o odběru vzorků, která specifikuje podmínky odběru vzorků (např. místo, čas, datum, použitá metoda, označení a popis vzorku atd.) a doplňující informace jako jsou fotografie, náčrty, geodetické zaměření bodů atd. Při vzorkování je také zásadní pracovat tak, aby bylo vyhověno podmínkám řízení kvality vzorkovacích prací, kam patří zabezpečení a kontrola kvality (QA a QC). Dále je nutné věnovat pozornost materiálu pro vzorkovací zařízení a vzorkovnice, které musí být dokonale čisté, aby nekontaminovali vzorky. Vhodný je takový, který je netečný a nevykazuje chemické ani fyzikální reakce s odebíraným materiálem, nekoroduje a nikterak neovlivňuje jeho sledované vlastnosti. Typů vzorkovačů a technologií odběru je více a jejich výběr závisí na hloubce a podmínkách odběru a vlastnostech zeminy, např. nejjednodušší jsou lžíce/lopatka, ruční vrtáky, vzorkovače žlábkové, dělené lžicovité, trubicové, jádrovač atd. Způsoby odebírání vzorků se rozlišují do několika kategorií:

- jednorázový odběr
- opakovaný odběr
 - zonální odběr – druh opakovaného odběru z různých hloubek
 - časový (režimový) odběr – druh opakovaného odběru v jistých časových intervalech

Vzorky zemin rozlišujeme podle hloubky odběru na povrchové (hloubka odběru 0-15cm), podpovrchové (hloubka odběru pod 15cm) a ještě na bodové (prosté) a směsné (homogenní). Směsné se používají k monitorování určité oblasti, mají určitá omezení, jako ředění nebo zvýšení koncentrace analytu, pokud mají různé chemické složení, může docházet po smísení k nežádoucím reakcím, které mohou ovlivnit nejen složení vzorku, ale i zdraví pracovníků. Zvýšenou pozornost je potřeba věnovat následné manipulaci s odebranými vzorky, zejména je zapotřebí přizpů-

sobit nakládání a odběr vzorků tomu, co je potřeba sledovat a stanovit. Mezi sledované ukazatele patří základní chemické a mikrobiologické ukazatele (obsah O₂, CO₂, pH, redoxní potenciál, vodivost, mikro- a makrobiální oživení, organické a anorganické kontaminanty a ekotoxicita aj.

Zásadní je, zda je potřeba stanovit těkavé organické látky nebo pouze netěkavé sloučeniny (pesticidy, toxické kovy, kyanidy atd.), s čímž i souvisí rozdílnost konzervačních postupů při přepravě a před analýzou. Ke každé sadě vzorků je navíc potřeba pořídit terénní slepý vzorek [39].

1.2.2 Analýzy

Před samotnou analýzou je důležitá vhodná úprava vzorku, podle stanovovaného druhu látek (např. organické x anorganické) a typu analytické metody stanovení. Rozbory mohou být komplexní nebo speciální (se zaměřením na to, jakou koncentraci jaké látky očekáváme), v čerstvém (do 24 hod.) nebo suchém vzorku (sušení, spalování). Podle analytické metody se připravují výluhy, provádějí se mineralizace (suchou x mokrou cestou) aj. Mezi nejběžnější analytické metody při rozbořech půd jsou AAS (atomová absorpční spektrometrie), ICP-AES (atomová emisní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou, XRF (rentgenová fluorescence), popř. méně využívané polarografie.

1.2.3 Hodnocení kvality půd (zaměření na půdy lesní)

Následným krokem po analýze vzorků půdy ze sledovaných oblastí je samotné zhodnocení výsledků a kvality půdy. Při hodnocení kvality lesních půd se klade velký význam na sledování indikátorů kvality půdy, které tvoří charakteristické vlastnosti dané oblasti, ze které jsou odebrány reprezentativní vzorky. Lesní půdy jsou navíc specifické tím, že oproti zemědělským jejich organický horizont tvoří samostatnou vrstvu se specifickými vlastnostmi, ve které se mimo jiné mohou hromadit znečišťující látky a proto je tato vrstva důležitá pro indikaci minulého a současného zatížení rizikovými látkami. Mezi nejvýznamnější indikátory kvality půdy patří:

- **Barva** – určována přesně nebo odhadem podle Munsellovy barevné škály, kde je stanovena barva, sytost a odstín pomocí srovnávací stupnice, lesní půdy vynikají tenkou tmavou humusovou vrstvou a s rostoucí hloubkou se mění i zabarvení, zajímavá je variabilita barev, na které se podílejí mimo humus i oxidy železa, popř. manganu.

- **Struktura** – hodnotí se velikost, tvar, vyvinutost, stav půdních agregátů a prostory mezi nimi, určuje se pro jednotlivé horizonty a je ovlivněna fyzikálními (např. mráz, tání), chemickými (např. chemické vazby) a biologickými (např. půdní oživení, působení kořenů) faktory.
- **Textura(zrnitost)** – má vliv na průběh pedogenetických procesů, v ČR se dělí na jednoduchou a praktickou Novákovu klasifikaci půdní zrnitosti a dělí se na skupiny podle poměru jednotlivých frakcí na různé půdní druhy (např. jílovité, hlinité, písčité atd.) Rozdělují se na základě vlastností uvedených ve vyhlášce č.275/1998 Sb. Speciálně pro lesní půdy má značný význam příměs hrubších částí (drobný, střední, hrubý štěrk, kameny a balvany) – tzv. skelet.
- **Voda v půdě** – schopnost lesních půd přijímat a zadržovat vodu je do značné míry ovlivněna, mimo jiné, mocností a kvalitou organického horizontu a druhovém složení porostu.
- **Konzistence půdy** – klasifikace podle stupně lepivosti (nelepivá→silně lepivá), plasticity (neplastická→silně plastická) a pevnosti (kyprá→velmi tuhá)
- **Novotvary** – produkty fyzikálně-chemických a biologických procesů, významným novotvarem je ortštejn - stmelenec, který poukazuje na chudost půdotvorných substrátů.
- **Hustota půdy** [$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$] – označuje se také jako měrná hmotnost a je rozdílná v závislosti na vrstvách půdy, v úvahu se bere pouze pevný podíl půdy
- **Objemová hmotnost** – je nižší než měrná hmotnost, nejnižší jsou ty vrstvy, které mají nejméně minerálních příměsí (humus, hrabanka), v úvahu se bere půda ve svém přirozeném složení (závisí na pórovitosti, struktuře, vlhkosti atd.)
- **Pórovitost** – procentuální množství volného prostoru, který není vyplněn částicemi půdy. Vysoká pórovitost je v organickém horizontu, až 80% a s rostoucí hloubkou půdního profilu klesá.
- **Obsah humusu** – vliv na funkci a úrodnost půdy, významný parametr je kvalita humusu, která se stanoví poměrem C:N, kdy za ukazatel dobré kvality je, když je poměr menší než 10 nebo huminových kyselin a fulvokyselin, což je ještě spolehlivější ukazatel.

- **Půdní reakce** – tzv. pH, stanovuje se vodným výluhem, obecně se lesní půdy považují za kyslejší než zemědělské, pH má vliv na půdní procesy, biopřístupnost a mobilitu živin a rizikových prvků
- **Sorpční vlastnosti** – patří mezi nejdůležitější charakteristiky půd z hlediska vazby živin a potenciálních kontaminujících látek
- **Oxidačně – redukční potenciál** – charakterizuje ox. – red. procesy v půdě, označuje se Eh a jednotka jsou milivoly (mV). Jeho velikost závisí na koncentraci oxidantů a reduktantů
- **Maximální hydroskopicitu, propustnost půdy pro vodu (infiltrační schopnost), teplota, momentální provzdušněnost, elektrická vodivost** atd.
- **Biologické vlastnosti** – přítomnost mikro- a makroorganismů (půdní edafon)
- **Obsah živin**
- **Obsah rizikových prvků a látek** – viz. kapitola 2 [34]

2 ANTROPOGENNÍ LÁTKY V LESNÍM EKOSYSTÉMU

Mezi znečišťující látky vyskytující se v lesním ekosystému patří mnoho pevných, kapalných i plynných látek. Především vznikají jako důsledek lidské činnosti. Proto je důležité monitorovat množství těchto látek v životním prostředí. V rámci Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution – CLRTAP) byl vytvořen evropský program pro monitorování znečišťujících látek EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) a dosud byly připraveny a posléze ratifikovány protokoly o snížení emisí síry (1985, 1994), o omezení oxidů dusíku (1988), o omezení emisí těkavých organických látek (1991) a zatím jako poslední protokol o omezování emisí těžkých kovů (Protocol on Heavy Metals, 1998), který se omezuje pouze na 3 nejzávažnější, lidem a životnímu prostředí nejškodlivějším toxickým kovům a to Cd, Pb a Hg.[44]

2.1 Anorganické rizikové prvky a látky

Mezi hrozící nebezpečí pro půdy nepatří pouze toxické kovy, ale další látky ohrožující vlastnosti a kvalitu půdního horizontu, s čím souvisí i děje v něm probíhající. Potenciální nebezpečnost anorganických prvků a látek je posuzována z hlediska ekotoxikologického (vliv na ostatní složky ekosystému), humanotoxikologického (vliv na lidský organismus), což je používáno z hlediska hodnocení půd nejvíce, a z hlediska ekonomického (snížení výnosovosti rostlinné produkce). Mezi rizikové prvky patří As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Tl, V, Zn a do rizikových látek se řadí B, Br, F, CN celkové, CN toxické a sulfátická S. Jejich maximální přípustné koncentrace v půdě udává vyhláška č.13/94 Sb .k zákonu č.334/1992 Sb. a jsou velmi pečlivě sledovány. Koncentrace rizikových prvků a látek se stanovují pomocí výluhu lučavkou královskou nebo/a dusičnanem amonným[32].

2.2 Organické rizikové látky

Mezi nejběžnější toxické organické látky v životním prostředí (ŽP) se řadí skupina látek, které se označují jako persistentní organické látky (POPs). Takto označené látky mají specifické vlastnosti, jako je toxicita, persistence, transport od původního zdroje do oblastí vzdálených stovky kilometrů, kde se tyto látky vůbec nepoužívají, bioakumulaci a jsou u nich významné škodlivé účinky na lidské zdraví a ŽP. Mezi nejběžnější POPs vyskytující se v životním prostředí patří PCBs,

PAHs, PCDD/Fs, DDT, chlorované uhlovodíky a další pesticidy a průmyslové chemikálie, u kterých je pomocí Stockholmské úmluvy o POPs snaha omezit jejich používání, výrobu, emise a úniky do všech složek ŽP, což je vzhledem k jejich primární účinnosti a relativní snadné cenové dostupnosti velmi obtížné.

2.2.1 POPs v půdě

Do půdy se tyto látky dostávají především v důsledku aplikací pesticidů a také suchou či mokrou depozicí z atmosféry. Další možností znečištění mohou být aplikace kalů z čistíren odpadních vod, úniky úložišť popílků, skládek apod. V půdě dochází k silné vazbě těchto látek na půdní organickou hmotu a to tím víc, čím je půda bohatší na humus. Díky tomu alespoň nedochází k častým průsakům do podzemních vod (výjimky jsou písčité půdy). Jejich odbourávání zajišťují především mikroorganismy a částečně jsou odnášeny z povrchu větrem, mohou se vypařovat (jsou často těkavé), v některých případech může také docházet k jejich rozkladu a odstranění z daného místa vlivem slunečního záření a spláchnutím dešťovou vodou. V menší míře jsou přijímány vegetací, ale spíše z ovzduší, expozice POPs rostlinami z půdy je zanedbatelná[40]. V oblasti monitoringu POPs proběhla řada studií, vzhledem k snadnému transportu atmosférou se na planetě Zemi nevyskytuje místo, kterému by se alespoň malé koncentrace těchto látek vyhnuly. Díky experimentům a studiím, je možno seznamovat se s problematikou POPs čím dál více a tím pádem i změnit přístup k nim a nepodceňovat jejich účinky. V případě obsahu POPs v půdách záleží hlavně na pH, složení a vlastnostech půdy (v organické vrstvě bylo nalezeno více PAH a PCB než v minerální vrstvě), hloubce, ze které vzorek půdy pochází. Mezi některé průzkumy patří práce provedené např. na Slovensku, které se zabývaly koncentracemi PAHs a PCB a jejich ztrátách v závislosti na různých přípravách vzorků a metodách analýzy. Bylo zjištěno, že asi 70% těchto PAHs se ztratí vlivem sušení vzorku pomocí vzduchu nebo mrazem před samotnou analýzou. Naopak u PCBs byla jeho koncentrace vyšší u sušených vzorků než u čerstvě získaných[10]. Podobná studie vznikla v Polsku[13]. Další studie z Brazílie pozorující změny koncentrace PAHs ve 4 národních parcích[11], z Itálie, kdy byl v Alpách pozorován, zda mohou lesy působit jako filtry při odstraňování PCB z ovzduší a vliv různých lesních půd o různém složení na asimilaci PCB, které se tam dostalo podle všeho atmosférickým transportem, kdy velkou zásluhu mají meteorologické podmínky, roční období a nadmořská výška, typ lesů a půdy[12] a absorpci PCBs pomocí lesů se také zabývali vědci ve Švédsku[14].

2.2.2 PAHs

Polycyklické aromatické látky jsou tvořeny uhlíkem, vodíkem a dvěma a více benzenovými jádry. Vyskytují se ve všech složkách ŽP, v zimě je koncentrace vyšší než v létě a nejčastější monitorovaná látka, na kterou se také vztahují limity pro jednotlivé složky ŽP řadící se do PAHs je benzo(a)pyren, který je obsažen mimo jiné v cigaretovém kouři. PAHs jsou toxické, karcinogenní, mutagenní, teratogenní, mají charakteristický zápach, dráždí oči, kůži, mají fotosenzibilizační účinky a negativně také působí na ledviny a játra. Jejich karcinogenita roste s množstvím benzenových jader, kdy maximum je u uhlovodíků s pěti jádry, pak opět klesá. Hlavní antropogenní zdroje PAHs jsou spalování fosilních paliv (nedokonalé spalování), odpadů, silniční doprava, krakování ropy, výroba hliníku, koksu, asfaltu, cementu, metalurgie a také při kouření [40]

2.2.3 PCBs

Polychlorované bifenyly se začaly masově používat ve 30. letech 20. století jako aditiva v barvivách, lacích, hydraulických zařízeních, teplotnosných mediích a jako naplně transformátorů, kondenzátorů atd. PCBs jsou schopny akumulace, jsou persistentní, karcinogenní, mají nepříznivý účinek na imunitní systém, plodnost, škodí játrům, a velmi špatně se vylučují z těla [40].

2.2.4 PCDD/PCDFs

Polychlorované dibenzodioxiny a dibenzofurany patří ze skupiny POPs mezi nejnebezpečnější látky znečišťující ŽP. Ve svých molekulách obsahují atomy uhlíku, vodíku, kyslíku a chloru. Je možné identifikovat stovky různých struktur těchto látek, některé jsou vysoce toxické již při nízkých a stopových koncentracích. Nejsou cíleně vyráběny a záměrně používány, mimo nepatrná množství připraveného pro analytické a experimentální účely. Tyto látky dokonce nemají žádné využití. Jako jediná výjimka se zde řadí herbicid, Agent Orange, používaný ve vietnamské válce jako defoliant (herbicid). Mezi hlavní zdroje emisí těchto látek patří přírodní zdroje, což jsou např. lesní požáry a činnost sopek a antropogenní zdroje jako např. nekontrolované hoření rozličných materiálů, odpadů, průmysl, kde probíhají spalovací procesy, nebezpečné jsou především spalované látky s obsahem chloru. Tyto látky také vznikají při výrobě papíru, celulózy a také v motorových vozidlech důsledkem spalování paliv. PCDDs a PCDFs se mohou ukládat do zemín a vegetace a protože jsou to látky ve vodě téměř nerozpustné, jsou velmi odolné vůči vymý-

vání a dalšímu transportu. Naopak v ovzduší jsou transportovány velmi snadno a to na velké vzdálenosti[15].

3 TOXICKÉ KOVY A JEJICH VLIV NA LESNÍ EKOSYSTÉM

Bylo vymezeno celkem 8 toxických kovů (TK), které spadají do monitoringu životního prostředí a studují se dopady na prostředí, ve kterém se vyskytují. Jsou to hlavně Cd, Pb, Hg a dále As, Cu, Ni, Cr a Zn. Pokud se jedná o lesní ekosystémy, je známo, že jeho jednotlivé složky vynikají dlouhodobou stabilitou, proto se tyto toxické kovy doporučuje sledovat především v organických vrstvách lesních půd, v jehličí a depozicích do lesních ekosystémů v programu ICP Forests (Mezinárodní kooperativní program pro sledování vlivu znečištění ovzduší na lesy) s ohledem na možnost ovlivnění zdravotního stavu lesních dřevin. Současně s monitoringem těchto složek lesního ekosystému dochází ještě k šetření obsahu toxických kovů ve vybraných bioindikátorech souvisejících s potravním řetězcem[44].

3.1 Toxické kovy a půda

3.1.1 Chování vybraných toxických kovů v půdě a hlavní zdroje půdní kontaminace

Jako toxické(těžké) kovy se označují prvky s hustotou větší než 5 g.cm^{-3} , které jsou navíc schopné tvořit sulfidy. Ve velkých koncentracích působí toxicky, v malých naopak slouží jako esenciální prvky pro rostliny (např. Zn, Cu, Mn, Ni a Co). Ve stopových koncentracích se toxické kovy vyskytují jako přirozená součást hornin a půd, některé ale časem mohou vlivem vysokého obsahu v matečné hornině dosahovat toxických koncentrací již v přirozených podmínkách. Za normálních podmínek je za vysoké koncentrace toxických kovů v přírodě zodpovědná lidská činnost, především je to důsledek spalování fosilních paliv, těžba a zpracování rudy, hnojení, aplikace pesticidů, komunální odpad a čistírenské kaly. Toxicita těchto prvků souvisí s příjmem, který je závislý na biologické dostupnosti, která je pro každý kov specificky ovlivněna především pH, redoxním potenciálem půdy, obsahem jílovitých a organických částic[8].

Protože ke vstupu toxických kovů do lesního ekosystému přispívají nejen přírodní zdroje a okolní průmysl, ale hlavními přenosovými médii jsou voda a vzduch, je důležité si uvědomit, že kontaminace může probíhat i na velké vzdálenosti.

a) Kadmium Cd

Zvláštní význam pro vázání kadmia má v půdě organická hmota, která se vyskytuje v horních horizontech. Naopak v hlubších vrstvách jeho koncentrace klesá vlivem jílových minerálů, Fe^+ a Mn^+ oxidů. Vazebná energie u jílovitých částic je nižší než u organické hmoty. Zastoupení jílovitých minerálů ovlivňuje i jeho příjem rostlinami, což je zase omezeno pH půdy. Čím vyšší pH, tím menší mobilita Cd, nejvíce tohoto kovu rostliny přijímají při hodnotě pH nižší než 5,0. Mezi přírodní zdroje patří vulkanická činnost a zvětrávání matečných hornin. Existují samozřejmě i antropogenní zdroje, což je v první řadě průmysl jako elektro-výroba, barvy-laky, stabilizace PVC polymerů, spalovny a metalurgie. Do půdy se dostává buď přirozeně kořenovým systémem z velkých hloubek půdního profilu nebo uměle, a to například dřívější aplikací popelovin z fosilních paliv, která sloužila jako obohacovací metoda půd, dále hnojení čistírenskými kaly apod.

b) Olovo

Přirozený obsah olova v půdě je asi $16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Jeho rozpustnost je závislá především na pH, látkovém složení a redoxním potenciálu půdy. Je velmi mobilní i při hodnotách pH pod 5,0 a s klesajícím pH se jeho mobilita, rozpustnost a přemístitelnost pro rostliny zvyšuje. Na rozpustnost olova má také vliv množství organické hmoty, čím více je jí v půdě obsaženo, tím je rozpustnost Pb menší. Mimo přírodní zdroje, jako je zvětrávání hornin, patří k největším producentům tohoto kovu výroba autobaterií, antikoročních nátěrů, výroba křišťálového skla, doprava (když byl používán olovnatý benzín), spalovny (v popílku), skládky aj. Olovo je snadno přenášeno ovzduším. V ČR ho bylo nejvíce zjištěno pomocí mechových bioindikátorů v oblasti Beskyd, Příbrami, Krušných a Jizerských hor. Do půdy nejčastěji vstupuje právě ze vzduchu.

c) Rtuť

Přístupnost rtuti pro rostliny je střední s výjimkou hub, u nichž je vysoká. Vyznačuje se vysokou persistencí a nízkou mobilitou. Rtuť je sorbována na povrchu nejjemnějších částíček půdy, což omezuje její přestup do půdního roztoku a příjem rostlinami. Zdroje rtuti jsou metalurgie, spalovny, tepelné elektrárny, elektrochemické výroby.

d) Zinek

V přírodě se vyskytuje především ve formě sulfidů a křemičitanů. Za normálních podmínek se v půdě uvolňuje při zvětrávání minerálů a jeho přirozený obsah v zemské kůře se pohybuje kolem 80 mg.kg^{-1} . Pohyblivost zinku v půdě je malá, ale stoupá s rostoucí aciditou a tím stoupá i jeho dostupnost pro rostliny, čili i rozpustnost, což je dále ovlivněno přítomností Cu^{2+} , $\text{Fe}^{2+/3+}$, Mn^{2+} a dalšími kovovými ionty. Zinek se dostává do prostředí zvětráváním minerálů, vulkanickou činností, díky lesním požárům, spalovacími procesy.

Nejvyšší u nás měřené koncentrace pomocí mechových bioindikátorů zaznamenaly v minulosti nejvíce zasažené oblasti, které se týkaly Krušných a Jizerských hor, Ostravsko, Beskydy a severní Čechy

e) Chrom

V zemské kůře se vyskytuje v koncentraci asi 70 mg.kg^{-1} . Většinou se vyskytuje v těžko zvětrávatelných horninách ve formě Cr^{3+} a je velmi stabilní. Má malou rozpustnost, minimální dostupnost rostlinám a za normálních podmínek intoxikace rostlin a potravního řetězce chromem nehrozí. Nebezpečí vyvolává až jeho toxická forma Cr^{6+} , která je velmi mobilní a dostupná. Proto je snaha šestimocný chrom převádět na trojmocný různými melioračními metodami. Do ovzduší se dostává vlivem zvětrávání hornin a je přenášen na velké vzdálenosti. Mezi další zdroje se řadí průmysl (pokovování, antikoroziční nátěry, chemický průmysl, úprava kůží aj).

f) Měď a nikl

Patří mezi esenciální prvky (ne pro rostliny), často se vyskytují pohromadě. Hlavní zdroje jsou zvětrávání hornin, kovovýroba, metalurgie, elektrotechnický průmysl, výroba barviv, sklářství a při spalovacích procesech. V posledních letech byla zjištěna jejich největší koncentrace v oblasti Otrokovic na Moravě, v Beskydech, Krkonoších, Jizerských horách a severních Čechách. Zvýšený obsah mědi v půdě je příčinou sníženého příjmu Fe a Mo rostlinami.

Přirozený obsah mědi kolísá mezi $5\text{-}50 \text{ mg.kg}^{-1}$. Vyskytuje se především ve dvoukvalentních formách a největší množství je uloženo v mřížkách jílovitých minerálů. Také se nachází v organických vazbách, jako výměnný kationt je sorbován na povrchu koloidních částic. Nadměrný výskyt mědi v půdě vyvolává snížený příjem Fe a Mo rostlinami. Její rozpustnost a mobilita v půdách stoupá s klesajícím pH pod 5,0.

Nikl se v zemské kůře se vyskytuje v průměrném množství asi $40\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a podstatná část je v silikátových vazbách. Jeho adsorpci a vazby v půdě ovlivňuje přítomnost Mn^{2+} , Fe^{2+} a Al^{3+} oxidy a jílové minerály. Rozpustnost stoupá s klesajícím pH, ale naopak klesá s rostoucím zastoupením jílovitých minerálů a Mn^{2+} a Fe^{2+} oxidů.

g) Arsen

Jeho průměrný obsah v zemské kůře je asi $6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jedná se o středně mobilní a vysoce persistentní polokov, jehož rozpustnost a dostupnost pro rostliny zvyšuje fosfor[21]. Arsen se dostává do ovzduší při spalovacích procesech a metalurgickém zpracování rud. Jeho koncentrace je možno určit bioindikátory, mezi které se řadí například mech. Jeho zvýšená koncentrace vede ke zvýšenému riziku rakoviny plic a potratům [44].

3.2 Toxické kovy a rostliny

Toxické kovy výrazně ovlivňují celkový stav všech pater, které jsou dílčími jednotkami vertikální struktury lesní vegetace. Důležitá je odolnost rostlin vůči znečištění a velikost koncentrace, kdy se těžký kov stává pro určitý organismus v podmínkách jeho výskytu toxický. Pokud se jedná o příjem těžkých kovů rostlinami, záleží především na vlastnostech půdy. Nejvíce na pH a redoxním potenciálu, např. z kyselých půd rostliny snadněji vstřebávají kationty kovů než z půd zásaditých. Proto se v oblastech s nízkým pH může používat metoda vápnění, ale samozřejmě jen v omezené míře. Také může záviset na přítomnosti dalších kovů. (Zinek je ovlivněn hlavně přítomností Cu, Fe, Mn). Olovo vstupuje do rostlin především jejich povrchovými částmi (zaprášení, atmosféra), zatímco kadmium, vyskytující se přirozeně v minerálních vrstvách půdního profilu, je vstřebáváno kořeny sahajícími do větších hloubek. Dále obsah rtuti je v rostlinách velmi nízký, protože se rozpptýlí a sorbuje na nejdrobnější částičky půdy[21]. Z hlediska vlivu těžkých kovů na lesy je důležité, o jaké lesy se jedná, zda o jehličnaté, listnaté nebo smíšené. Protože jehličnaté stromy absorbují mnoho atmosférického SO_2 (díky vlastnostem jehlic), proto po opadání a rozkladu jehličí dochází k okyselování půdy. Zvýšením podílu listnatých stromů, které příznivě působí na snižování kyselého odpadu, zmírňuje rizika spojená se zvýšeným výstupem dusíkatých látek (listnaté dřeviny spotřebují více dusíku než jehličnaté) a zlepšuje koloběh látek i v hlubších vrstvách než pod jehličnatými porosty. Nejvýraznější rozdíly v kyselosti jsou hlavně v organickém horizontu. Cel-

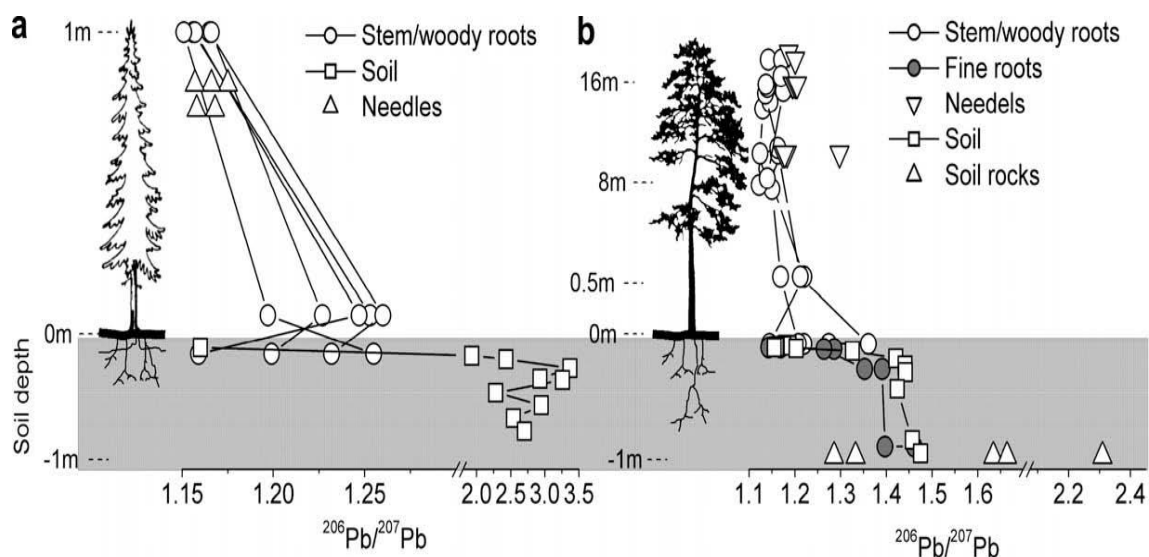
kově je půda pod listnatými stromy ve srovnání s jehličnatými bohatší na živiny, ale některé obsahují velmi málo biogenních prvků, kvůli čemuž nejsou také schopny dokonale vzdorovat acidifikaci **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.** V souvislosti s kyselými dešti, půdou a celkovou acidifikací lesa je experiment z Číny demonstrující práci. Byly zkoumány čtyři zalesněné oblasti:

- 1) Průmyslová a silně osídlená oblast - kam mezi nejvýznamnější činitele znečištění životního prostředí patří petrochemický průmysl, galvanické pokovování a rafinace mědi
- 2) Park - odděluje obytnou zónu od průmyslové oblasti a velmi silně frekventované, několika-proudé silnice.
- 3) Předměstí obytné zóny
- 4) Národní park – který se nachází asi 90 km od centra průmyslové oblasti

Mezi jehličnatými stromy dominovaly borovice a smrky, u kterých byla pozorována množství absorbované síry a těžkých kovů v jehličí pohlcených z ovzduší s rostoucím gradientem osídlení a také byla pozorována koncentrace zmíněných látek v půdě v okolí dřevin. Vzorke jehličí a půdy v oblasti kořenů byly odebírány v průběhu dvou let (první rok Y a druhý rok Y+1). Vzorke půdy byly rozděleny na organickou část (0-10cm) a minerální (10-20cm). Množství těžkých kovů v jehličí a půdě bylo zjištěno metodou atomové emisní spektroskopie s indukčně vázanou plazmou (ICP/AES) a množství síry bylo u vzorků jehličí měřeno pomocí analyzátoru síry (LTDL-9) a u vzorků půdy metodou nefelometrie za použití síranu barnatého. Podle výsledků bylo zřejmé, že v roce Y+1 byla koncentrace Zn a Pb v jehličí výrazně vyšší než v Y, což může být výsledek vlivu stáří jehličí, ve kterém dochází k akumulaci těchto kovů. Naopak u listnatých stromů bylo prokázáno, že jejich množství v závislosti na čase klesá (odbourává se). Podle očekávání měly celkově největší koncentraci většiny sledovaných látek stromy v průmyslové oblasti (1) a (2), což bylo způsobeno zvýšenou frekvencí dopravy. S klesajícím osídlením tato koncentrace klesala. Stejně tak v těchto oblastech byla zjištěna nejvyšší koncentrace Pb i v půdě. Celkově byly v půdě nalezeny nízké koncentrace sledovaných kovů, s výjimkou výše zmíněného Pb, dále pak Zn, Cd a S, které byly nejvíce obsaženy v organické vrstvě půdy a s hloubkou jejich množství klesalo. Poměr mezi obsahem toxických kovů a síry v jehličí a půdě byl označen jako index přestupu elementu z půdy do rostliny. Oproti množství Pb, SO₂ a Cd obsaženém v půdě, ho stromy v jehličí obsahovaly mnohem více, což bylo označeno jako fakt, že docházelo ke vstřebávání těchto látek z ovzduší a index je malý. Naproti tomu koncentrace Zn v jehličí zhruba odpovídala

jeho koncentraci v půdě. Tím lze říci, že index přestupu Zn je velký[6]. Rostliny tedy absorbují toxické kovy v závislosti na vlastnostech půdy, vlhkosti, množství polutantů v atmosféře, teplotě, množství organických látek v půdě (čili mění se s hloubkou půdy).

Mezi zajímavou metodu využití odpadní vody, která musí samozřejmě dodržet určité limity, je aplikace této vody na půdu a rostliny, díky čemuž se voda částečně pročistí (samočistící proces) a toxické kovy obsažené ve vodě se absorbují do rostlin, a jsou postupně odbourávány. Jednu studii na toto téma provedli vědci v Teheránu, byly použity dva typy vod - odpadní voda a voda čistá. U obou vzorků bylo nejprve provedeno běžné měření a určení vlastností a po té, pomocí AAS, určena koncentrace Pb, Cr, Zn a Ni. Dále byly odebrány a zanalyzovány vzorky půdy (jílovitého charakteru), v oblasti, kde docházelo k zavlažování těmito vodami a po určení charakteristiky půdy byla opět za pomoci AAS stanovena koncentrace Pb, Cr, Zn a Ni. Další vzorky byly z rostlin (kořeny, stonky a listy) zavlažovaných odpadní nebo čistou vodou a u nich došlo taktéž ke stanovení koncentrace pozorovaných kovů. Na konci měření bylo zjištěno, že je hodnota pH půdy zavlažované odpadní vodou značně vyšší než v případě čisté vody. Také množství organického zatížení a množství toxických kovů ukázalo podobný výsledek. U rostlinných vzorků byla naměřena nejvyšší koncentrace těžkých kovů opět v oblasti zavlažované odpadní vodou a to v pořadí $Zn > Pb > Ni > Cr$. Důležitý je fakt, že tyto rostliny (*Melilotus officinalis*) absorbovaly určité množství sledovaných kovů a tím pádem snížili jejich koncentraci v půdě. Stejným způsobem absorbují toxické kovy i jiné rostliny, důležité je jen to, jakou roli hrají dále v potravním řetězci [7].



Obr. 2.: Poměr $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ v jehličnatých (a) a listnatých (b) stromech [18]

Důležitou částí studie, kterou provedla skupina vědců ve Švédsku, bylo přisuzování schopnosti listnatých stromů, konkrétně bříz, odvádět olovo pronikající a ukládající se v hlubších vrstvách půdy (čím starší půda, tím větší množství olova v minerální vrstvě) a jeho zakoncentrování, především v listech. Tak může docházet k zlepšení stavu půdy, ale vyšší koncentrace tohoto toxického kovu v rostlinných pletivech (viz Obr. 2). [18]

3.2.1 Mechy a lišejníky jako bioindikátory

Bioindikátory jsou organismy, jejichž požadavky na prostředí jsou náročné a reakcí na změnu prostředí může dojít ke zvýšení nebo snížení početnosti tohoto organismu. Podle jejich výskytu na určitém stanovišti se indikují specifické vlastnosti prostředí. V případě mechu se indikuje množství atmosférického znečištění, protože ty, které nemají kořeny, nejsou schopny vázat polutanty z půdních vrstev. Pokud je známá účinnost mechu přijímat prvky z atmosféry a roční přírůstek biomasy, lze snadno odhadnout hodnoty průměrného spadu prvků. Biomonitoring aktuální úrovně atmosférické depozice prvků na území ČR pomocí mechu je prováděn od roku 1990 v pětiletých cyklech. Celkově jsou mechy ideální pro indikaci hlavně Zn a Cd. U lišejníků je situace trochu jiná. Významnými vlastnostmi z hlediska využití lišejníků jako bioindikátorů jsou jednak stavba stélky, která není krytá ochrannými strukturami a jejíž obě složky jsou v křehké rovnováze snadno porušitelné změnami prostředí, tak i pomalý růst a dlouhověkost. Jedná se o velmi citlivé orga-

nismy, které jsou ale přitom odolné vůči rozličným přírodním extrémům. Podle schopnosti tolerance vůči polutantům s negativním vlivem na růst lišejníků (především toxické kovy, fluor, brom, radioaktivní spad) se tyto organismy dělí na tolerantní, málo, středně a velmi citlivé. Dokládají to studie v okolí hliníkáren, kde jsou vysoké koncentrace fluoru v ovzduší, v jejichž okolí se tvoří tzv. lišejníková poušť nebo po černobylské katastrofě vstřebaly lišejníky ve Skandinávii velmi mnoho škodlivin a ukázalo se, že dokonce i maso sobů bylo považováno za nevhodné ke konzumaci [5].

3.3 Toxické kovy a houby

Dříve se řadily houby k rostlinám, ale v současnosti se pod tímto pojmem rozumí samostatná říše organismů. Jsou to heterotrofní, eukaryotní, stélkaté organismy (tělo je ve formě stélky), jejichž základní stavební jednotkou jsou vlákna (hyfy), které tvoří podhoubí a plodnice. Houby spolu s bakteriemi pomáhají vytvářet půdu a humus, protože působí jako rozkladači organické hmoty a tak zabezpečují koloběh látek v přírodě. Tyto organismy jsou zajímavé tím, že žijí s mnohými rostlinami buď v symbióze (tzv. mykorrhize - viz. kapitola 3.3.1.), kdy si dodávají vzájemně potřebné živiny nebo některé druhy naopak čerpají organické látky paraziticky či saprofyticky [29]. V souvislosti s absorpcí toxických kovů houbami se názory liší. Obecně lze říci, že houby jsou méně citlivé na působení toxických látek než běžně rostoucí rostliny, zvládnou se do určité míry přizpůsobit, popř. různými pochody zmírnit účinky toxinů. Díky mnohým studiím bylo prokázáno, že některé druhy jedlých hub mohou kumulovat množství cizorodých prvků. Tak vyvstala otázka, zda je možné tyto houby používat jako bioindikátory znečištění. Mimo jiné se touto problematikou zasloužili o jisté studie vědci zkoumající toxické kovy a lanthanoidy v houbách v Chicagu nebo např. turecký tým vědců zabývající se dopady kumulace těžkých kovů v houbách na jejich konzumenty [30][31]. Dále podle české studie katedry ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého byl hodnocen obsah toxických kovů v půdě a plodnicích stopkovýtusých hub na třech antropogenně znečištěných lokalitách v ČR pomocí analytické metody AAS. Bylo sledováno 5 vybraných toxických kovů (Pb, Cd, Cu, Zn a Ni) a schopnost hub tyto kovy kumulovat v závislosti na míře znečištění daných lokalit a stáří mycelia (podhoubí). Lokalita 1 se nacházela v teoreticky neznečištěné oblasti. Lokality 2 a 3 byly vybrány v oblasti rozkládající se v okolí Třineckých železáren, kde se znečištění očekávalo. Obsahy sledovaných toxických kovů byly porovnány s maximálními přípustnými obsahy v půdách ČR a nejvyššími přípustnými koncentra-

cemi pro sušené houby (Vyhláška MZ 2002). Výsledky potvrdily, že vyšší obsahy toxických kovů v půdě a ovzduší úzce souvisí s vyššími obsahy v plodnicích hub. Nejčastěji byly hygienické limity překročeny podle očekávání v lokalitách 2 a 3. V lokalitě 1 byly obsahy podlimitní. Ze sledovaných druhů hub největší schopnost kumulovat toxické kovy projevila pýchavka obecná (*Lycoperdon perlatum*), kterou je díky této vlastnosti vhodné označit i jako možný bioindikátor znečištění[28].

3.3.1 Mykorrhiza

Mykorrhiza je symbiotické soužití hub s kořeny vyšších rostlin. Dělí se na endomykorrhizu a ektomykorrhizu. V prvním případě dochází k pronikání houbových vláken do kořenových buněk a ve druhém případě zůstávají vlákna v mezibuněčném prostoru.

Ačkoliv se vyskytují výjimky, tento vztah je oboustranně prospěšný. Houba dodává rostlinám vodu a v ní rozpuštěné minerální látky a stimuluje enzymatické aktivity, které jsou významné pro výživu, růst a zdravotní stav rostlin. Rostliny zase dodávají houbám potřebné uhlíkaté (energetické) zdroje [3]. Jestliže houby zprostředkovávají příjem rostlin více minerálních látek, vznikla otázka, zda jsou schopny regulovat přestup těžkých kovů obsažených v půdě do stromů. Jak známo, houby jsou schopny velmi dobře zadržovat ve svých pletivech toxické kovy a proto se Institut mikrobiologie v Innsbrucku zaměřil na zjištění, do jaké míry mohou tyto houby působit jako přirozená bariéra při zadržování toxických kovů, speciálně (Cd a Zn), z hlediska ochrany stromů před jejich negativním vlivem. Nejprve bylo zjištěno, že ektomykorrhizní houby mají nejvyšší koncentraci znečišťujících látek v plodnicích a schopnost vstřebávat tyto látky souvisí s pH půdy a množstvím organické hmoty. Pro odběr pracovních vzorků, jak půdy, tak hub, zvolili silně znečištěnou oblast v okolí huťe na zpracování Zn a Pb a pro odběr kontrolních vzorků byla zvolena krajina vzdálená od huťe asi 3,5km, kde se předpokládalo znečištění hledanými kovy (Zn, Cd, Pb) výrazně nižší. K stanovení vlastností půdy byly vzorky rozděleny podle hloubky odběru na organickou část a minerální. Minerální část byla rozpuštěna v lučavce královské pro analýzu veškerých kovů, dále extrahována pomocí NH_4NO_3 a následně byly měřeny nestabilní kovy. U organické části půdního vzorku došlo k analýze celkového množství kovů po jeho rozpuštění ve směsi $\text{HClO}_4/\text{HNO}_3$ (1:4) pomocí ICP-MS (hmotnostní spektroskopie s indukčně vázanou plazmou). Dále byly odebrány vzorky kořenů stromů pro zjištění charakteristiky přidružených ektomykorrhizních hub, listů a samotné vzorky ektomykorrhizních hub (114 hub, 22 druhů) a jako

slepý vzorek byl použita saprobní houba, která s kořeny stromů sdruženě nežije. Po důkladném očištění a zpracování na malé kousky byly vzorky podrobeny analýze pomocí ICP-MS.

Koncentrace celkového množství kovů (Zn, Pb a Cd) v znečištěné oblasti byla značně vyšší než v běžném půdním profilu. Nejvíce zamořená byla organická vrstva (humusová), dokonce ve vzdálené oblasti, která sloužila jako kontrolní vzorek, byla zjištěna zvýšená koncentrace těchto kovů. V případě Zn nedocházelo k růstu koncentrace v houbách vlivem růstu koncentrace v půdě, spíše bylo zjištěno, že koncentrace Zn kolísá v závislosti na druhu hub, pH půdy a jejímu obsahu organické hmoty. Proto záleží, zda se houba vyskytuje jen ve vrstvě humusu nebo v širší oblasti půdního profilu a tím pádem zasahuje do minerální vrstvy. U Cd byl růst pozorován. Více než 75% hub obsahovalo více než $5 \mu\text{gCd.g}^{-1}$ a dokonce některé obsahovaly více než $10 \mu\text{gCd.g}^{-1}$. Pro porovnání, nekontaminované oblasti obsahovalo 80% hub méně než $5 \mu\text{gCd.g}^{-1}$. V kontrolní oblasti koncentrace Zn a Cd v listech stromů byla kolem 340 a $3,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ a v kontaminované oblasti až 750 a $12,6 \mu\text{g.g}^{-1}$. Další zjištění bylo, že houby obsahují značně více kovů než listí hostujících stromů, to může být považováno za ochrannou funkci hub při soužití s těmito stromy, u kterých je zřejmá i větší odolnost vůči zvýšené koncentraci kovů v půdě oproti běžným rostlinám. Ovšem na druhou stranu, ektomykohorzní houby tuto funkci tzv. bariéry vykonávat nemusejí a to je připisováno nadměrné koncentraci kovů v samotných houbách, což je důsledkem absorpce dalšího znečištění do kořenů stromů, aniž by je houby zadržely, protože už samy mají vyčerpanou kapacitu [4]. V dalších studiích byly pozorovány nejednotné výsledky, v některých případech disponovaly rostliny s mykorhizou lepším růstem v půdě s obsahem toxických kovů, jindy zase mohly v kontaminované oblasti přežít pouze rostliny s mykorhizou a dokonce byl také v některých případech prokázán žádný nebo záporný vliv mykorhizních organismů na rostliny. V dalších studiích byly pozorovány jak zvýšené, tak snížené a i neměnné koncentrace toxických kovů v pletivech rostlin, kdy se porovnávaly stromy žijící s mykorhizními organismy a bez nich. Vše tedy závisí na podmínkách životního prostředí, vlastnostech půdy, druhu organismů, jak hub, tak rostlin, koncentraci toxických kovů a na tom, o který kov se vlastně jedná. Zajímavý poznatek o vlivu koncentrace kovů v půdě přinesla další studie, při které byl pozorován odlišný vliv mykorrhizy na příjem toxických kovů. V oblasti s nízkou koncentrací toxických kovů byl příjem mykorhizní rostlinou zvýšený a v oblasti s vysokou koncentrací příjem naopak snížený. Tím je možné vysvětlit fakt, kdy je zvýšený příjem esenciálních prvků jako je zinek a měď z půd s jejich deficitními koncentracemi [8].

4 KARTOGRAFICKÉ ZPRACOVÁNÍ DAT POMOCÍ GEOGRAFICKÉHO INFORMAČNÍHO SYSTÉMU (GIS)

GIS umožňuje vytvářet modely částí Zemského povrchu pomocí dostupných softwarových a hardwarových prostředků. Tento, na počítačích založený systém slouží pro získávání dat (Geodat), které mají prostorový vztah k povrchu Země a jejich ukládání, analýzu či vizualizaci. GIS se skládá ze 4 součástí, patří sem hardware, software, data, pracovníci, kteří mají velké znalosti v oblasti geografie a schopnosti obsluhovat informační technologie. Geodata patří mezi nejdůležitější a často finančně nejnáročnější složky GISu. Skládají se z jednotlivých geoobjektů, což jsou části modelované reality, které lze na dané úrovni generalizace v GISu modelovat jako jeden objekt. Geoobjekty se skládají ze dvou částí na prostorové (tvar, poloha atd.) a neprostorové informace a dělí se podle počtu dimenzí na geoobjekty :

- 0D – bezrozměrné objekty definované svou polohou
- 1D – jednorozměrné objekty, které jsou označeny pomocí úseků čar s konečnou délkou a nulovou plochou.
- 2D – dvojrozměrné objekty, takzvané polygony, které mají konečný obvod a plochu.
- 3D – trojrozměrné objekty, polyhedrony, používají se výjimečně ve specifických případech.

Pozn. reálné objekty na Zemi jsou vždy trojrozměrné.

Ukládání geoobjektů popisujících stejné téma (např. vodstvo, typy půd, nadmořská výška, apod.) probíhá do tzv. mapových vrstev, které jsou dvojího typu, a to vektorové nebo rastrové mapové vrstvy a lze je zkráceně nazývat mapy.

Vektorové mapy – data jsou zde uložena pomocí bodů a čar, kdy bod je základním elementem s definovanou polohou a nemá žádný rozměr a čára je úsečka nebo křivka spojující dva body. Jsou známy 3 typy vektorových modelů, podle kterých jsou data v GISech organizována a ukládána:

- Špagetový model – data jsou uložena v heterogenním seznamu, který má dvě položky a to typ objektu (bod, čára, polygon) a parametry objektu (jedna či více souřadnic),

v tomto objektu přitom nejsou obsaženy informace o topologii a proto je tento model pro analýzu geodat obtížně použitelný.

- Hierarchický model – ukládá data hierarchicky s ohledem na počet dimenzí.
- Topologický model – dochází k ukládání pouze bodů a čar a k čáře lze připojit informace o její orientovatelnosti.

Rastrové mapy – Používají se k modelování veličin spojitě definovaných na celém modelovém prostoru (např. mapová vrstva nadmořské výšky). Prostor je rozdělen na množství malých plošek, které mohou být pravidelné nebo nepravidelné. Každé buňce rastru přísluší určitá hodnota sledované veličiny v daném místě, která může být dvojího typu:

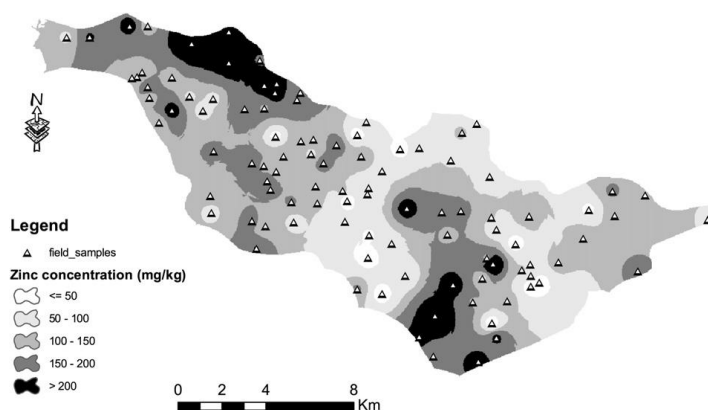
- Rastrové vrstvy výčtového typu – nutnou součástí tohoto typu je překladová tabulka, která interpretuje kódy z jednotlivých buněk.
- Rastrové vrstvy hodnotového typu – každá buňka nese informaci o hodnotě spojitě veličiny.

Tyto mapy lze používat jako podkladové mapy nebo pro zvýšení vizuální informační hodnoty kompozice. [9]

Zdroje dat pro GIS jsou většinou získávána pomocí GPS (global positioning system). Jedná se o polohový družicový systém, s jehož pomocí je možné určit jakoukoliv polohu a přesný čas kdekoliv na Zemi nebo nad Zemí.

Metoda zpracování dat pomocí geografického informačního systému je oblíbená a často používaná pro nejrůznější studie, při kterých dochází například k zmapování a názornému zobrazení proměnlivých koncentrací sledovaných látek. Některé práce, využívající GIS, prováděl tým vědců v Německu, kdy došlo k monitoringu vybraných regionů lišícími se vlastnostmi, jako jsou nadmořská výška, převládající podnebí, vlhkost atd. Oblasti byly rozděleny na několik skupin a v nich byly sledovány jak bioakumulace toxických látek ve stromech, tak jejich koncentrace v porostech různých druhů mechů v závislosti na vlastnostech půdy i krajiny, což je snazší a přesnější metoda než stanovení koncentrace škodlivin pocházejících z atmosféry měřením těchto látek ve srážkách. Toto měření bylo prováděno systematicky v letech 1990, 1995 a 2000 a bylo zjištěno, že koncentrace toxických látek zachycených pomocí mechů se mění v závislosti na druhu mechu, vlastnostech půdy, krajiny, podnebí a v průběhu let roste. Pomocí GIS technologie byla

celá oblast zmapovaná a pro přehlednost byly barevně rozlišeny místa s různými koncentracemi škodlivých kovů[36]. Další studie, pocházející z Libanonu, se zabývala sledováním proměnlivosti obsahu zinku v půdě v závislosti na lokalitě, ve které se vyskytují a následnému vytváření prostorového modelu pomocí GISu a také byl, jako vedlejší projekt, monitorován celkový obsah toxických kovů v půdě. Vzhledem k tomu, že se téměř žádná oblast na Zemi neubrání rozrůstajícímu průmyslu, aplikacím pesticidů, hnojiv, odpadních kalů apod. je potřeba sledovat vliv těchto skutečností na životní prostředí než zamoří všechny jeho složky. Měření bylo zjištěno a zakresleno, že velký podíl na koncentraci zinku má vzdálenost oblasti od silnic, průmyslových zón, vlastností půdy, podnebí, množství odpadů v okolí, pH atd. Díky monitoringu půdy ve sledované oblasti této země (viz.obr.4) byly zjištěny koncentrace toxických kovů a tím pádem je možné se těmito místům vyhnout při pěstování plodin, které by mohly ohrozit zdravotní stav jejich konzumentů, než dojde k důkladné remediaci[37]. Podobný cíl, jako je zmapování určitého území s ohledem na koncentrace toxických kovů a následné hodnocení možností využití půdy k zemědělským účelům měli např. také vědci v Číně[41][42].



Obr. 3 Koncentrace zinku ve sledované oblasti Libanonu[37]

Další studie týkající se mapování sledované oblasti, kdy se zkoumal vliv lidských faktorů na produkci toxických kovů s následným zpracováním dat pomocí technologie GIS, proběhla například v Baltimoru, kdy vědci sledovali oblast ve směru vzrůstajícího osídlení, dále také vliv matečné horniny a její obsah toxických kovů. Výsledkem byla mapa, která jasně poukazovala na to, že zejména množství olova, mědi a zinku se vzrůstajícím osídlením a průmyslem roste. Nejvýraznější nárůst Pb byl v hlubších vrstvách půdy v okolí silnic, samozřejmě z důvodu dřívějšího užívání olovnatých paliv. Zřetel byl navíc brán i na hrubé odlišnosti ve složení půdy a typu hornin, které

byly při mapování taky zaznamenány, aby se poukázalo na vliv typu materiálu při ukládání škodlivin.[38]

5 GEOLOGICKÉ POMĚRY ZLÍNSKÉHO KRAJE

Zlínský kraj se rozprostírá na nejzápadnějším okraji Karpatské soustavy vzniklé alpínským vrásněním, poblíž rozhraní dělicí Karpatskou soustavu od Českého masivu. Termínem rozhraní je myšlena čára, probíhající od severu k jihu Moravskou bránou, podél východního kraje Drahan­ské vysočiny a brněnského masivu a dále na jih směrem na Znojmo[17]. Nejvýraznější součástí Zlínského kraje je flyšové pásmo. Pojmem flyš se rozumí několik set až několik tisíc metrů mocný soubor sedimentárních hornin, které jsou tvořeny střídáním pískovců, jílovců, slepenců, vápenců a slínovců. Flyš vzniká přemísťováním materiálů z šelfů do hlubokomořského prostředí vlivem gra­vitačních proudů, celý proces se pravidelně opakuje po desítkách, stovkách či tisících let, tak vznikají jednotlivé vrstvy, které mají mezi sebou jasné rozhraní. Vnitřní jednotkou flyšového pás­ma je území Magurského příkrovu, který se dělí na jednotky, v rámci Zlínského kraje rozeznává­me: bělokarpatko-oravskou, bystrickou, račanskou (zabírá největší část území) a malý výběžek ždánickou [19]. Podstatná část tohoto kraje je hornatá a kopcovitá a protékají zde 3 velké řeky, a to Morava, Olšava a Bečva. Nejvyšším bodem Zlínského kraje je Čertův Mlýn (1206 m.n.m.) v pohoří Moravskoslezské Beskydy. Na území tohoto kraje se také nachází chráněné krajinné oblasti Beskydy a Bílé Karpaty[17]. Podle geologického průzkumu je nejsvrchnější část zemské kůry v tomto kraji tvořena převážně horninami usazenými, především v dnešních řekách (štěrky, písek), pak horninami navátými větrem (váté písky, spraše), dále horniny usazené jezery a mořem (slíny, jíly, písky, pískovce, břidlice, slepence, lupky) a nejméně jsou zastoupeny horniny vyvělé (spodnokřídové těšinity, pikrity a andezity). Ve všech těchto usazeninách jsou ostatky živočichů, kteří žili v určité době na zemském povrchu[17]. Geologická stavba a mineralogické složení hor­nin jsou významné faktory ovlivňující vznik a výskyt nerostů. Co se týče nerostného bohatství zlínského kraje, převládají vápence, pískovce, hrubozrnné slepence, jíly, křemen, biotit, muskuvit, rohovec, limonit, dále je významný hnědel, což jsou horniny zbarvené vlivem sloučenin železa do hněda, modra, zelena, červená, šeda, žluta a i do černá, což je především způsobeno vyšší kon­centrací humusu (slinovatky). Mezi další nerosty patří mangan, který se uvolňuje ve formě oxidu mangannatého, sádrovec, který se zase uvolňuje vlivem oxidace pyritu (FeS) na hnědel, násled­ným uvolněním kyseliny sírové a její reakcí s uhličitánem vápenatým vzniká síran vápenatý, čili sádrovec a v neposlední řadě zde patří také nerosty andesitu, což jsou výlevné magmatické hor­niny obsahující velké krystaly a rostlice minerálů. Mezi vzácné nerosty patří např. baryt objevují­cí se v puklinách flyšových hornin [17][19]. Dále se do cenných nerostů řadí nerosty organického

původu, které jsou v tomto kraji bez hospodářského původu. Jsou to asfalt, kdy se jedná pravděpodobně o tuhé zbytky nafty a vyplňuje drobné dutinky andesitu nebo tvoří korovité povlaky puklin, dále jantar, stopy uhlí (černého i hnědého), vivianit, což je blankytně modrý nerost, kde dochází k organickému rozkladu bez přístupu vzduchu a hnilobným rozkladem se z bílkovin uvolňuje fosfor, který se slučuje s železem na fosforečnan železitý (modrá barva) a nafta. Některé organické nerosty se do určité míry ve Zlínském kraji těží a to především pískovec, ten byl například příčinou vzniku táhlých hřebenů Chřib, Hostýnských a Vizovických vrchů a Provodovských kopců, písek, andesit, štěrk (známé štěrkoviště u Otrokovic, Tlumačova, Napajedel, Ostrožské Nové Vsi a Spytihněvi), keramické suroviny (hlavně cihlářský materiál- spraše) a lignit (hnědé uhlí), který je zdrojem tepelné energie a vzniká na mnohých rašeliništích, kde se hromadí odumřelý organický materiál, po dlouhé geologické období. Zajímavý je také vliv rudných ložisek a výskyt minerálních pramenů, které jsou v tomto kraji dvojího typu, sirovodíkové a uhlíčitě, tyto mají navíc, podle chemických rozborů, úzký vztah k naftonosnosti terénu, avšak význam pro zjišťování naftových ani rudných ložisek nemají [16].

II. PRAKTICKÁ ČÁST

6 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

6.1 Použité chemikálie a pomůcky

Chlorid draselný (KCl), etanol(CH_3OH), čistý vosk, destilovaná voda, laboratorní sklo, lžička, špachtlička, štěteček, filtrační papír, nůž

6.2 Použité přístroje

GPS – Garmin 60CSx

Třepačka - RS 10 Basic, Yellow line

Analytické váhy – SBC 32, Scaltec

Předvážkové váhy – SPB 52, Scaltec

pH-metr – INO LAB, WTW series

pH-elektroda – SenTix 41

Potenciometr – LF 3000, WTW series

Míchadlo – Color squid, IKA

Sušárna – Mora 524

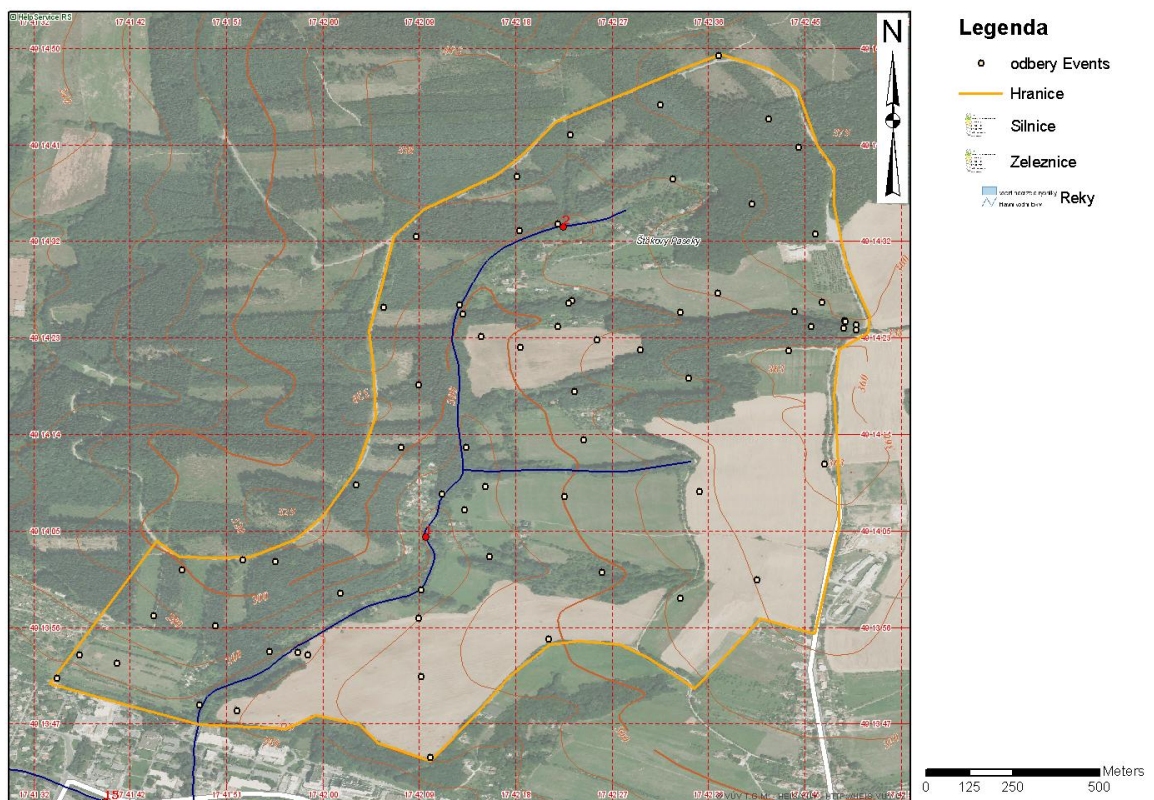
Kulový mlýn

Rentgenový fluorescenční spektrometr - ElvaX

7 VZORKOVÁNÍ A METODIKA

7.1 Vzorkování půdy

Při monitoringu zvolené oblasti v okolí toku Hraničního potoka byly vybrány a pomocí GPS zaměřeny souřadnice odběrových míst, v nichž byly provedeny odběry směsných vzorků půdním vrtákem do hloubky 30 cm. Velikost terénního směsného vzorku byla 1 kg na 10 ha. Celková plocha zájmové lokality je zhruba 378 ha a nachází se v okolí Hraničního potka, který protéká jak lesem, tak i chatařskou oblastí. V zájmové oblasti se také nachází zasypaná černá skládka, kam bylo v minulosti dováženo téměř cokoliv. Nejprve byl proveden předběžný průzkum, při kterém bylo odebráno několik vzorků a po analýze na XRF bylo zjištěno, jakými toxickými kovy je oblast zatížena nejvíce. Po té následoval hlavní průzkum se zaměřením právě na vybrané prvky, kterými byly Cu, Sn a Pb.



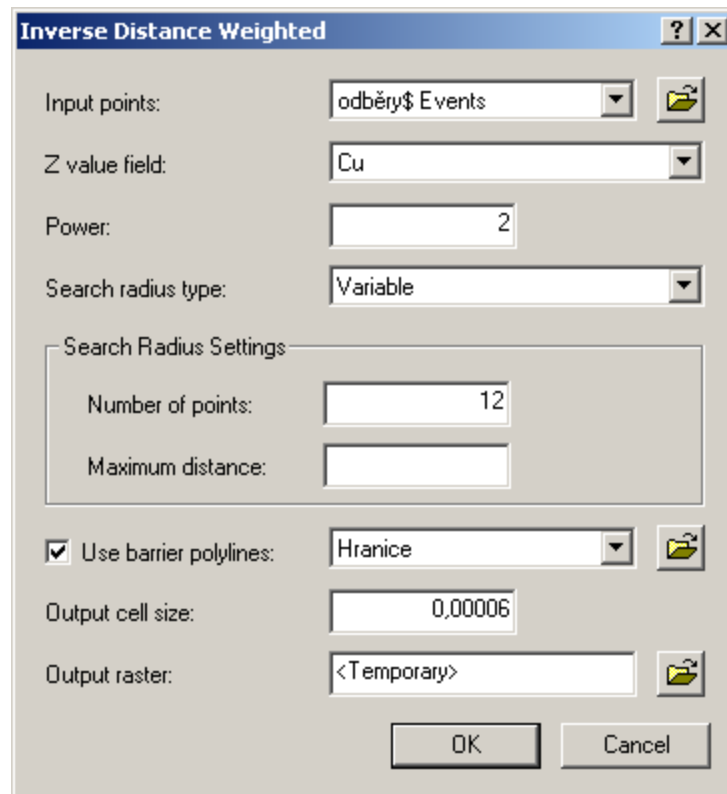
Obr. 4. Zájmová lokalita - povodí Hraničního potoka.

7.2 Zpracování vzorků

Vzorky z odběrových míst byly odebrány v souladu s ČSN ISO 10381-6, vpraveny do polyetylenových sáčků a bez dalších úprav přepraveny do laboratoře. Terénní vzorky se v otevřených pytlících nechaly lehce proschnout na vzduchu do druhého dne. Pak z nich byly kvartací vytvořeny vzorky laboratorní o hmotnosti 60 g. U laboratorních vzorků byla stanovena sušina a po vysušení v sušárně do konstantní hmotnosti byl vzorek homogenizován na kulovém mlýně. Pro XRF analýzu byly připravovány voskové tablety dle postupu uvedeném v normě ČSN EN 15 309. V tabletách byl stanoven obsah rizikových prvků pomocí XRF analýzy. Při XRF analýze bylo použito následující nastavení: budící proud na hodnotu $I = 25 \mu\text{A}$, maximální napětí $U = 45 \text{ kV}$ a doba pro získání spektra byla 120 s. Zbylé množství vzorku bylo dále zpracováno k dalšímu laboratornímu měření, a to k měření $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl} a vodivosti jak ve vodném výluhu, tak v 50%-ním alkoholovém extraktu, kdy se opět postupovalo podle postupu uvedeného v literatuře [43].

7.3 Vizualizace dat pomocí GIS

Vizualizace byla provedena využitím GPS, kterým byly zaměřeny souřadnice odběrových míst v souřadnicovém systému WGS 84. Souřadnice odběrových bodů i data o koncentracích vybraných rizikových prvků byla zpracována v tabulkovém procesoru MS EXCEL[®] a vizualizace distribuce rizikových prvků byla provedena pomocí prostorové analýzy v programu ESRI[®] ArcGIS[™] 9.3.1. Pro získání mapových výstupů distribuce prvků byla použita metoda inverzních vzdáleností (Inverse Distance Weighting – IDW), která využívá při výpočtu váženého lineárního průměru. Příklad nastavení vstupních parametrů analýzy je zobrazen na **obr. 2**. Dále byly použity mapové vrstvy z volně přístupných webových mapových služeb (WMS): agentura Cenia, ÚHUL, TopoCR a HEIS VÚV.



Obr. 5 Příklad nastavení vstupních parametrů při IDW analýze distribuce mědi v zájmové lokalitě.

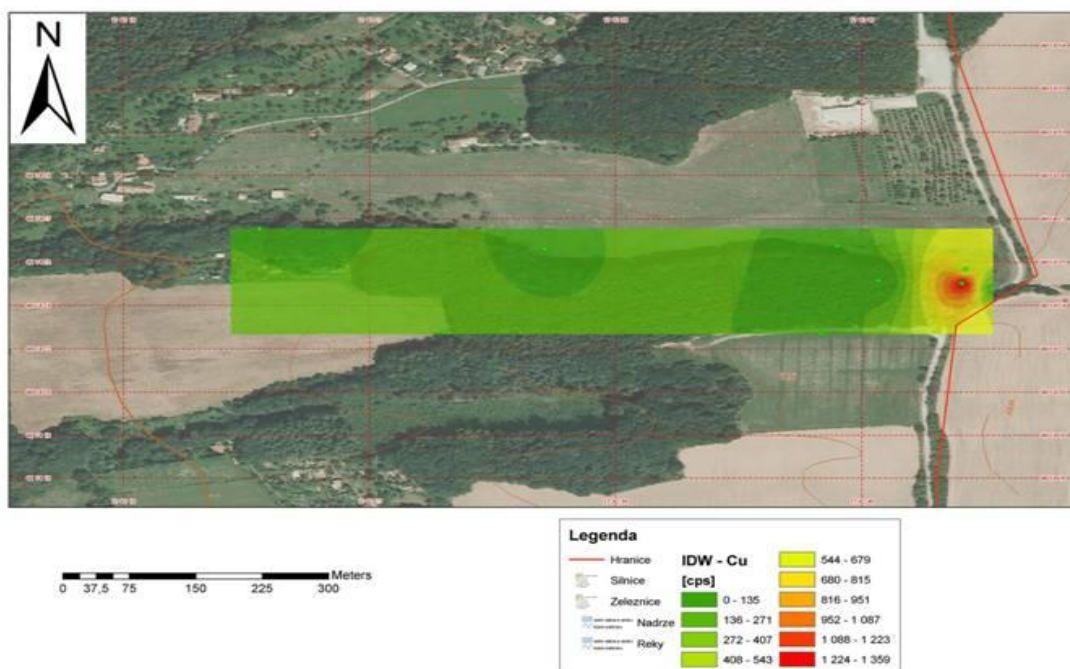
8 VÝSLEDKY A DISKUZE

8.1 pH, vodivost, vlhkost

Při měření pH ve vodném výluhu a výluhu v 0,2M roztoku chloridu draselného bylo zjištěno, že se tyto hodnoty u vzorků pohybují v hodnotách odpovídajících silně kyselým až neutrálním půdám. V případě stanovení vodivosti v alkoholovém extraktu byly naměřeny hodnoty, které spadají pod označení zemědělské půdy s normální intenzitou hnojení, vápnění a minimálnímu zatížením solemi. Tomuto hodnocení odpovídá max. hodnota vodivosti $30 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ uváděná v literatuře, které se žádný ze vzorků ani nepřiblížil [43]. Vlhkost odebraných vzorků se pohybovala kolem 25 %.

8.2 Předběžný průzkum

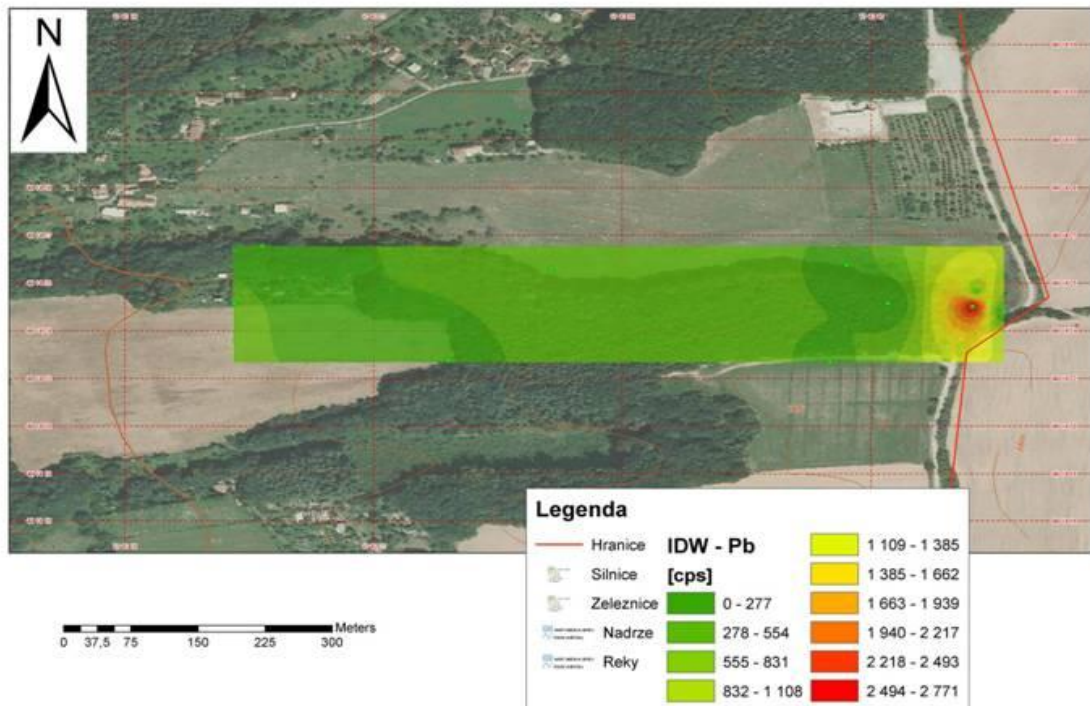
Při předběžném průzkumu odebraných vzorků ze sledované oblasti bylo zjištěno, že se jedná o půdu převážně hlinito-písčitého charakteru a největší zastoupení z rizikových prvků zde mají měď, olovo a cín, které byly v této oblasti označeny jako prvky majoritní (viz obr. 6-8).



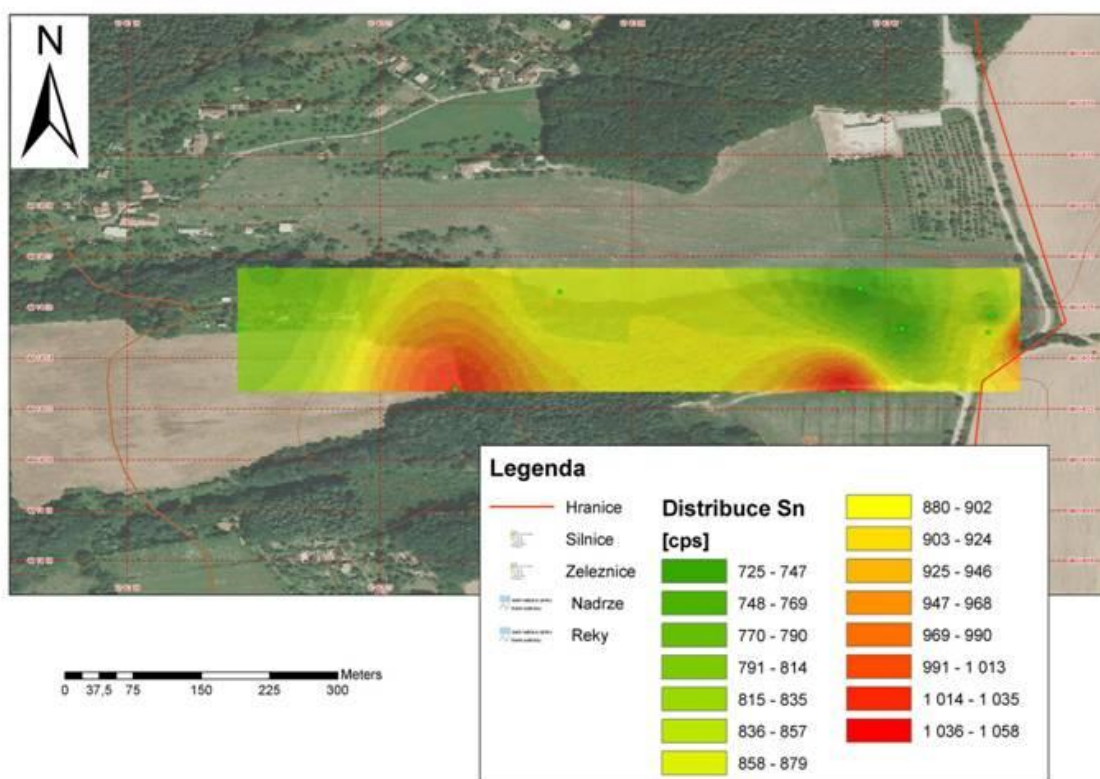
Obr. 6 Grafické znázornění intenzity výskytu mědi pomocí metody XRF při předběžném průzkumu.

Místo s nejvyšší intenzitou výskytu mědi (obr. 6.), které je označeno červeně, je oblast s nelegálně vybudovanou skládkou, která je v této době zasypaná, ale na životní prostředí by

mohla mít vliv. Protože je výskyt ryzí mědi v půdě v přirozeném stavu vzácný, je zřejmé, že se v tomto případě jedná o antropogenní původ tohoto rizikového prvku. Měď se velmi často používá při výrobě elektroniky, střešních krytin, okapů, aplikuje se v průmyslu, v domácnosti (nádobí, kotle) a je velmi důležitou součástí běžně využívaných slitin, jako je mosaz, bronz, klenotnické a dentální slitiny. Přes velkou cenu má také velmi výhodné vlastnosti, od tepelné a elektrické vodivosti až po vysokou odolnost vůči korozi, její využívání stále roste, tím pádem se zvyšuje i její množství v odpadech, problémy začínají hlavně u těch odpadů, u kterých neproběhne řádná recyklace a vhodné skládkování. Proto lze předpokládat, že výskyt mědi na této monitorované skládce souvisí s odkládáním různých elektrospotřebičů, elektronických součástek, stavebních materiálů, popř. i běžného kuchyňského nádobí.



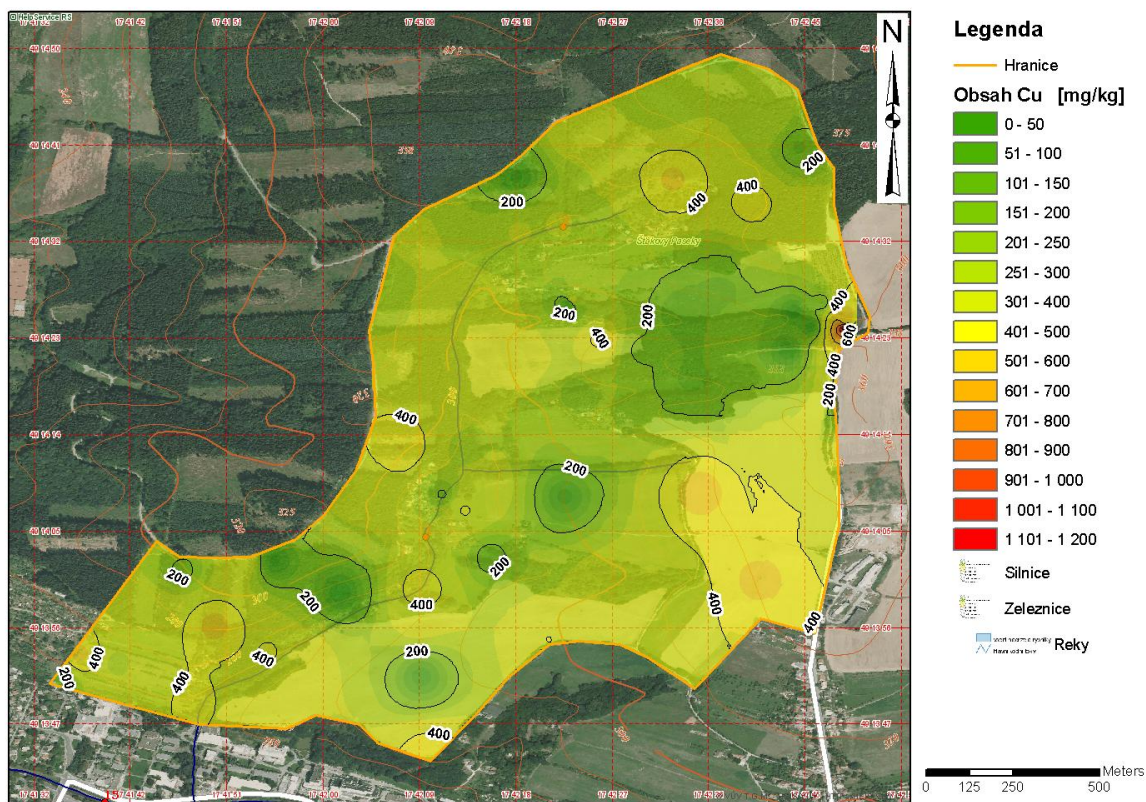
Obr. 7 Grafické znázornění intenzity výskytu olova pomocí metody XRF při předběžném průzkumu.



Obr. 8 Grafické znázornění intenzity výskytu cínu pomocí metody XRF při předběžném průzkumu.

Také v případě olova je nejvyšší intenzita výskytu v okolí zasypané skládky (**obr. 7**), což může souviset s nekontrolovaným odkládáním odpadů s obsahem Pb a jeho sloučenin a jejich následný únik do prostředí. Naopak, u cínu je situace poněkud jiná. Předběžně bylo zjištěno, že se jeho intenzita výskytu liší a je rozprostřen do větší plochy, než jak je tomu u olova a mědi. Může tomu tak být z různých důvodů, jedním z nich je např. to, že se vymývá z oblasti skládky deštěm a protože tato skládka se rozprostírá na kopci, může určité množství cínu spolu s vodou stékat do nižších oblastí a ukládat se tam (**obr. 8**). Cín se v ryzí formě v přírodě vyskytuje velmi vzácně. Častější zastoupení zaujímá ve formě rud, kdy převládá cínovec (kasiterit), což je běžná sloučenina s označením SnO_2 . Takže pokud je cín v určité oblasti nalezen ve zvýšeném množství, většinou se to jeví jako následek antropogenní činnosti, jelikož aplikace sloučenin cínu není v průmyslu žádnou novinkou.

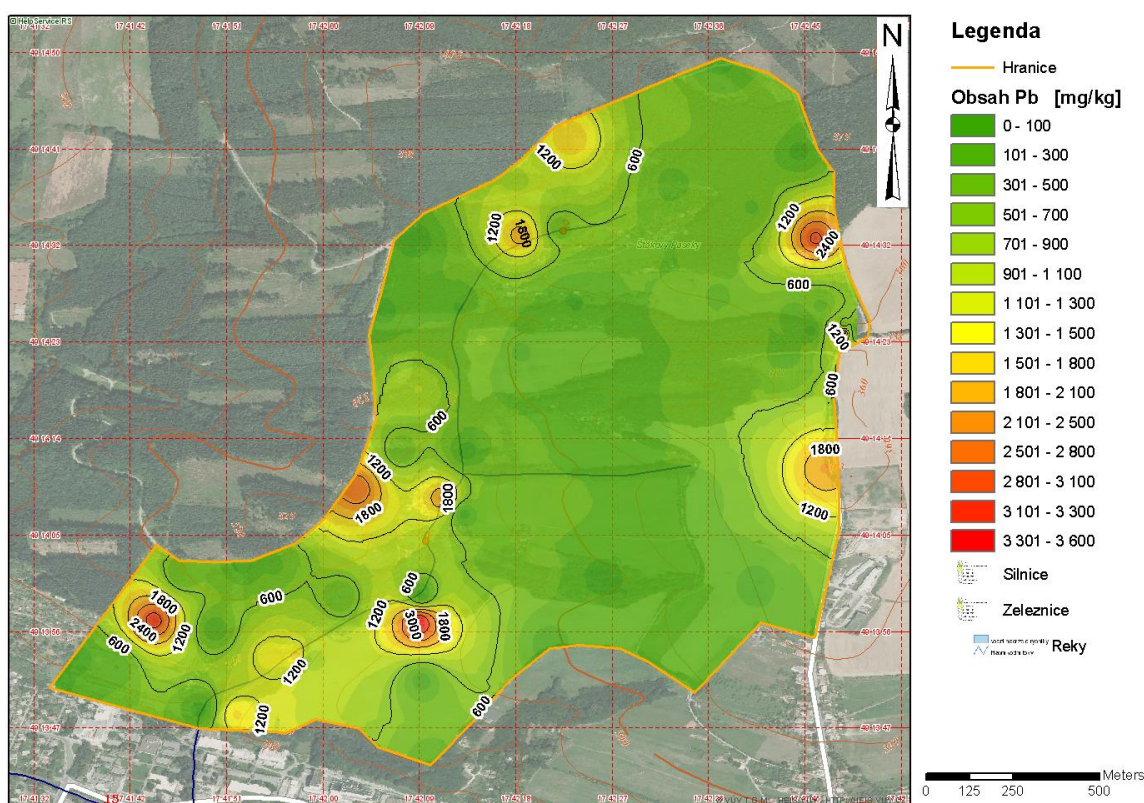
8.3 Hlavní průzkum



Obr. 9 Grafické znázornění distribuce mědi v zájmové lokalitě.

Při sledování výskytu a distribuce mědi (**obr. 9.**) se i při zahrnutí větší oblasti při vzorkování projevila největší koncentrace tohoto prvku právě v okolí zasypané skládky. V množství, v jakém se zde vyskytuje (nad 1000 mg.kg^{-1}) představuje, podle limitů Cu v zemině, závažné znečištění ohrožující zdraví člověka platící pro rekreační oblast[46]. Menší koncentrace mědi jsou hlavně v okolí polí (**obr. 9.**) Tato zvýšená koncentrace Cu v půdě může být důsledkem aplikací ochranných postřiků (fungicidů) či nátěrů na bázi měďnatých sloučenin, dále pak aplikací hnojiv nebo atmosférickou depozicí. V zemědělství se používají měďnaté sloučeniny jako fungicidy, kterými se chrání rostliny před napadením hub a plísní, což by v oblasti polí pro pěstování zemědělských plodin byl možný důvod zvýšeného výskytu mědi. Pokud se porovnájí výsledky této práce např. s hodnotami naměřenými v centru hlavního města ČR, kde byly stanoveny obsahy mědi v rozmezí kolem $50\text{-}120 \text{ mg.kg}^{-1}$, což je několikanásobně menší koncentrace tohoto prvku než v monitorované oblasti v okolí Hraničního potoka, konkrétně zasypané skládky, kde bylo překročeno množství i 1000 mg.kg^{-1} , je zřejmé, že se v těchto limitech jedná už o závažné znečištění.

Přitom průměrné hodnoty mědi ve volné přírodě se pohybují v rozmezí 2-100 mg.kg⁻¹ [47]. Ještě je možné vzít v úvahu jeden příklad, kdy byl sledován vliv hloubky půdy a typ krajiny na změně koncentrace toxických kovů, v tomto případě se zaměříme pouze na měď. Při monitorovacích pracích v Ohiu bylo zjištěno, že množství Cu od povrchu půdního horizontu do 50cm hloubky klesá od 23 k 17 mg.kg⁻¹. Tímto průzkumem bylo doloženo, že se navíc jedná o plošnou kontaminaci mědí (stejně tak i u sledovaného olova), protože koncentrace tohoto prvku se při porovnání hodnot naměřených v otevřené krajině využitě pro pěstování zemědělských plodin a v lesních ekosystémech o mnoho nelišily ani na velké vzdálenosti, což bylo odůvodněno atmosférickou kontaminací a přenosem, tedy antropogenní činností, související s dopravou, aplikací hnojiv, pesticidů, fungicidů atd.[23]

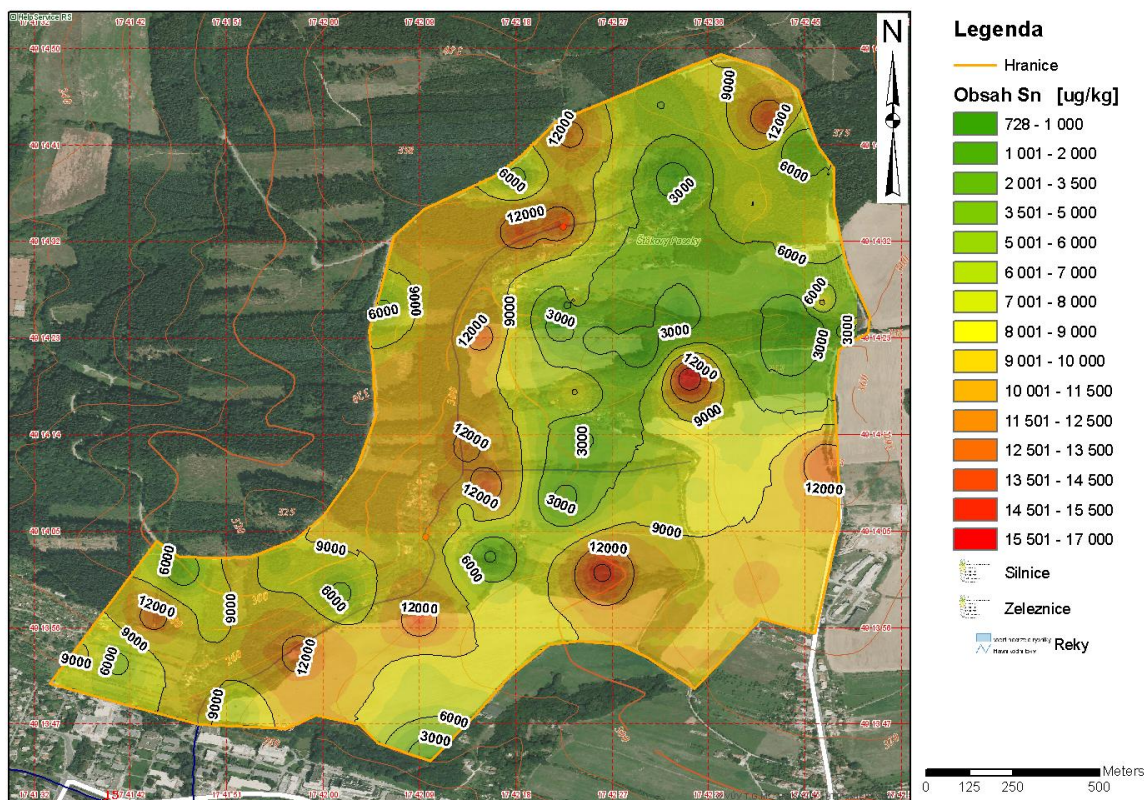


Obr. 10 Grafické znázornění distribuce olova v zájmové lokalitě.

Primární antropogenní znečištění olovem začíná ovzduším, následuje dopad částic a jejich průnik do půdy spolu se srážkami. V atmosféře se navíc aerosol obsahující olovo může pohybovat velmi daleko od zdroje. Přirozený zdroj olova je proces zvětrávání, ale při tom zůstává tento prvek

uložen ve spodních vrstvách půdy. Během monitoringu olova (**obr. 10.**) ve sledované oblasti bylo zjištěno, že nejvíce postižená území se nacházejí podél silnice nebo v polích. Pravděpodobnými zdroji olova v půdě může být především použití motorových vozidel (doprava, starší zemědělská a lesní technika, apod.). Ačkoliv je od roku 2001 v naší zemi používání a distribuce paliv s obsahem tetraetylolova zastaveno a koncentrace olova v životním prostředí značně poklesla, je jisté, že tento toxický kov navázaný na organickou složku půdního horizontu, rostlinných organismů apod. se odbourává pomalu a může se vyskytovat poměrně často, obzvláště v lokalitách poblíž dopravních cest. Dále je pak kontaminována oblast posazená v údolí, kam se část obsahu olova poblíž silnice mohla splavit spolu s vodou a ukládat se zde, protože cesta je situována na kopci a směrem od ní terén klesá. Další důvod výskytu olova v okolí toku Hraničního potoka může souviset i s tím, že se zde nachází chatařská oblast a pravděpodobně zde může také docházet k lokálnímu znečištění od obyvatel těchto chat, protože jak známo, tam kde je člověk, tam je i odpad nejrůznějšího charakteru, obzvláště v místech vzdálených od míst právě k odkládání odpadů určených. Samozřejmě je patrný zvýšený obsah tohoto prvku v okolí již nepoužívané zasypané skládky, na které byly pravděpodobně uloženy odpady s obsahem olova a jeho sloučenin. Hodnoty koncentrací kovu odpovídají opět závažnému znečištění ohrožující lidské zdraví, kdy je tohoto limitu dosaženo již při hodnotě 500 mg.kg^{-1} **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.** Pro porovnání byl například v Praze proveden monitoring stopových prvků za použití metody XRF a bylo zjištěno, že nejvyšší koncentrace olova jsou ve středu města a kolem hlavních automobilových tras. Koncentrace tohoto prvku na celém území nedosáhla nižší hodnoty než 40 mg.kg^{-1} , což je dvojnásobek koncentrací v oblastech polutanty nezatížených průmyslem a frekventovanou dopravou. Maximální hodnoty v nejzatíženější části města dosahovaly až 420 mg.kg^{-1} a směrem k hranicím Prahy hodnoty klesaly. [47] Nebo např. byl prováděn monitoring distribuce olova v Quebecu (Kanada) a byly sledovány jeho koncentrace a vliv na životní prostředí. Kolektiv vědců sledoval koncentrace Pb v sadě vzorků odebraných z různých půdních horizontů. Bylo zjištěno, že nejvyšší koncentrace olova je v humusových svrchních vrstvách a s klesající hloubkou jeho obsah v půdě klesal. Což bylo nejspíše způsobeno nízkou mobilitou tohoto prvku v půdě a především atmosférickou kontaminací. Nejvyšší koncentrace ve svrchních vrstvách půd svědčí o antropogenní kontaminaci. Protože v hloubce pod 10 cm se množství Pb v půdě již výrazně neměnilo a zůstávalo konstantní. [48]. Pokud se porovnají hodnoty koncentrací Pb v centru Prahy s oblastí povodí Hraničního potoka, kde jde o částečně volnou přírodu, je zřejmé, že se jedná o

lokalitu významně kontaminovanou, protože se zde vyskytovaly koncentrace olova o hodnotách i několika tisíc.



Obr. 11 Grafické znázornění distribuce cínu v zájmové lokalitě.

Z **obr.11.** je patrné, že výskyt a distribuce cínu v monitorované oblasti je značná. Podle limitů pro výskyt tohoto prvku se ovšem jedná o koncentrace odpovídající pouze zvýšenému přirozenému výskytu **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..** Znovu je nutno poukázat na zvýšený obsah cínu poblíž silnice a také v údolí, což by se dalo vysvětlit podobnou úvahou jako v případě olova, kdy dochází ke splavování části obsahu cínu spolu s dešťovou vodou směrem klesající nadmořské výšky. Protože se podél této silnice nachází pole a cín je složkou nejrůznějších mořidel a postřiků osiva, které se na tato pole mohla sadit, je možné, že kontaminace cínem pochází právě od tohoto zdroje. Další využití cínu vázaného v organických sloučeninách běžně se využívající v průmyslu se řadí tributylcín (TBT), kdy tato, pro velké množství organismů toxická látka, našla uplatnění v širokém spektru aplikací díky svým biocidním účinkům. TBT byl aplikován tam, kde bylo potřeba omezit působení biologických faktorů, mezi něž se řadí např. ochranné nátěry dřeva, pří-

pravky na hubení hlodavců, plžů, dezinfekční prostředky, stabilizátory PVC atd. [45], což je také možná cesta zavlečení tohoto prvku do životního prostředí. Další zdroje cínu je jeho široké využití v potravinářství, jako fólie, pocínování různých předmětů, výroba a využití slitin (bronz, pájky). Nekontrolované skládkování odpadů obsahujících sloučeniny tohoto kovu způsobuje tedy jednu z možných variant jeho distribuce v životním prostředí. Předpokládá se, že největší množství cínu obsaženého v půdě pochází z atmosférické kontaminace. Např. v Barceloně byly sledovány koncentrace cínu a jiných rizikových prvků v okolí spalovny tuhých odpadů a byly prokázány jeho maximální koncentrace ve výši $550 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je asi 23x nižší hodnota než jak tomu bylo u Hranického potoka[49]. Nebo byly sledovány organické sloučeniny cínu v lesích Německa poblíž českých hranic, kde je soustředěn průmysl, převážně těžba hnědého uhlí. Bylo monitorováno 9 organických sloučenin cínu a Sn_{total} ve vzorcích z půdy, rostlin, ovzduší a vod po dobu jednoho roku. Bylo prokázáno, že sloučeniny cínu se usazují a odbourávají v různých ekosystémech po různě dlouhou dobu a záleží jen na tom, o jakou sloučeninu se jedná, jak moc je složitá a rozvětvená. Např. monobutylcín (MBT) se odbourával rychleji ze sedimentů řeky než tributylcín (TBT). Celkové koncentrace cínu byly však nízké a pohybovaly se v rozmezí $6 - 1820 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Největší množství cínu se nacházelo ve vodě, která vznikla při dešti splavováním a vymytím části cínu z půdy a nejmenší v rozkládající se hmotě lesního ekosystému.[50] Tyto hodnoty, stejně jako v předchozím případě, jsou také výrazně nižší než v oblasti monitorované touto diplomovou prací, což svědčí o její nemalé kontaminaci, která by si zasloužila pozornost.

8.4 Analýza rizika

Analýza rizika lze označit jako soubor dosud provedených kroků týkajících se hodnocení a řízení rizika. Hodnocením rizika se stanoví, v jakém rozsahu jsou nebo by byly vystaveny jednotlivé složky životního prostředí působení znečištění a charakterizuje existující či potenciální rizika plynoucí z výskytu ekologické zátěže pro životní prostředí. Na základě charakteristiky těchto rizik a posouzení jejich závažnosti je cílem analýzy navrhnout nápravná opatření, se kterými souvisí vytvoření cílových parametrů sanace, čili hodnoty koncentrace nebezpečných látek, jejichž docílením a udržováním by se měla zajistit ochrana zdraví člověka a životního prostředí. Nejčastěji se analýza rizik využívá jako podklad pro rozhodnutí orgánu státní správy ochrany životního prostředí v procesu řešení ekologických závazků podniků a dále k posouzení závažnosti ekologické zá-

těže, rozhodnutí o provedení optimální varianty opravného opatření, stanovení cílových parametrů atd. [46]

8.4.1 Expoziční scénář

Podle kritérií určujících limitní koncentrace chemických látek v zemině a podzemní vodě [46] byla při monitoringu zájmové oblasti povodí Hraničního potoka zjištěna závažnější kontaminace půdy konkrétně třemi rizikovými prvky, a to mědí, olovem a cínem. Vzhledem k charakteristice této lokality, příjemců rizik a expozičních cest, včetně označení expozičního média, kterým je zemina, by tomuto případu nejlépe odpovídal expoziční scénář uvedený v metodickém pokynu ministerstva životního prostředí z roku 2005 [51], podle kterého dochází k dermálnímu kontaktu zeminy při rezidenčně rekreačním využití, kam patří mimo jiné hry dětí a zahradní práce.

8.4.2 Výpočty při hodnocení zdravotních rizik

Tabulka 1 Vypočítané hodnoty rizikových prvků při analýze a hodnocení rizik

| Prvek | $C_{soil} [mg \cdot kg^{-1}]$ | $DA_{event} [mg \cdot cm^{-2} \cdot \text{případ}^{-1}]$ | $DAD [mg \cdot kg^{-1} \cdot \text{den}^{-1}]$ |
|-------|-------------------------------|--|--|
| Pb | 3240 | 6,48E-06 | 2,17E-04 |
| Cu | 540 | 1,08E-06 | 8,43E-05 |
| Sn | 14140 | 2,83E-05 | 2,21E-03 |

Příklad výpočtů pro olovo v případě jednoho dospělého člověka:

1. Dávka absorbovaná v daném případě DA_{event}

$$DA_{event} = C_{soil} \times CF \times AF \times ABS_d$$

$$DA_{event} = 3240 * 10^{-6} * 0,2 * 0,001 = 6,48 \cdot 10^{-6} \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{př}^{-1}$$

[1]

Kde je:

C_{soil} ...maximální stanovená koncentrace kontaminantu v zemině ($mg \cdot kg^{-1}$)

CF...konverzní faktor pro přepočítání kg na mg ($CF=10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{mg}^{-1}$)

AF...adherenční faktor specifický podle zeminy a exponované části těla ($AF = 0,2 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$)

ABS_d ...dermální absorpční faktor – specifická hodnota pro jednotlivé chemikálie (0 až 1)

Pozn. Pro veličinu ABS_d byla z důvodu nedostatku dat použita hodnota **0,001**, která se uvádí v literatuře [51].

2. Dermálně absorbovaná dávka DAD

$$DAD = \frac{DA_{event} \times EF \times ED \times EV \times SA}{BW \times AT} \quad [2]$$

$$DAD = \frac{6,48 \cdot 10^{-6} * 350 * 30 * 1 * 5700}{70 * 70 * 365} = 2,17 \cdot 10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$$

Kde je :

DA_{event} ...dávka absorbovaná v daném případě ($\text{mg.cm}^{-2} \cdot \text{případ}^{-1}$)

EF...obvyklá frekvence expozice ($EF=350 \text{dní.rok}^{-1}$)

ED...obvyklé trvání expozice ($ED=30 \text{let}$)

EV...frekvence případů (příp.den^{-1})

SA...kontakt dospělých s kontaminovanou zemínou ($SA=5700 \text{cm}^2$)

BW...průměrná váha dospělého člověka ($BW=70 \text{kg}$)

AT...doba průměrování (pro karcinogenní látky : $AT = 70 \text{let} \times 365 \text{dní.rok}^{-1}$, pro nekarcinogenní látky: $AT=ED \times 365 \text{dní.rok}^{-1}$)

3. Odhad zdravotního rizika pro měď, HQ (hazard quotient)

$$HQ = \frac{DAD_{Cu}}{RfDo_{Cu}} \quad [3]$$

$$HQ = \frac{8,43 \cdot 10^{-5}}{0,037} = 0,002278$$

Kde je:

DAD_{Cu} ...dermálně absorbovaná dávka mědi [$\text{mg.kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]

$RfDo_{Cu}$...orální referenční dávka mědi ve vodě [$\text{mg.kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]

Pozn.: Hodnoty pro výpočty jsou uvedeny v databázi U.S. EPA (2004) [52]

Nebezpečnost konkrétních expozic je signalizována hodnotami $HQ > 1$.

8.5 Návrh dekontaminačních postupů

Jedním z možných, pro kontaminaci olovem obzvlášť vhodných, postupů při cestě za nápravou a částečnou dekontaminací zájmové lokality je například fytoremediace, při které se využívají zelené rostliny (včetně s nimi spojené mikroorganismy) schopné přijímat a akumulovat rizikové látky v nadzemní biomase. Po sklizení biomasy, která dosáhla maxima své fytoextrakční kapacity, dochází k její likvidaci spálením, mikrobiálně nebo chemicky.

Dalším způsobem, v případě nelegální skládky, je možnost odstranění odpadů spolu s povrchovou zemínou, aby dále nedocházelo ke vzniku dalších výluhů škodlivin do podzemních a povrchových vod a k distribuci rizikových látek do životního prostředí. Tuto znečištěnou masu odpadů a půdy by bylo vhodné vytěžit a převést tam, kde je ji možné uložit a skládkovat na místě k tomu určenému tak, aby již nebyla nadále nekontrolovatelným zdrojem kontaminace a nahradit ji materiálem vhodnějším (zemínou nekontaminovanou). Ovšem v tomto případě jde o finančně velmi náročný způsob. Vhodnou metodou k odstranění kontaminace půd může být ještě také jedna z elektrokinetických metod, kdy se využívá stejnosměrného elektrického proudu mezi elektrodami zabudovanými do půdy. Tato metoda je méně nákladná než vytěžení, přeprava a případné promývání zeminy, což by s ohledem na plochu kontaminace sledovanými prvky bylo téměř nemožné.

ZÁVĚR

Monitorovaná oblast v povodí Hraničního potoka, ve které se rozprostírají jak lesní ekosystémy, pole a louky, tak i zastavěné a obydlené lokality, které slouží především k rekreačním účelům, vykazala při předběžné analýze metodou XRF vysoké obsahy některých rizikových prvků, zejména olova, mědi a cínu. V hlavním průzkumu byla těmto třem prvkům věnována zvýšená pozornost a jejich distribuce byla zmapována pomocí programu ArcGIS, kterým byly vytvořeny účelové mapy sledované oblasti. Maximální stanovená koncentrace olova byla 3240 mg.kg^{-1} , mědi 540 mg.kg^{-1} a cínu $14\,140 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$. Hodnoty pro olovo a měď značí závažné znečištění ohrožující zdraví člověka platící pro rekreační oblast, avšak množství cínu se označuje pouze jako zvýšená přirozená koncentrace, která je ale natolik vysoká, že stojí za pozornost. Nejvyšší koncentrace mědi byly soustředěny v okolí načerno vybudované a v současné době již nepoužívané skládky. Nejvíce olova a cínu se vyskytovalo v okolí silnic a v údolí, kam byla část těchto kontaminantů nejspíše splavena. Hlavní zdroje kontaminace oblasti je pravděpodobně místní zasypaná skládka, doprava, zemědělská činnost a lidé žijící v nepravidelně umístěných chatách, které v povodí Hraničního potoka poblíž města Zlín samozřejmě nechybí.

Provedenou analýzou rizik byl pomocí výpočtu stanoven odhad zdravotního rizika, HQ (hazard quotient) pouze pro měď, kdy tato hodnota byla $\text{HQ}=0,002278$, což je menší než 1, tím pádem se nejedná o vysoké zdravotní riziko při denním příjmu stanovené koncentrace tohoto kontaminantu. U olova a cínu nebyl výpočet pro stanovení HQ proveden z důvodu nedostatku informací ohledně potřebných dat vztahujících se konkrétně k těmto dvěma samostatným prvkům.

Možné způsoby dekontaminace znečištěné oblasti jsou např. fytoremediace, vytěžení zasypané skládky a její nahrazení čistou zemínou, což je ale finančně velmi nákladná volba nebo některá z elektrochemických metod používající se k sanaci půdy kontaminované těžkými kovy.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- [1] JENÍK J. Je jen jedna Země. *Stavba a provoz lesního ekosystému*, sborník referátů NLK a ČLS, Praha, 1994, pp. 9-13
- [2] Kolektiv autorů. *Srovnání výsledků půdních analýz z jehličnatých a listnatých porostů*[online]. Brno.Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.[cit.14.dubna 2010]. Dostupné na www: <<http://www.ukzuz.cz/Folders/1545-1-Przkum+lesnich+pud.aspx>>
- [3] GRYNDLER M., *Mykorhizní symbióza; O soužití hub s kořeny rostlin*. Praha : Academia, 2004. ISBN 80-20 012 -400
- [4] Krpata D., Bioconcentration of Zn and Cd in ectomycorrhizal fungi. *Environmental Pollution*.2009, no.157, pp.280-286
- [5] SKALKA, Michal. Lišejníky jako bioindikátory. *Živa*, 2004, roč. 79 (130), čís. 3, ss. 107–108.
- [6] Fang Fang Sun, Da Zhi Wen, Jiong Li., Concentrations of sulphur and heavy metals in needles and rooting soils of Masson pine. *Environ Manag Assess*, 2009, no.154, pp.263-274.
- [7] Maralian H., Aghabarati A., Seif Amiri S. Heavy metals accumulation in *Melilotus officinalis*. *African journal of biotechnology*, 2008,vol. 7, no.21, pp.3912-3916.
- [8] Janoušková M., Vliv arbuskulární mykorrhizy na příjem těžkých kovů. *Botanický ústav AV ČR*. 2003.
- [9] Břehovský M., Jedlička K. *Úvod do geografických informačních systémů*[online]. Přednáškové texty, Západočeská univerzita, Plzeň[cit.20.března 2010]. Dostupné na www: <<http://gis.zcu.cz/studium/ugi/e-skripta/ugi.pdf>>
- [10] Wilcke W., Krauss M., Barancikova G. POP concentration in air- and freeze- dried compared to field-fresh extracted soil samples of an eastern Slovak deposition gradient. *J.Plant Nutr.Soil Sci.*, 2003, no. 166, pp.93-101
- [11] Meire O.R., Azeredo A., Pereira M.de S., PAHs assessment in sediment of national parks in Brazil. *Chemosphere* ,2008, no. 73, pp 180-185

- [12] Nizzetto L., Cassani Ch. Deposition of PCBs in mountains. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2006. no. 63, pp 75-83
- [13] Oleszczuk P., Pranagal J. Influence of agricultural land use and management on the contents of PAHs in selected silty soils. *Water Air Soil Pollut*, 2007, no. 184, pp. 195-205
- [14] Moeckel C., Nizzetto L. Air-boreal forest transport and processsing of PCB. *Environ.Sci.Technol.* 2009, no. 43, pp. 5282-5289
- [15] Integrovaný registr znečišťování. *Látka: PCDD+PCDF (dioxiny+furany) (jako TEQ)* [online] Ministerstvo životního prostředí ČR.[cit.21.března 2010] Dostupné na www: <<http://www.irz.cz/latky/PCDDaPCDF>>
- [16] Pásek J., Příroda jihovýchodní Moravy. *Nástin geologických poměrů G. Kraje v Gottwaldově 1958*. Oblastní muzeum jihovýchodní Moravy v Gottwaldově, Gottwaldov, Krajské nakladatelství Gottwaldov, 1960, I., ss.11-55
- [17] Soukup V., David P., *Velká turistická encyklopedie – Zlínský kraj*. Knižní web. Praha, 2008.264 p. ISBN 978-80-242-2076-5
- [18] Klaminder J., Bindler R., Renberg I. The biogeochemistry of atmospherically derived Pb in the boreal forest of Sweden. *Applied geochemistry*, 2008, no. 23, pp.2922-2931
- [19] Jeník J. Ekosystémy. *Úvod do organizace zonálních a azonálních biotů*. Skriptum Univerzity Karlovy, Praha, pp. 135
- [20] Klimeš R, Zlínsko, *Geologické poměry*, 1.vydání, Atelier Regulus, 2004, ISBN 80-239-2973-9
- [21] Jonáš F., Peroutková K. Kultivace a rekultivace. *Katedra biotechnických úprav krajiny LF-ZU*, Praha, 1997.
- [22] Hernandez L., Probst A., Probst J.L., Ulrich E. Heavy metals distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *The science of the total environment*, 2003,no.312,pp.195-219
- [23] Neupane G., Roberts S.J. Quantitative comparison of heavy metals and As accumulation in agricultural and forest soils near Bowling Green, Ohio. *Water air soil pollution*, 2009,no.197,pp.289-301

- [24] Flues M., Sato I.M., Cotrim M.B. Soil characterization in a subtropical forest crossed by highways in Brazil. *J.Braz.Chem.soc.* 2004, Vol.15, no.4, pp. 496-503
- [25] Egiarte G., Pinto M., Ruiz-Romera E. Monitoring heavy metal concentrations in leachates from a forest soils subjected applications of sewage sludged. *Environmental pollution*, 2008, no.156, pp840-848.
- [26] Toribio M., Romanya J. Leaching of heavy metals(Cu, Ni, Zn) after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Science of the total environment*. 2006, no. 363, pp.11-21
- [27] Prax A., Pokorný E. Klasifikace a ochrana půd, Mendelu Brno, 1996, s.143
- [28] Pancer M., Vybrané těžké kovy v plodnicích stopkovýtrusých hub v Krkonoších a okolí Třince. 2005, Opera Corcontica, No.42, pp.91-97.
- [29] Koukal M., Houby v našem životě. *21.století*, 2004, No.10, pp.12-14
- [30] Deborah M. A. Accumulation of several heavy metals and lanthanides in mushrooms from the Chicago region. *The Science of The Environment*. 1998, pp.43-56
- [31] Demirbas A. Heavy metal bioaccumulation by mushrooms from artificially fortified soils. *Food chemistry*, 2001, Vol.74., No.3, pp.293-301.
- [32] Ministerstvo životního prostředí. Geologie a půda. *Poškození půdy kontaminací*. [online] Dostupné na : <http://www.mzp.cz/cz/poskozeni_pudy_kontaminaci>
- [33] Taxonomický klasifikační systém půd ČR, 2001, ČZU, VÚMOP Praha
- [34] Sáníka M., Materna J., Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR, *Planeta 2004*, Ministerstvo životního prostředí, Praha, Ročník XII, č.11/2004, ISSN 1213-3393
- [35] Doc.Ing. Hoffmann J. CSc., Ing. Řezníčková I., RNDr. Růžička J. Technologická cvičení z Ochrany prostředí I. Fakulta technologická, Zlín, skripta 1999, ISBN 80-214-1505-3
- [36] Pesch R., Schroder W., Intergrative exposure assessment through classification and regression tree on bioaccumulation of metals, related sampling site characteristic and eco-region. *Ecological Informatics 1*. 2006, pp.55-65

- [37] Kheir R.B., Greve M.H., Abdallah Ch., Dalgaard T. Spatial soil zinc distribution from terrain parameters: A GIS-based decision-tree model in Lebanon. *Environmental Pollution*, 2010, No. 158, pp.520-528
- [38] Yesilonis I.D., Pouyat R.V., Neerchal N.K., Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: Role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines. *Environmental pollution*.2008, No.156, pp.723-731
- [39] MŽP ČR, *Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí pro vzorkovací práce v sanační technologii*, 2006
- [40] Holoubek I., Kočan A., Holoubková I., Kohoutek J. Persistentní organické polutanty [online]. *TOECEN REPORT*, Brno, 2001, No.200[cit.15.ledna 2010] Dostupný na : <<http://www.recetox.muni.cz/>>
- [41] Chunfa Wu, Limin Zhang, Heavy metal concentration and their possible sources in paddy soils of a modern agricultural zone, southeastern China, *Environmental earth sci.*, 2010, no.60, pp.45-56
- [42] Pingguo Y., Renzhao M., Hongbo S., Yunfeng G., The spatial variability of heavy metal distribution in the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China. *C.R.Biologies*, 2009, no.332, pp.558-566
- [43] Valla M., Kozák J., Němeček J., Matula S., Borůvka L., Drábek O., Pedologické praktikum. Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů.Česká zemědělská univerzita v Praze, 2008, ISBN 978-80-213-0914-2
- [44] Uhlířová H., Hejdová J., Těžké kovy v lesních ekosystémech České republiky, *Zprávy lesnického výzkumu*, 1999, č.3
- [45] Integrovaný registr znečištění. *Látka: Tributylcín a sloučeniny* [online] Ministerstvo životního prostředí ČR.[cit.20.dubna 2010] Dostupné na [www: <http://www.irz.cz/latky/tributylcin_a_slouceniny >](http://www.irz.cz/latky/tributylcin_a_slouceniny)
- [46] Metodický pokyn odboru pro ekologické škody MŽP ČR – Kritéria znečištění zemin a podzemní vody, *Příloha zpravodaje MŽP*,Praha, 1996, no.8

- [47] Ďuriš Miloslav, *Stopové prvky v půdách hlavního města Prahy*, Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí. Praha, 2004, no.11
- [48] Ndzangou S.O, Richer-LaFleche M., Houle D., Antropogenic Pb accumulation in forest soils from Lake Clair watershed. *Applied geochemistry*. 2006, no.21, pp.2135-2147
- [49] Meneses M., Llobet J.M., Granero S., Schuhmacher M., Domingo J.L., Monitoring metals in the vicinity of municipal waste incinerator. *The Science of the total environment*. 1999, no.226, pp.157-164
- [50] Huang Jen-How, Matzner E., Biogeochemistry of organotin compounds and tin in a forested catchment in Germany. *The Science of the total environment*. 2004, no.332, pp.231-241
- [51] Jirásková I. et al., Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného prostředí[online]. *Věstník Ministerstva životního prostředí ČR*[cit.25.4.2010]. 2005, vol.15, no.9.Dostupné na [www](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/$FILE/Met.pokyn.12.pdf) : <[http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/\\$FILE/Met.pokyn.12.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/$FILE/Met.pokyn.12.pdf)>
- [52] U.S. EPA (2004)[online]: Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). Final.[cit. 8.5.2010] Dostupné na [www](http://www.epa.gov/iris/subst/):< <http://www.epa.gov/iris/subst/>>

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

| | |
|--------------------------|---|
| GIS | Geografickú informační systém |
| ČR | Česká Republika |
| XRF | Rentgenová fluorescenční spektroskopie |
| QA | Zabezpečení kvality |
| QC | Kontrola kvality |
| AAS | Atomová absorpční spektrometrie |
| ICP-MS | Hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou |
| ICP-AES | Atomová emisní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou |
| ŽP | Životní prostředí |
| ICP Forest | Mezinárodní kooperativní program pro sledování vlivu znečištění na lesy |
| TK | Těžké kovy |
| C | Uhlík |
| N | Dusík |
| POP | Persistentní organické látky |
| PAH, PCB, DDT, PCCD/F | Polyaromatické uhlovodíky, polychlorované bifényly, dichlordifényltrichlor- methylnmethan, dioxiny |
| EMEP | European monitoring and evaluation programme |
| CLRTAP | Convention on Long-Range transboundary air pollution |

SEZNAM OBRÁZKŮ

| | |
|---|----|
| Obr. 1: Model biogeochemických cyklů a energetických toků v ekosystému dle Schulze a Money (1993). [19] | 13 |
| Obr. 2.: Poměr $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ v jehličnatých (a) a listnatých (b) stromech [18]..... | 32 |
| Obr. 3 Koncentrace zinku ve sledované oblasti Libanonu[38] | 39 |
| Obr. 4. Zájmová lokalita - povodí Hraničního potoka. | 45 |
| Obr. 5 Příklad nastavení vstupních parametrů při IDW analýze distribuce mědi v zájmové lokalitě. | 47 |
| Obr. 6 Grafické znázornění intenzity výskytu mědi pomocí metody XRF při předběžném průzkumu. | 48 |
| Obr. 7 Grafické znázornění intenzity výskytu olova pomocí metody XRF při předběžném průzkumu. | 49 |
| Obr. 8 Grafické znázornění intenzity výskytu cínu pomocí metody XRF při předběžném průzkumu. | 50 |
| Obr. 9 Grafické znázornění distribuce mědi v zájmové lokalitě..... | 51 |
| Obr. 10 Grafické znázornění distribuce olova v zájmové lokalitě..... | 52 |
| Obr. 11 Grafické znázornění distribuce cínu v zájmové lokalitě..... | 54 |

SEZNAM TABULEK

| | |
|---|----|
| Tabulka 1 Vypočítané hodnoty rizikových prvků při analýze a hodnocení rizik | 56 |
|---|----|