

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra geoenvironmentálních věd



Bakalářská práce

Dopady antropogenního znečištění mědí na životní prostředí

Autor práce: Jan Kumhera

Vedoucí práce: Ing. Anna Francová

© 2017 ČZU v Praze

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jan Kumhera

Územní technická a správní služba

Název práce

Dopady antropogenního znečištění mědi na životní prostředí

Název anglicky

Impacts of anthropogenic pollution on by copper on the environment

Cíle práce

Cílem bakalářské práce je zhodnotit dopady antropogenně vzniklé mědi na jednotlivé složky životního prostředí a identifikovat hlavní zdroje znečištění.

Metodika

Bakalářská práce bude pojata formou rešerše. Student podá informace týkající se výskytu Cu v různých složkách životního prostředí a hlavních antropogenních zdrojů prvku. Nedílnou součástí bude vyhodnocení dopadů zvýšených koncentrací mědi na životní prostředí a na zdraví člověka. Student využije informací především ze zahraničních, a dále pak českých zdrojů. V praktické části student zpracuje dané vzorky ze životního prostředí, provede analýzu obsahu prvku a ze zjištěných dat vyvodí závěry o znečištění a zdrojích.

Doporučený rozsah práce

30 stran

Klíčová slova

měď, antropogenní znečištění

Doporučené zdroje informací

Andráš, P., & Sivek, M. (2014). Staré báňské zátěže opuštěných Cu-ložisek Vyd. 1. Chrudim: Ekomonitor
BENCKO, V. – CIKRT, M. – LENER, J. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Praha: Grada,
1995. ISBN 80-7169-150-.

BENEŠ, S. – ČESKO. MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ. *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Část 1, Obsahy, akumulace a kritéria hodnocení prvků v zemědělských půdách*. Praha: Agrospoj,
1993. ISBN 80-7084-051-.

BENEŠ, S. *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. II. část, Vstupy prvků do půd zvětráváním hornin, ... ve srovnání s výstupy erozní činnos, podzemními vodami a sklizní zemědělských plodin*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky v Agrospoji, 1994. ISBN 80-7084-090-0.

ETTLER, Vojtěch, Mar n MIHALJEVIČ, Bohdan KŘÍBEK, Vladimír MAJER, Ondřej ŠEBEK a Michael KOMÁREK. Tracing the spa al distribution on and mobility of metal/metalloid contaminants in Oxisols in the vicinity of the Nkana copper smelter, Copperbelt province, Zambia. *Geoderma*. 2011, 164(1-2): 73-84

Stable Cu and Zn isotope ra os as tracers of sources and transport of Cu and Zn in contaminated soil; Moritz Bigalke, Stefan Weyer, Jozef Kobza, Wolfgang Wilcke; *Geochimica et Cosmochimica Acta*; 2010

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Anna Francová

Garantující pracoviště

Katedra geoenvironmentálních věd

Elektronicky schváleno dne 8. 3. 2017

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 8. 3. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 11. 04. 2017

Čestné prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Dopady antropogenního znečištění mědí na životní prostředí“ vypracoval zcela samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce paní Ing. Anny Francové. Použil jsem pouze literaturu a další informační zdroje, které uvádím na konci této práce.

V Praze dne: 1.4.2017

Podpis:

Poděkování:

Rád bych touto cestou poděkoval paní Ing. Anně Francové, za vedení při psaní této práce, za její odborné rady a připomínky.

V Praze dne: 1.4.2017

Dopady antropogenního znečištění mědi na životní prostředí

Impacts of anthropogenic pollution by copper on the environment

Abstrakt

Bakalářská práce se skládá ze dvou částí. Teoretická část se zabývá teorií mědi, jejím výskytem, rozšířením a vlastnostmi, které jsou pro ni charakteristické. Je zde popsána funkce mědi v organismu a hlavní antropogenní vstupy mědi do životního prostředí. U toxicity mědi se zjistilo, že není tak jedovatá, jak se předpokládalo, přesto musí být zavedeny velmi přísné limity. Existují tři základní cesty, jak se měď může dostávat do lidského těla je to: požitím, kontaktem s kůží a inhalací. V teoretické části jsou také uvedeny hygienické limity a právní úprava udávající maximální přípustné hodnoty mědi ve vodě, v půdě, a v ovzduší. Detailně se zde popisuje pojem izotop, a jsou zde naznačeny možnosti hmotnostní spektrometrie. V praktické části se zabýváme akumulací, bioindikací a indikátory, především mechy, půdou, lišejníky a sněhem. Vzorky indikátorů pocházejí ze 13 lokalit na Ostravsku, které je považováno za jedno z nejvíce znečištěných oblastí v celé Evropské Unii. Pomocí koncentrační analýzy jsme vyhodnotili míru znečištění a odhalili možné zdroje znečištění těžkými kovy. Zabývali jsme se také porovnáním zjištěných hodnot s jinými znečištěnými oblastmi a možnou nápravou stávající situace.

Klíčová slova: těžké kovy, měď, bioindikace, znečištění, bioakumulace, toxicita

Abstract This bachelor thesis is divided into two parts. The theoretical part is focused on the background of copper, its occurrence and its properties. There is also described the role of copper in the living organism and in which ways humans release copper into the environment. Toxicity of copper is not as high as originally assumed, yet there must be set very strict limits. There are three major ways how can copper get into a human body: by swallowing, by skin contact and by inhaling. The theoretical part also consists of hygienic and legal regulations determining the maximum amount of copper allowed in water, soil and air as well as detailed description of the term isotope and isotope phenomenon and the possibilities of mass spectrometry. The practical part is concerned with accumulation, bio indication and indicators, in particular mosses, soil, lichens and snow. We have used four of these indicators at thirteen locations in Ostrava region which is considered one of the most polluted regions in the European Union. Based on concentration analysis we have assessed the level of pollution and discovered possible sources of the heavy metals causing the pollution. We have compared the results with other polluted regions and discussed possible ways of restoration.

Key words: heavy metals, copper, bioindication, pollution, bioaccumulation, toxicity

Obsah

1. Úvod	10
2. Cíle práce	11
3. Literární rešerše	12
3.1 Měď	12
3.1.1 Měď jako stopový prvek a jeho funkce v organismu	13
3.1.2 Doporučené denní dávky mědi	13
3.1.3 Měď v potravinách	13
3.1.4 Výskyt a rozšíření	14
3.1.5 Měď v půdě	14
3.1.6 Měď ve vodním prostředí	15
3.1.7 Toxicita mědi	15
3.1.8 Biologický význam	16
3.1.9 Výroba mědi	17
3.2 Wilsonova nemoc	17
3.3 Právní úprava, hygienické limity	18
3.3.1 Limity pro půdu	18
3.4 Izotopy	19
3.5 Hmotnostní spektrometrie	19
4. Bioindikace a biomonitoring	21
4.1 Biomonitoring	21
4.1.1 Posouzení rizik na lidské zdraví	21
4.2 Bioindikace	22
4.2.1 Principy bioindikace	22
4.2.2 Vlastnosti bioindikátorů	22
4.3 Indikátory	23
4.3.1 Půda	23
4.3.2 Přirozené cesty průniku toxických látek do půdy	24
4.3.3 Mechy	25
4.3.4 Lišejníky	25
4.3.5 Sníh	26
4.4 Hodnocení zátěže rizikových prvků	27
4.5 Metodický pokyn MŽP	27
5. Metodika	28
5.1 Popis Ostravska	28

5.2	Popis lokalit.....	29
5.3	Indikátory použité ve výzkumu.....	31
5.3.1	Physcia tenella (terčovník tenounký).....	31
5.3.2	Hypnum cupressiforme (rokyt cypřišovitý).....	31
5.4	Příprava vzorků	31
5.4.1	Metoda 3015a.....	31
5.4.2	Lišejníky a mechy	32
5.4.3	Půda.....	32
5.4.4	Sníh	32
6.	Výsledky	33
6.1	Lišejník.....	33
6.2	Mech.....	34
6.3	Sníh.....	35
6.4	Půda	36
6.5	pH půdy	38
7.	Diskuze.....	39
7.1	Kontaminace na Ostravsku.....	39
7.2	Kontaminace ve světě.....	40
8.	Závěr	44
9.	Přehled literatury a použitých zdrojů	46
10.	Seznam grafů a obrázků	51

1. Úvod

S přibývajícimi potřebami lidské společnosti zákonitě přibývá i mnoho problémů s tímto spojených. Lidé vyžadují u výrobků nejen kvalitu, ale i kvantitu, a tak musí přibývat i společnosti, které tyto požadavky dokážou naplnit. Tento trend je poznat u průmyslových výroben, které i přes přísné limity vypouští do ovzduší ve velké míře toxické látky. V zemědělství a v dnešní uspěchané době, kdy se každý snaží co nejvíce profitovat, a i přes snahu rozvíjet ekologické zemědělství, je zde velká potřeba pesticidů a fungicidů. Všechny tyto faktory vedou k produkci těžkých kovů. O jednom z těžkých kovů pojednává i tato bakalářská práce. Konkrétně se jedná o měď.

Myšlenkou této bakalářské práce je najít dopady antropogenního znečištění mědi na životní prostředí. Mezi ně patří zejména průmyslová výroba, automobilová doprava, spalování uhlí a topení nevhodnými palivy, likvidace komunálních odpadů, spalování kalů v čističkách odpadních vod a nevhodné nakládání s odpady. Nezanedbatelnou položkou je i používání pesticidů a fungicidů v zemědělství (Šimek, 2003).

Doporučená denní dávka mědi pro lidský organismus je 1 mg/den (Moore et al., 1996).

S těmito zdroji znečištění pak nadále pracujeme, porovnáváme a snažíme se vyhodnotit, jaký zdroj je pro nás nejvíce rizikový, a jak by se daly celkově zlepšit a snížit jeho dopady s ohledem na životní prostředí. Pro monitoring kontaminace těžkých kovů v životním prostředí a konečné výsledky byly použity 4 indikátory: lišejníky, mechy, sníh a půda. Všechny tyto indikátory jsou v práci detailně popsány. K vyhodnocení výsledků jsme použili koncentrační analýzu provedenou na hmotnostním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem (iCAPQ ICP -MS).

Tuto práci jsem si vybral s ohledem vlastního zájmu v této problematice.

2. Cíle práce

Cílem bakalářské práce je poskytnout podrobný přehled o antropogenních dopadech mědi na složky životního prostředí. Teoretická část se zabývá teoretickou stránkou mědi, jejími vlastnostmi, výskytem a její toxicitou vůči životnímu prostředí. Posléze se práce zabývá tím, jak je měď obsažena v půdě a vodním prostředí. Důležité pojmy jako jsou biomonitoring, bioakumulace, či indikátory a bioindikace jsou zde také detailně popsány. V praktické části jsou naznačeny výhody a nevýhody čtyř základních indikátorů, podle nichž jsme došli k finálním výsledkům. Cíle praktické části bakalářské práce představují výsledky kontaminace životního prostředí mědí, vyhodnocené pomocí již zmíněných indikátorů. Výsledky jsou detailně popsány, zhodnoceny a vysvětleny. K výsledkům jsou použity lokality v okolí Ostravska. Součástí práce je i diskuze, kde jsou porovnány naše výsledky s obdobnými výsledky z jiných lokalit.

3. Literární rešerše

3.1 Měď

Označována jako mincovní kov je jedním z prvních kovů, které člověk poznal. Její protonové číslo je 29. Známe 13 izotopů mědi, avšak pouze dva ^{63}Cu a ^{65}Cu jsou izotopy stabilními. Vyznačuje se velmi dobrou vodivostí, jak tepelnou, tak elektrickou. V zemské kůře je obsaženo $3,6 \cdot 10^{-3}\%$ mědi. V přírodě můžeme na měď narazit v ryzí podobě. Názory na to, kdy člověk měď poprvé použil jsou odlišné, ale nejvíce pravděpodobným je rok 5000 p. Kr. Před 3500 př. Kr se měď začala vyrábět pomocí redukce rud dřevěného uhlí a kolem roku 3000 př. Kr se poprvé z mědi začal vyrábět bronz. (Greenwood et Earnshaw, 1993)

Je to kov hutný a měkký, disponuje dobrou vodivostí jak tepla, tak elektřiny (Moravec, 1955). Je ve všech směrech recyklovatelná a výborně odolává korozi. (cooperalliance.eu/cz, 2017)

Řadíme ji mezi kovy esenciální, protože má v určitých dávkách pozitivní vliv na zdravotní stav zvířat i lidí a někdy je pro ně dokonce nezbytná. Měď, která je roztavená, do sebe vstřebává kyslík, a naopak při chladnutí jej zase vypouští. Pokud se měď nachází v prostředí suchého vzduchu, je za předpokladu obyčejné teploty velmi stálá a je pokryta pouze úzkou plochou, která má sytě červenou vrstvu CuO (oxid měďnatý). Na vlhkém vzduchu vzniká taky tenká vrstvička, ale již zeleného nádechu, které se říká měděnka. Vzniká především působením kyslíků a vody. Měď má silné účinky pro zneškodnění bakterií, plísní a řas, proto se také například na lodích používaly a někdy i dodnes používají měděné plechy, kterými se lodě chrání proti potenciálnímu bakteriálnímu porostu. Nejvíce se ovšem využije pro elektrotechniku, kde se z ní vyrábí dráty a kabely, díky její velmi dobré vodivosti. Také slouží k výrobě kotlů a vařičů (Moravec, 1955).

Z mědi můžeme vyrobit elektrické vodiče, a další obdobné elektrické součástky. Také se může použít ke zhotovení elektromotorů elektromagnetů či relé. Zhotovuje se z ní bronz a jiné slitiny, které jsou korozivzdorné a jsou využívány v instalatérství nebo stavebnictví. Můžeme se s nimi setkat i v gastronomickém průmyslu ve formě kuchyňského nádobí. V zemědělství je využívána měď ve formě

dvoumocných sloučenin proti řasám, houbám či k odstranění onemocnění rostlin (arnika.cz, 2014). Mezi antropogenní vstupy mědi můžeme zařadit hlavně elektrotechnický materiál, různé druhy plechů a drátů z mědi, v zemědělství mluvíme především o pesticidech a fungicidech, chemickém průmyslu, automobilovém průmyslu a také pokovování (Loučka, 2014). Měď můžeme využít i na čištění bazénu a velmi hojně se jí využívá v boji proti sinicím nebo jako algicidy k hubení řas (Vodnihospodarstvi.cz, 2011).

3.1.1 Měď jako stopový prvek a jeho funkce v organismu

Stopové prvky jsou obecně známé pod pojmem mikroelementy. Sice neplní tak důležité funkce v našem těle jako například minerály a vitamíny, ale přesto jsou nezbytnou součástí každého lidského organismu. Lidský organismus obsahuje přibližně 0,01% všech atomů. Když dojde k nerovnováze v přítomnosti stopových prvků v lidském organismu, může dojít k určitým výkyvům v přirozené funkci těla, a to až v podobě biochemických a fyziologických změn. Je třetím nejčastějším prvkem obsaženým v lidském těle, který má esenciální schopnosti. V organismu je reprezentována v celkovém množství 0,10 g. Některé zdroje uvádějí dokonce až 0,15 g. Vyskytuje se především ve tkáních, a to až v 90%. Zbylých 10% připadá na krevní plazmu a ostatní krevní elementy (Trojan et al., 2003).

V zájmu pohlaví se naměřené hodnoty mědi v krvi obecně liší v řádech procent. Vyšší obsah mědi v krvi dosahují ženy, u mužů naopak tyto hodnoty vzrůstají s přibývajícím věkem. Ve spojení s cigaretami, se koncentrace mědi v krvi snižuje (Wang et al., 2011, Angelova et al., 2011).

3.1.2 Doporučené denní dávky mědi

Nejdůležitější je zde dokonalá rovnováha mědi v organismu. Doporučená denní dávka v České republice je 1 mg mědi na dospělého člověka, její nadbytek nebo naopak nedostatek může způsobit závažné problémy. U dětí je tato potřeba o něco nižší, a naopak u žen v těhotenství vyšší (Moore et al., 1996).

3.1.3 Měď v potravinách

U potravin se s vysokým obsahem mědi setkáme jen velmi zřídka. Mezi nejvýživnější potraviny s vysokým obsahem mědi řadíme mořské ryby, játra a veškeré

luštěniny. Z ovoce sem patří maliny a jahody a ze zeleniny například mrkev. Ke zvýšení koncentrace mědi v potravinách může dojít zapříčiněním použití pesticidů v zemědělství nebo používáním měděného náčiní. Nejde jen o potenciální hrozbu, což dokazuje příklad z Indie, kde takto kontaminované kravské mléko způsobilo velmi vážné jaterní onemocnění zvláště u dětí tzv. indickou dětskou cirhózu (Harvey 2005, Moore 1996).

3.1.4 Výskyt a rozšíření

Těžké kovy se obecně vyskytují v prostředí hlavně zásluhou člověka, usazují se na dno vod nebo v půdě, kde se shromažďují, což představuje problém, neboť na rozdíl od jiných látek se těžké kovy neumí chemicky nebo biologicky odbourávat. Ovšem toto není jejich finální stádium, protože z půdy je mohou přijímat rostliny a z vody mohou být důsledkem kyselých dešťů nebo v důsledku působení bakterií vyloučeny, a tak se navrátí zpět do oběhu, který se ovšem neustále zvyšuje v důsledku absence schopnosti těžkých kovů se odbourávat. Antropogenní cestou se dostane do koloběhu mnohem více mědi než cestou přirozenou. Její výskyt v hydrosféře, pedosféře či atmosféře je však zanedbatelný oproti jejímu výskytu v okolí ložisek nebo vulkánů (Heintz, 1991).

S mědí se nejčastěji můžeme setkat v podobě sulfidu, oxidu a uhličitanu. Mezi nejvýznamnější rudy můžeme zařadit chalkopyrit (CuFeS_2), který představuje 50% všech rud, které obsahují měď. Mezi významné rudy patří chalkozín (Cu_2S), kuprit (Cu_2O) a malachit ($\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$). Největší naleziště rud se koncentruje v místech Severní a Jižní Ameriky a Afriky. Měď může vzniknout z horkých roztoků, zvětráváním sulfidů mědi (Sejkora, 2005).

Vyskytuje se přirozeně ve vodním prostředí, sedimentech a půdním profilu. V půdě má měď nezbytné účinky, půda s malým obsahem mědi například není vhodná pro zemědělství. Je důležitá hlavně u nejpěstovanějších plodin jako je rýže a pšenice (copperalliance.eu/cz, 2017).

3.1.5 Měď v půdě

Výskyt mědi v půdách se pohybuje v rozmezí od 1 do 180 ppm. Rozlišuje se měď nevýměnná, která se nachází v minerálech a měď výměnná, která ale není tolik

významná a zaujímá jen cca 1% (Loučka, 2014).

Shromažďuje se zejména na povrchu, kde je humusová vrstva, což je způsobené slučováním s organickou hmotou a bioakumulací, ale také se to stává z důvodu používání pesticidů a fungicidů na zemědělskou půdu. To, jak se zde sloučeninám mědi daří, je odvozeno od pH půdy, kdy rozpustnost sloučenin mědi je nejmenší při pH 7–8 (Andráš, 2014).

3.1.6 Měď ve vodním prostředí

Měď můžeme najít v prostředí přirozeně, přijímáme jí například vdechováním, používáním pitné vody nebo s ní můžeme přijít do styku v souvislosti s potravou, ale i kožním kontaktem například pomocí šperků. Vyšší výskyt mědi antropogenního původu můžeme nalézt v blízkosti továren na měď a o ještě něco větší výskyt mědi nalezneme v místech její těžby. V domácnostech se s tímto problémem můžeme setkat u pitné vody, která může být znečištěná mědí z důvodu měděných vodovodních rozvodů, to se stává nejvíce, když voda delší časový horizont nevykazuje proudění a z tohoto důvodu je v mnohem větším styku s mědí. Velké množství mědi účinně váže tuhé částice nacházející se v prostředí a tím výrazně snižuje svou toxicitu (vodnihospodarstvi.cz, 2011).

3.1.7 Toxicita mědi

Základní pravidlo pro toxicitu těžkých kovů zní, že čím lépe se chemická sloučenina, v které se vyskytuje daný kov, rozpouští ve vodě po případně v tuku, tím větší je její toxicita (Heintz, 1991).

Nejdůležitější biochemickou úlohou mědi je podílet se na tvorbě hemoglobinu. Je nápomocná také při tvorbě kostí. Nejrizikovější práce, při kterých je možnost akutní otravy mědí, trpí zejména pracovníci v cementářském průmyslu, ve slévárnách, ale i například vinohradníci. Neblahý vliv má i na kosti a míchu, může vzniknout i osteoporóza. Zpomaluje se růst, narušením tkání vlasů a nehtů (Andráš, 2014).

Měď sama o sobě není tak jedovatá, jak se předpokládalo, nicméně dokáže negativně ovlivnit některé organoleptické vlastnosti vody, zejména chuť. Do podzemních vod se formy mědi (sulfidy) dostávají za příčiny rozkladu sulfidických rud. Do povrchových vod se pomocí člověka dostává měď hlavně z povrchové úpravy

kovů a obdobných průmyslů a také z použití algicidních preparátů na hubení řas a sinic nebo použitím pesticidů a fungicidů v zemědělství (Pitter, 2009).

Zvýšené množství mědi ve vodě poznáme podle toho, že voda má nahořklou chuť. Možné následky jsou bolest hlavy, břicha, zvracení nebo i průjem. Příznaky se mohou objevit přibližně po 15–60 minutách od požití závadné tekutiny. Nejnižší zaznamenaná hodnota mědi, při které vznikla otrava, byla 3 mg/l. U dětí však stačí pouze koncentrace 1 mg/l. Avšak dlouhodobý příjem mědi v rozmezí 1–10 mg/den nemá větší nepříznivý účinek na lidský organismus. Výjimkou mohou být osoby, které jsou nositeli genů Wilsonovy choroby anebo u dětí s idiopatickou jaterní cirhózou (vodnihospodarstvi.cz, 2011).

Naopak u zvířat účinek mědi není tak silný, zesiluje se v případě bakterií, plísní a nižších hub, z těchto důvodů se používá například modrá skalice na ošetření vinné révy (Loučka, 2014).

Pozitivní účinek mědi může být pozorován v ničení legionell v potrubí teplé vody. Povolení měděných rozvodů bylo v Praze v roce 1936 a rok dříve tomu tak bylo v Brně. Této možnosti využívali hlavně v lepších a významnějších budovách, například na Pražském hradě. V roce 1950 se z důvodu nedostatku mědi tento trend výrazně snížil. Po roce 1990 se staly tyto rozvody na trhu opět aktuálními, ale poříditi si je můžete za vysoké ceny. V současné době je odhadováno 5 % domácností, které disponují měděnými vnitřními vodovody (vodnihospodarstvi.cz, 2011).

3.1.8 Biologický význam

Měď má velký význam na živé organismy, a tím, že se nachází v potravě, má vliv i na zdravotní stránku organismů. Především ve stopovém množství je měď pro jakékoliv živé organismy velmi důležitá (arnika.cz, 2014).

Enzymy mědi mohou ovlivňovat řadu funkcí v lidském těle, například novou tvorbu kostní hmoty, krevtvorbu, ale zejména je pozorován její vliv na lidskou nervovou soustavu. Doporučená denní dávka je přibližně 1 mg. Tu můžeme docílit příjmem potravin, které obsahují zvýšené množství mědi. Mezi ně můžeme zařadit například játra, kakao, ořechy, houby, korýši a mořské plody. Nejvíce podpořit příjem mědi do našeho těla můžeme pomocí vitamínu nebo pití minerálních vod, ze kterých

dodáme do těla 0,1 – 1 mg mědi denně. Naopak pitná voda, která obsahuje vysoký obsah mědi, je už pro lidské zdraví mírně nebezpečná, stává se tak v důsledku koroze měděného potrubí. Nedostatek mědi se projeví anémií, ta se vyznačuje chudokrevností (vodnihospodarstvi.cz, 2011).

Neblahý vliv má i na kosti a míchu, může vzniknout i osteoporóza. Zpomaluje se růst, narušením tkání vlasů a nehtů. U dětí se může nedostatek mědi projevit Mankesovou chorobou (Andráš, 2014).

3.1.9 Výroba mědi

Vyrábí se z měděných rud a z toho co zbyde z mědi a jejich slitin. V nejrozšířenějších měděných rudách je měď v podobě sulfidu (chalkozín, chalkopyrit). Častou příměsí měděných rud je pyrit. Oxidačně redukční měděné rudy jsou například kuprit a tenorit, z uhličitánů můžeme zmínit malachit a azurit. Ruda se zpracovává nejvíce pomocí flotace a do hutí už jde jako koncentrát, u kterého je obsah mědi 20–30 %. Tyto koncentráty obsahují i jiné prvky, některé jsou žádoucí, jiné méně. Mezi žádoucí lze zařadit zlato, stříbro, kobalt, naopak nežádoucí prvky jsou arsen antimon a hlavně bismut. (Chvojka, 1971).

3.2 Wilsonova nemoc

Nemoc vznikne vlivem mědi na biologické systémy. Tato nemoc je však léčitelná, avšak ne vždy toto léčení má pozitivní konec, vzhledem k tomu, že diagnóza je většinou stanovena buď chybně, nebo až v pozdním stádiu. V lidském těle se nachází přibližně 80–150 mg mědi. Měď je v těle rozmístěna nerovnoměrně a k nejvyššímu vstřebávání mědi dochází v oblasti žaludku a horní části tenkého střeva. Na tento proces má hlavní vliv metaloprotein, konkrétně metalothionein. Dokáže také vázat a detoxikovat měď, což je důležité pro záchranu buňky. Měď se při tomto onemocnění hromadí v orgánech a také se uvolňuje do krevního oběhu. Příznakem lidí trpícím touto nemocí je vylučování mědi močí. Z genetické stránky je Wilsonova nemoc recesivně dědičné onemocnění, tedy onemocnění, které se nevyskytuje v každé generaci. Projevuje se třesem, většinou horních končetin, poruchou řeči a rovnováhy. Často je zde zakomponováno onemocnění jater. Psychiatrické příznaky jako jsou ztráta schopnosti se učit. Sexuální odchylky v chování jsou pouze vzácné a příliš se nevyskytují. Prvním příznakem nemoci je zvýšený obsah mědi v játrech, kde se u

zdravého jedince hodnoty pohybují okolo 25-50 $\mu\text{g/g}$ jaterní sušiny, nejvyšší hranice je 250 $\mu\text{g/g}$. U lidí s Wilsonovou chorobou jsou však tyto hodnoty až několikanásobně vyšší. U terapie jsou známé různé varianty, které se většinou kombinují navzájem, lze sem zařadit snížení obsahu mědi v dietě, zvýšením vyloučení mědi močí, vyloučení mědi stolicí, snížením resorpce mědi střevem, anebo radikálnější krok představuje transplantace jater. Na odstranění mědi močí se používá penicilamin, který zároveň přispívá k tvorbě metalothioneinu má však i své nevýhody, neboť se projevuje velkým počtem nežádoucích problémů spojených s jeho užíváním. Náhradním lékem může být i zinek (Rektor et Rektorová, 2003).

3.3 Právní úprava, hygienické limity

Limit pro ovzduší není u mědi stanoven, naopak limity pro vodu stanoveny jsou. Je dána nejvyšší mezní hodnota, tedy taková hodnota, při jejímž překročení není možné užít vodu jako pitnou. Pro měď u pitné vody je to 1 mg/l. Nařizuje jej vyhláška č. 252/2004 Sb. Tento limit je platný pro odebraný vzorek vody z kohoutku. Používá se zde metoda náhodného vzorkování, kdy se vždy odebere 1000 ml vody z neочиštěného kohoutku mezi 8:00 – 16:00. Zjistí-li se, že limitní hodnota mědi je překročena z důvodu vnitřního vodovodu, tak je vlastník povinen zajistit údaje o požití látky u spotřebitelů za dobu jednoho týdne. U balené kojenecké a pramenité vody je nejvyšší mezní hodnota 0,2 mg/l, což je pětikrát méně než u vody pitné. U balených přírodních vod se nejvyšší mezní hodnota pohybuje totožně s vodou pitnou. Oba tyto limity jsou nařízeny podle vyhlášky č. 275/2004 Sb. Dále můžeme nalézt limity u povrchových, podzemních a odpadních vod. U povrchových vod je tento limit 30 $\mu\text{g/l}$. U podzemních je o mnoho vyšší konkrétně 620 $\mu\text{g/l}$. U odpadních vod se rozdělují vody na těžbu a zpracování rud kde je tento emisní limit stanoven na 1 mg/l. Pro textilní průmysl, metalurgii a spalování odpadů je limit poloviční, tedy 0,5 mg/l (arnika.cz, 2014).

3.3.1 Limity pro půdu

Jsou navrženy pro předběžné limity látek a prvků, které jsou pro půdu rizikové. Řídí se podle vyhlášky 153/2016 sb. U běžných půd je tento limit nastaven na 60 mg/kg sušiny a u lehčích půd na 45 mg/kg sušiny (arnika.cz, 2014). U sedimentů je limitní hodnota určena na 100 mg/kg, a stanovuje se pomocí lučavky královské

(eagri.cz, 2009). U mědi i ostatních těžkých prvků zaznamenáváme také ohlašovací práh. U mědi se pohybuje mezi 50–500, záleží to na tom, kde se měď vyskytuje (arnika.cz, 2014).

3.4 Izotopy

Pod pojmem izotop si můžeme představit jádro atomu stejného chemického prvku, který je složen ze stejného počtu protonů, ale různého počtu neutronů, což způsobuje odlišné hmotnosti. Izotopní atomy mají s výjimkou izotopového jevu (je zanedbatelný) identické chemické vlastnosti. Izotopy chemického prvku se vyznačují různými vnějšími vlastnostmi. Většinou jsou tyto rozdíly rozděleny do dvou kategorií.

Rozdíly ryze jaderné – zde je primární jádro atomu, izotopy prvku se zde chovají velmi individuálně, liší se kvalitou a především počtem.

Rozdíly fyzikálně chemické – jsou zapříčiněny pouze odlišným počtem neutronů v jádru, to se poté projeví v rozdílné hmotnosti. Rozdíly v počtu jsou pouze nepatrné, takže se na první pohled může zdát, že jsou naprosto stejné. Obecně se toto označuje jako izotopní jevy (Cabicar, 1983).

3.5 Hmotnostní spektrometrie

Hmotnostní spektrometry mají tři hlavní části:

- iontový zdroj
- iontooptický systém, který dává možnost rozdělení iontů, na základě jejich specifických nábojů
- kolektor, který umožňuje registraci iontových proudů

Tento přístroj můžeme využít hlavně pro stanovení stopových prvků, a tak můžeme získat strukturu organických látek. Průběh plynných vzorků v hmotnostním spektrometru probíhá ve více fázích. V té první je vzorek vpuštěn do napouštěcího zařízení, odkud kapilárou pokračuje do spektrometrické trubice a poté do části, kde probíhá ionizace a kde se změni na ionty. Ty se pak slučují do svazků a jsou pomocí předpětí poslány směrem ke kolektoru. Všechny tyto části jsou závislé na vysokovakuovém zařízení, které má zde na starosti dodat potřebný tlak (v trubici

hmotnostního spektrometru tlak menší než 10^{-5} Pa a v iontovém zdroji minimálně tlak 10^{-4} Pa). Na iontový svazek mimo toto působí ještě magnetická energie, která díky svému sklonu, zapříčiní zakřivení drah iontů. A právě díky tomuto působení dojde k vyselektování určitých iontů, které dopadnou na kolektor.

Na základě iontových optických vlastností rozřazujeme spektrometry na 4 skupiny.

- Spektrometry s parabolickým zobrazením
- Spektrometry se směrovou fokusací iontového svazku
- Spektrometry s dvojitou fokusací iontového svazku
- Vysokofrekvenční spektrometry

Nezákladnější popis spektrometrů zahrnuje součin propustnosti a rozlišovacích schopností. Propustnost je dána intenzitou iontového svazku, který náleží hmotnosti za výstupní štěrbinou z iontového zdroje ke stejnému svazku před iontovým kolektorem. Propustnost se zejména určuje z konstrukce iontového zdroje. Rozlišovací schopnost je hmotnost iontu M a hmotnost iontu $M+1$, které můžeme od sebe rozlišit. Je zde kladen důraz na vysoké rozlišovací schopnosti, neboť ionty se zde liší až v tisícinách hmotnostních jednotek a vytvářejí takzvané multiplety (skupiny čar). Multiplety mají tři čáry, první slouží k určení hmotnosti, druhá k určení chemického složení a třetí k určení izotopového složení. Druhá a třetí čára má různé hodnoty. V Přístrojích, které nemají příliš dobrou optiku můžeme vidět pouze jednu čáru a až v případě použití lepšího přístroje se nám objeví přesné určení hmotností izotopů, které má velký význam pro analýzu organických látek (Cabicar, 1983).

4. Bioindikace a biomonitoring

4.1 Biomonitoring

Existuje mnoho tradičních metod, které se zabývají studiem kontaminace ovzduší, avšak jsou často finančně a časově náročné proto má stále rostoucí trend biomonitoring a metody založené na bioakumulátorech. Biomonitoring se nejdříve využíval k mapování oblastí a úrovni znečištění ovzduší. Nyní je kladen větší důraz na samotné životní prostředí, používá se k zjištění dopadu průmyslu a jeho škodlivých látek na lidský organismus. Biomonitoring je sledován pomocí srážek, frakcí a lékařské statistiky. Obecně se může brát jako využívání materiálů a organismů k vyhodnocení biosféry. Biomonitoring se využívá pro organismy a materiály, které jsou v dané oblasti stálé. Výhodou je, že se jedná o nenákladnou metodu, vzorky se dají snadno odebírat a není zde potřeba žádné drahé technické vybavení. Mezi indikátory lze zařadit mechy, lišejníky, stromové kůry, kde drsná kůra hromadí stopové prvky více než kůra jemná, kapradiny, jehlice, letokruhy stromů, trávy, půdy a kmeny stromů. Nejvíce jsou však používány mechy a lišejníky, které mají výhodu v tom, že nemění svoji morfologii v průběhu roku a vyznačují se dlouhověkostí. Metody sledování bioakumulace jde rozdělit do dvou skupin na aktivní a pasivní. Aktivní biomonitoring zahrnuje expozici dobře definovaných druhů za kontrolovatelných podmínek. Pasivní biomonitoring se vztahuje pouze na původní druhy. Kovy jsou silně koncentrovány v mechu a jednoduchý a levný postup odběru mechů nám umožňuje zahrnout do průzkumu vysoký počet lokalit odběru (Szczeplaniak et Biziuk, 2003).

V tomto článku jsme se zabývali kontaminací těžkých kovů v půdách v oblasti Číny, kde je tento problém velmi aktuální, za poslední dvě až tři dekády se tam tyto podmínky natolik zhoršily, že představují riziko pro lidské zdraví. Tento problém je hlavně ve starých průmyslových regionech a již vedl k nápravným zásahům ve formě vzniku politik, které se zaměřují na snižování úrovně znečištění. Přenos kontaminovaných látek z půdy do lidského těla může probíhat požitím, kontaktem s lidskou kůží, nebo inhalací. Velmi ohroženou skupinou obyvatel jsou děti (Qing et al., 2015).

4.1.1 Posouzení rizik na lidské zdraví

Posuzuje se podle tří expozičních cest: požitím, kontaktem s kůží a inhalací.

Jak se zjistilo v Čínském městě Ashan, hodnoty mědi zde byly značně nadprůměrné, a to i vůči ostatním průmyslovým městům, toto se dá zdůvodnit dlouholetou, až historicky průmyslovou specializací města. Nejvyšší koncentrace byly nalezeny u vzorků v oblasti ocelářského průmyslu. Ten může vést k emisím prachu obsahující toxické kovy. Když měď koreluje s dalšími těžkými kovy, jako jsou například zinek nebo olovo tak můžeme s jistotou říci, že se do životního prostředí dostalo antropogenní cestou (Qing et al., 2015).

4.2 Bioindikace

Hodnocení ekosystému slouží k pochopení vazeb mezi výskytem, a tím, jak se jednotlivé druhy chovají, morfologickými znaky a také populační dynamikou a toto vše zahrnuje biologická indikace. Její metody našly uplatnění v ekologickém monitorování, ale jejím hlavním cílem je zjišťování údajů prostřednictvím bioindikátorů (Nováková, 1970).

4.2.1 Principy bioindikace

Základní metodou je metoda odběru, odebrané vzorky však musí být homogenní, tudíž nemůžeme tuto metodu provádět tam, kde jsou nějaké stopové prvky organických či anorganických polutantů. Testovací druh rostliny či živočicha by měl splňovat určitá kritéria, jako jsou:

Výskyt v hojném počtu, jejich reakce na antropogenní vliv musí být včasná a zároveň se této reakci musí ubránit.

Musí mít rychlý metabolismus, protože jinak by se neprojeвили stopové prvky.

Dále zde patří délka života a rychlý sled pokolení a jejich snadná dosažitelnost je samozřejmě také výhodou (Dykyjová et al., 1989).

4.2.2 Vlastnosti bioindikátorů

Jsou bohatší na výskyt polutantů a je u nich stanovena hranice akumulace (Adams et kol, 1992). Zvláštní skupinou jsou takzvané biochemické indikátory, které by měli vlastnit schopnost včas varovat před nebezpečím (Hugget, 1992).

Pokud jsou využity markery, tedy bioindikátory, které slouží k zpřesnění

výsledků a jsou stanovitelné z krve či moči, tak nesmíme opomenout záznam biochemických změn v živých organismech, které má na svědomí určitá škodlivina. Zaznamenaná změna může mít kladný vliv na vyhodnocení škodlivin v životním prostředí, anebo odhad rizik s tímto problémem spjatých. Pro to abychom mohli určit, jak působí škodlivina na životní prostředí, tedy její odezvy, musíme využít vhodné bioindikátory nebo markery. Odezvy jsou buď biochemické, anebo fyziologické a týkají se samotného jednatelce nebo celkové toxicity na daný druh, společenství nebo celý ekosystém. Když odezva nastane, je to důkazem, že určitá škodlivina se v prostředí nachází již delší časový horizont a je natolik silná, že může tuto odezvu vyvolat. Jestliže se zkoumají pouze stopové prvky je nejlepším způsobem využití bílkovin, které poutají kovy jako například metalothioneiny. Ty nabízejí spoustu výhod, především ve vodním prostředí, avšak tato metoda není ještě zcela prozkoumána. Klíčové pro biomonitoring je zvolit si správné bioindikátory a markery, protože bez tohoto základního pravidla se nedá biomonitoring relevantně provádět a je to proto nezbytné pravidlo každého správného biomonitoringu (Howard et Evans, 1993).

4.3 Indikátory

4.3.1 Půda

Nejvyšší obsahy těžkých kovů v lesních půdách jsou zaznamenány v kambizemích, nejnižší v kyselých půdách. Koncentrace mědi se zvyšuje s hloubkou profilu a závisí také na struktuře půdy. Ovšem v některých kyselých půdách se může jednat o opačný efekt a koncentrace se může s hloubkou snižovat. Toto se dá kontrolovat pomocí pH půdy, obsahu železa, jílu nebo organické hmoty v půdě, což je specifické pro těžké kovy. Občas je těžké zjistit, jestli je znečištění antropogenního, či přirozeného původu. Koncentrace mědi v lesních půdách nevykazuje systematickou strukturu. Měď vykazuje kladný vztah k oxidu železa, a neutrální k oxidu křemičitému a hliníku a silně se váže k jílovým minerálům. V některých kyselých půdách může být měď mobilizována i za extrémně kyselých podmínek, například u podzolů. U akumulace těžkých kovů musíme vzít v potaz také roční období, to především souvisí s intenzitou srážek, který na toto mají vliv (Hernández et al., 2003).

V půdě probíhají běžné ekologické funkce, ale také je výborným prostředím

pro výzkum toxikantů. Půda se považuje za prostředí, které je velmi rozmanité na živé organismy zvláště na pedoflóru a pedofaunu. Probíhají zde vztahy mezi organismy a jedná se o plnohodnotný ekosystém. Půda slouží jako finální příjemce toxických a nebezpečných látek, které se nacházejí v suchozemském prostředí, proto je ideálním prostředím pro sledování celkové kontaminace životního prostředí v dané lokalitě. Půdní biota zde plní dvě funkce. Odbourává dané toxikační látky a na druhé straně je jimi výrazně ovlivňována. Půda je z toxického hlediska velmi riziková, protože pomocí kořenového systému se nebezpečné látky mohou dostávat dále do prostředí, po případně nachází cestu do potravního řetězce. Když chceme sledovat kontaminaci půdy těžkými kovy, využíváme chemické analýzy půd. Pro lesní půdy je optimálním ukazatelem humusová vrstva, hlavně proto, že se považuje za dlouhodobý ukazatel a dochází zde ke kumulaci nebezpečných látek a těžkých kovů. Slabinou této matrice jsou její půdní horizonty, které se promíchávají, a to může výsledky zkreslovat, zároveň také není optimální činnost půdních organismů a minerálních látek. Pro testování v půdní ekotoxikologii jsou využívány především mikroorganismy, hlístice, roupice, žížaly nebo chvostíky (Anděl, 2011).

4.3.2 Přirozené cesty průniku toxických látek do půdy

Jejich přirozený obsah není příliš vysoký, až díky antropogenním vlivům dochází k jeho velkému nárůstu, a to hlavně v humózním horizontu. Obsah rizikových prvků závisí na tom, kolik je v půdě minerálů, jak často probíhají zvětrávací procesy, a kolik se zde nachází jílu a humusu. Vstupují zde prvky primární (nerosty a horniny), anebo prvky sekundární (ze sopečné činnosti a atmosférických spadů) (Šarapatka, 2009).

Antropogenní cesty průniku toxických látek do půdy. Mezi hlavní příčiny kontaminace půdy patří metalurgický průmysl, nevhodné spalování paliv, automobilová doprava, průmyslové procesy jako je výroba cementu a skla, na čističce odpadních vod při spalování kalů, nebo v odpadovém hospodářství při špatném nakládání s odpady. Trochu odlišný, avšak nezanedbatelný způsob, je hnojení zemědělských ploch, kdy při používání pesticidů a fungicidů dochází k uvolňování toxických látek (Šimek, 2003).

4.3.3 Mechy

V posledních desetiletích byly mechy účinně použity jako bioindikátory těžkých kovů a dusíku. Průzkum mechů je prováděn pravidelně od roku 1990 ve 2 – letých intervalech. V roce 2010 bylo zjištěno, že těžké kovy se v meších nejméně nachází v severní Evropě a naopak nejvíce je postižena část jihu a východu Evropy. Od roku 1990, kdy se tento projekt začal provádět, bylo zjištěno, že koncentrace těžkých kovů pravidelně klesá, ale jsou zde i výjimky, kdy některé země mají spíše nárůst těchto hodnot (Harmens et al., 2010).

V České republice existuje 6 faktorů, které ovlivňují změny ve variabilitě obsahu kovů v meších. Pro měď platí pravidlo, že prudké změny ve variabilitě mědi obsažené v meších souvisí s výrobou a zpracováním ušlechtilé oceli (Sucharová et Suchara, 2004).

Výhody mechů spočívají v tom, že jsou velmi rozšířené a nenáročné na podmínky prostředí, a to i v průmyslových a městských oblastech. Kovové ionty zde snadno pronikají do buněčné stěny, nemají kořenový systém, takže veškeré látky zde pronikají pouze z atmosféry. Některé druhy mechů mají vrstvenou strukturu a produkují mrtvý organický sediment již během jednoho roku. Transport minerálů mezi segmenty je omezen z důvodu nedostatku vodivých pletiv. Mechy dokáží akumulovat kovy pasivním způsobem. Mechy mají dvě hlavní výhody pro atmosférickou depoziční studii. Kovy jsou silně koncentrovány v mechu a jednoduchý a levný postup odběru mechů nám umožňuje zahrnout do průzkumu vysoký počet lokalit odběru. Bylo prokázáno, že mechy a lišejníky jsou dobrými ukazateli znečištění ovzduší, ale ještě lepších výsledků je dosaženo použitím obou zároveň, kvůli jejich rozdílným vlastnostem se totiž navzájem doplňují. Je složité najít lišejníky, které mají stejné vlastnosti, protože rostou na různých stromech. Také mechy nejsou vždy nejlepší volbou z důvodu rozdílu vlhkosti, počasí a půdě na které rostou. Je nutné vyhodnotit souvislost mezi množstvím znečištěných látek a lidskou reakcí na tyto látky (Szczepaniak et Biziuk, 2003).

4.3.4 Lišejníky

Lišejníky se používají k identifikaci znečištění vzduchu hlavně v silně industrializovaných oblastech, jako například Ostravsko. Epifytické lišejníky

představují vhodný způsob odběru vzorků pro sledování atmosférické depozice kovů, protože nemají žádné kořeny či propracované kutikuly, což jim umožňuje absorbovat vlhkost a živiny výhradně z atmosféry. Jejich výhody spočívají v univerzálnosti, mohou se na nich provozovat zkoumání v jakémkoliv ročním období (Anděl, 2011).

Lišejníky jsou citlivé na přítomnost těžkých kovů v ovzduší. Jsou tvořeny z vláken houby a zelených řas nebo sinic. Řadí se mezi vřeckovýtrusné houby. Lze je vystopovat na různých typech substrátů a snášejí i extrémní podmínky. Pro bioindikační postupy se nejčastěji využívají epifytické lišejníky. Jejich růst ovlivňuje teplota, světlo, voda a také koncentrace toxikantů v ovzduší, ke kterým jsou lišejníky mnohem náchylnější než ostatní zástupci flory (Anděl, 2011).

Tato větší citlivost je způsobena snadnějším přístupem imisí, stavbou stélky lišejníků, která není vybavena nepropustnou kutikulou, nestabilní vodní bilancí lišejníků, nízkou fotosyntetickou činností a podvojnou podstatou lišejníků. Je zde řada postupů, které se za dobu 150 let co jsou lišejníky monitorovány, vykrytalizovala. To ale vedlo ke snížení počtu lišejníků. Z toho můžeme vyvodit, že v budoucnu se lišejníky budou nejspíše používat pouze pro experimentální modelové postupy (Anděl, 2011).

Jejich raritou je, že jsou složeny ze dvou na sebe navazujících komponentů a tu tvoří houba a řasa. Jsou rozděleny na ty lišejníky, které jsou schopny reagovat na jakoukoliv změnu v životním prostředí. Ty jsou mnohem vzácnější než druhá skupina, takzvané toxiko tolerantní lišejníky. Je to organismus, kde platí symbióza řasy a houby a také se zde vytváří stélka. Tato symbióza umožňuje mechům obývat i jinak velmi nepříznivá až extrémní stanoviště (Kalina et Váňa, 2010).

4.3.5 Sníh

Vzorky sněhu jsou osvědčené jako nejvíce relevantní ukazatele pro sledování výskytu těžkých kovů. Lišejníky můžeme použít pro místní, ale i pro vzdálenější zdroje znečištění, a to i dlouhodobě. Mezi hlavní formy mokré atmosférické depozice jsou vertikální (déšť a sníh) a horizontální depozice (mlha a led). Sníh je považován za ideální prostředek pro sledování depozice znečišťujících látek z atmosféry a odběr vzorků sněhu umožňuje geochemické skenování velké plochy a poskytuje informace,

pokud jde o aktuální znečištění ovzduší. Sníh je odkázán na roční období a měření akumulace těžkých kovů tedy probíhá jen v zimním období. Obecně platí, že sněhové vločky hromadí více anorganických znečišťujících látek z ovzduší než dešťové kapky, protože jejich plocha je několikanásobně větší. Bylo prokázáno, že znečištění se snižuje v době prázdnin, kdy lidé odjíždějí pryč a není zde tolik automobilového průmyslu, a naopak se zvyšuje v zimě kdy jsou lidé nuceni topit často velmi škodlivými produkty. Obecně platí, že sníh je lepším bioindikátorem pro kratší dobu, a naopak lišejníky pro dobu delší (Francová et al., 2017).

4.4 Hodnocení zátěže rizikových prvků

Je nutno na začátek zmínit, že pro organismus se může stát každý prvek, prvkem rizikovým, a nezáleží na tom, jestli se v prostředí vyskytuje ve sloučeninách nebo ve volné formě. Pro lidský organismus a negativní dopad na něj se musí vzít v potaz především množství prvku, schopnost prvku vytvářet koordinační vazby a v neposlední řadě jeho resorpční schopnost a poločas rozpadu. Bertrandův zákon nám říká, že každý prvek je toxický, pokud působí v dostatečném množství a dostatečně dlouhou dobu na daný objekt (Bencko et al., 1995).

Existují 4 základní kategorie podle posuzování negativního vlivu na samotného člověka. Měď spadá do třetí kategorie, ve které jsou látky, které je doporučeno zkoumat a vyhodnocovat na národní až mezinárodní úrovni. Jedná se o početnou skupinu látek, které se vyskytují ve stopovém množství. Jejich primárním zdrojem je průmysl a spalování fosilních paliv nebo nesprávné nakládání s odpady (Blažek et al., 1981).

4.5 Metodický pokyn MŽP

Byl vydán roku 2013 ministerstvem životního prostředí a zabývá se indikátory znečištění zemin, podzemní vody, půdního vzduchu a antropogenně ovlivněných lokalit. Určuje limity a sleduje, zda nejsou překročeny pomocí monitoringu. Hodnoty vycházejí z americké agentury na ochranu životního prostředí USEPA (agentura pro ochranu životního prostředí spadající pod federální vládu Spojených států amerických). Ta vyhláší takzvané screeningové hodnoty, které slouží k posouzení, zda kontaminace v půdě, vodním prostředí nebo atmosféře překročila daný limit, a jestli jsou zde potřebné zásahy pro nápravu. RSL jsou další hodnoty se kterými se

v metodickém pokynu pracuje. Jsou to hodnoty, pracující na bázi přímé expozice. Jsou proto využitelné hlavně pro ty složky, které se používají přímou expozicí jako je například pitná voda. Indikátory znečištění se využívají hlavně pro lokality, které mají ve svém okolí zdroj potencionálního znečištění a hrozí zde únik toxických látek do daného ekosystému, anebo při nahodilé situaci jako je například havárie. Hodnota indikátorů znečištění zemědělských půd je u mědi 41000 mg/kg sušiny, u ostatních ploch pouze 3100 mg/kg sušiny, to je způsobené tím, že u zemědělské půdy jsou využívány pesticidy a fungicidy, které toto číslo zákonitě zvyšují. U podzemní vody je tato hranice 620 µg/l (mzp.cz, 2013).

5. Metodika

5.1 Popis Ostravska

Ostrava se prezentuje jako velmi průmyslové město s rozsáhlými sídelními prostory. Je největším městem v kraji Moravskoslezském. Patří mezi 3 největší města České Republiky spolu s Brnem a Prahou. Opravdovým centrem těžkého průmyslu se stala po roce 1945, kdy se zde začalo těžit uhlí, železo a ocel. Tyto odvětví způsobují velký podíl prašnosti ve městě (ostrava.cz, 2016). První zmínka o uhlí na území Ostravy pochází z roku 1763, našlo se na území Polské Ostravy. (Klát, 2002). Zezačátku však těžba uhlí nebyla zdaleka tak populární a rozkvět tohoto odvětví nastal až ve druhé polovině 19. století (Bakala et Jiřík., 1993). V první polovině 20. století se začaly budovat koksovny mezi nejznámější tehdy patřily Karolina, Ignát nebo František (Pavlica, 1990). Likvidace dolů a ústup od těžby můžeme zařadit do doby okolo roku 1990, kdy v populaci docházelo ke změnám v prioritách a poptávka po uhlí značně klesla (Klát, 2002). Od roku 1989 byl ústup lidí z průmyslového sektoru velmi výrazný, a to přibližně o 200 %. Naopak v terciálním sektoru služeb byl tento trend opačný docházelo tak k postupné transformaci regionu. Ta zde začala v roce 1994 po definitivním ukončení těžby černého uhlí (Hruška et al., 2011).

V dnešní době jsou zde dvě hlavní místa, kde se koncentruje těžký průmysl a jsou to Kunčice, zde se nachází firma Arcelormittal a Vítkovice kde je Evraz Vítkovice. Již zde není žádný funkční důl, nejbližší se nachází na území Paskova (Sucháček, 2006).

5.2 Popis lokalit

Odebírali jsme vzorky z celkem 13 lokalit v okolí Ostravska.

Poruba- Ostrava

Obec se nachází na okraji Ostravy v napůl industriální zóně, patří k méně znečištěným oblastem v okolí Ostravy. Nepříznivý vliv zde má zástavba a hojně rozšířený automobilový průmysl. Vzorky byly odejmuty na okraji města poblíž místní silnice.

Klimkovice

Obec se nachází na západ od Ostravy. Podle počátečních odhadů by se mělo jednat o nejméně znečištěnou lokalitu ze všech sledovaných odběrných míst. Vzorky byly získány z listnatého lesa.

Paskov

Jedná se o průmyslovou oblast nacházející se na samém okraji Ostravy. Poblíž se vyskytuje společnost Biocel a.s., která se specializuje na výrobu viskózní buničiny pro textilní průmysl. Vzorky byly odebrány přímo v obci, z udržované zeleně.

Dubina

Je částí městského obvodu Ostrava – jih. Tvoří ji především sídliště. Vyznačuje se hustou zástavbou s ne příliš výrazným přírodním bohatstvím. Vzorky byly získány přímo ze zeleně nacházející se uprostřed sídliště.

Nová – Bělá

Je situována na jižním okraji Ostravy. Převažuje zde vesnická zástavba s absencí panelových domů a sídlišť. Vzorky byly získány v okolí místního potoka.

Ostrava – Přívoz

Jedná se o památkovou zónu, ležící na území Ostravy. Dříve se jednalo o velmi průmyslové město, ve kterém se nacházela největší koksovna v Ostravě. Vzorky byly odebrány v městské zeleni nedaleko silnice.

Ostrava – Radvanice

Jedná se o velmi historickou obec. Nachází se zde důl Ludvík na těžení uhlí, které se zde těží od roku 1912. Nachází se zde koksovna, která negativně ovlivňuje

ovzduší, jak v obci, tak i v přilehlých oblastech. Obec se nachází proti směru větru za ArcelorMittalem, největším producentem oceli na světě. Dle studie vysoké školy báňské v Ostravě způsobuje tento podnik největší znečištění ovzduší na Ostravsku. Padlo zde již mnoho žalob na překračující limity. Obyvatelé Radvanic jsou z tohoto důsledku postiženi až o 800 % větší pravděpodobností nádorového onemocnění. I přes značné protesty se tato firma nevzdává, a naopak začíná budovat nové pobočky koksovnu a zinkovnu (Radová, 2014, Frankbold.org, 2008).

Vzorky byly odebrány z místního remízku na okraji pole

Havířov – Šumbark

Místo je ovlivněno průmyslem v Ostravě, část města Šumbark patří mezi nejvíce znečištěná místa na Havířovsku. Dominuje zde hustá zástavba s nově vybudovaným sídlištěm. Jako odběrné místo byla určena zeleň přímo na území sídliště.

Petřvald

Tato městská část se nachází v okrese Karviná, hlavní problém obce je spojený s topením pomocí špinavých paliv. Vzorky byly odejmuty před místním domem kultury.

Orlová

Město nacházející se na území Karviné. Znečištění do města přichází hlavně z Ostravska, ale také z nedalekého Polska. Přímo v obci může za znečištění především automobilová doprava a spalování nekvalitního uhlí, obě tyto kategorie znečištění se regulují velmi složitě. Je zde hlavně problém s rakovinotvorným benzo - pyrenem. Vzorky byly odebrány v listnatém lese až na samém okraji města (Baroch, 2010).

Stonava

Obec nacházející se na území Karviné, převažuje zde vesnická zástavba. Vzorky byly odejmuty poblíž místního potoka.

Bohumín – Skřečůň

Je to část města Bohumín. Zde je komplikace znečištění ovzduší spojena s hutními společnostmi na Ostravsku, kdy při převládajícím jihozápadním větru jsou

tyto toxické látky přenášeny. Dále je zde opět problém s topením méně kvalitními palivy i hnědým uhlím. Posledním nezanedbatelným faktorem je opět doprava. Pro odběr vzorků byl využit extenzivní sad.

Ostrava – Mariánské hory

Lokalita se nachází uprostřed Ostravy. Je spojena s městskou částí Hulváky, kde se nachází areál Vítkovice steel, která má jistě negativní vliv na životní prostředí, ale nedosahuje zdaleka takových rizikových hodnot jako například ArcelorMittal. Vzorky byly odebrány z místního lesoparku nacházejícího se v husté zástavbě.

5.3 Indikátory použité ve výzkumu

5.3.1 *Physcia tenella* (terčovník tenounký)

Je možné ji spatřit na horninách a také obrůstá kůru listnatých i jehličnatých stromů. U stélky jsou charakteristické malé laloky, které mají našedivělou barvu a jsou zahnuté. Řadí se mezi toxitolerantní druhy. Tento druh lišejníků je velmi rozšířen v městských částech (Antonín, 2006).

5.3.2 *Hypnum cupressiforme* (rokyt cypřišovitý)

Jeho porosty jsou velmi obsáhlé, převládá sytě zelená barva. Je velmi rozšířený v České republice, kde se jedná o jeden z nejčastějších mechů. I ve světě je velmi známý pro své nenáročné podmínky k přežití. Vyskytuje se hlavně v lesích, kde roste prakticky všude, na kůře, mrtvém dřevě nebo kamenech a skalách. Vysoká nadmořská výška mu nevádí, ale dokáže růst i v nížinách. Jde podle něho poznat humus, který má problémy s rozkladem (gruneliga Osterzgebirge, 2007).

5.4 Příprava vzorků

5.4.1 Metoda 3015a

Tato metoda byla použita pro rozklad vzorků. Je určena pro rozpouštění kalů, sedimentů, půdy a oleje pro velké množství prvků mezi něž řadíme i měď. Slouží pro kyselinový rozklad a byla používána pro naše výsledky. Extrahovaný vzorek se rozpouští v kyselině dusičné za použití mikrovlnné trouby, kde se utěsňuje a po určité době se tyto vzorky zahřívají a ochlazují. Poté se obsah odfiltruje a nechá se usadit. Následně se zředí na požadovaný objem, aby se mohla provést analýza vzorku.

Každý vzorek byl analyzován v duplikátu.

5.4.2 Lišejníky a mechy

Prvním úkolem při tomto pokusu bylo jednotlivé vzorky lišejníků z daných lokalit rozdrtit v keramickém hmoždíři. Lišejníky se očistily pomocí pinzety od zbytků půdy a jiných organických nečistot. Poté se nadrcená směs přesunula do mikro zkumavek o objemu 5 ml. Na analytických vahách byl každý vzorek navážen na $0,25 \pm 0,005$ g. Poté následoval kyselinový rozklad vzorků. K naváženému vzorku se postupně přidalo 9 ml kyseliny dusičné (65% koncentrace), 3 ml kyseliny chlorovodíkové (koncentrace 37%) a nakonec 1 ml kyseliny fluorovodíkové (koncentrace 37%). Rozklad vzorků probíhal v zařízení na mikrovlnný rozklad podle metody EPA 3051a. Po rozkladu vzorků následovalo odpařování v PFA nádobkách Savillex. Poslední fází byla příprava a ředění prvků na analýzu. Odpařené vzorky byly zředěny 25 ml demineralizované vody a přefiltrovány přes stříkačkové filtry. Analýza prvků byla provedena na hmotnostním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem.

5.4.3 Půda

Nejdříve byla půda důkladně vysušena na vzduchu, poté se na co nejvíc jemné částice nadrtla v keramickém hmoždíři. Navážka $0,250 \pm 0,005$ se přesunula do PFA patron, které slouží k mikrovlnnému rozkladu. Následně bylo přidáno 9 ml kyseliny dusičné, 3 ml kyseliny chlorovodíkové, a nakonec 1 ml kyseliny fluorovodíkové. Rozklad vzorků probíhal v zařízení na mikrovlnný rozklad podle metody EPA 3051a. Byl odpařen rozložený vzorek do sucha a následovalo rozředění, ke kterému bylo potřeba 25 ml demineralizované vody. Filtrace probíhala pomocí stříčkového filtru. Analýza prvků byla provedena na hmotnostním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem.

5.4.4 Sníh

Vzorky sněhu byly odpařeny při 65°C až na konečný objem 50 ml. Další postup se shodoval s postupem u lišejníků a mechů.

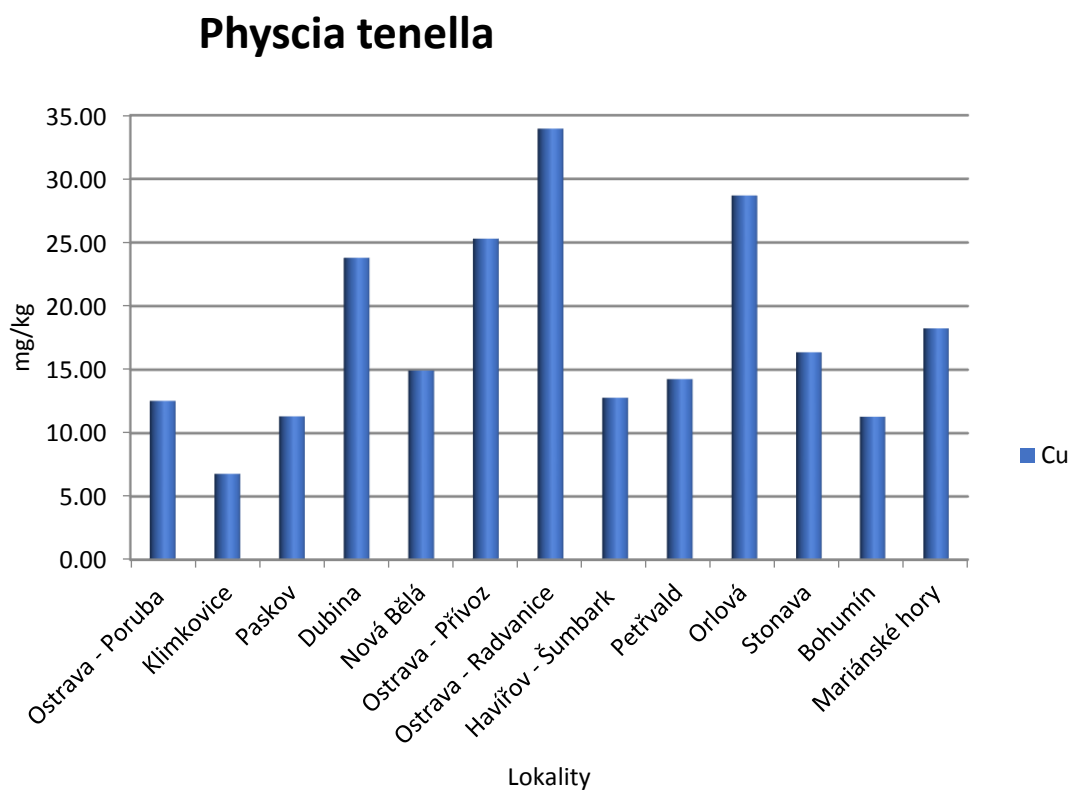
6. Výsledky

6.1 Lišejník

Výsledky analýzy lišejníků prováděné v 13 lokalitách na Ostravsku. Na obrázku. č. 1 Grafické znázornění koncentrace mědi v lišejníky *Physcia tenella*, byla měřena koncentrace mědi ve vzorku, jedná se o průměr ze dvou replik. Měď je zde vyjádřena v mg/kg.

Nejvyšší koncentrace mědi byla zaznamenána v lokalitě Ostrava - Radvanice (33,95 mg/kg), kde vzorky lišejníků byly odebrány na remízku u okraje pole. Významnější podíl mědi ve vzorcích byl zaznamenán v lokalitách Orlová a Ostrava – Přívoz a Dubina v rozmezí 23,79 – 28,69 mg/kg. Naopak nejmenší podíl mědi v lišejnících byl zjištěn v lokalitě Klimkovice (6,787 mg/kg). Tato lokalita byla již na začátku výzkumu považována za potencionálně nejméně znečištěnou oblast. Další nejméně znečištěné oblasti byly Bohumín s koncentrací mědi 11,31 mg/kg a Paskov 11,34 mg/kg. U ostatních lokalit se hodnoty pohybovaly v rozmezí od 12,55 do 18,25 mg/kg. Celkový průměr ze všech 13 lokalit byl 17,72 mg/kg.

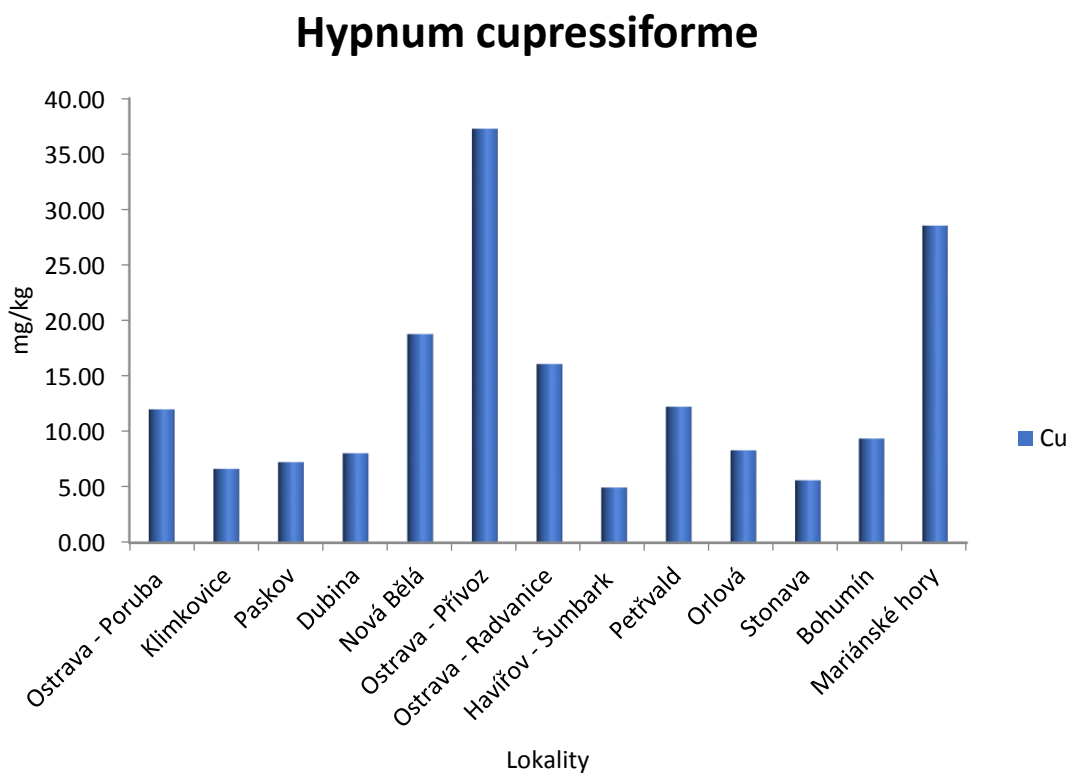
Obr. č. 1 Grafické znázornění koncentrace mědi v lišejníky *Physcia tenella*, zdroj: autor



6.2 Mech

Největší koncentrace mědi v meších byla zaznamenána v lokalitě Ostrava – Přívoz (37,26 mg/kg). Druhou oblastí, kde byl nalezen vysoký obsah mědi, jsou Mariánské hory konkrétně se jednalo o koncentraci 28,56 mg/g. U Klimkovic bylo opět potvrzeno, že se jedná o velmi málo znečištěnou oblast a koncentrace mědi v meších zde byla pouze 6,67 mg/kg. Nejméně mědi v meších bylo nalezeno v lokalitě Havířov-Šumbark (4,98 mg/kg). Také v oblasti Stonava byla naměřena malá koncentrace mědi (5,64 mg/kg). Naopak Nová Bělá (18,82 mg/kg) a Ostrava – Radvanice (16,13 mg/kg) patřily mezi lokality s vyšším znečištěním. U ostatních oblastí se koncentrace mědi v meších pohybovala v rozmezí od 7,28 mg/kg do 12,28 mg/kg. Celkový průměr koncentrace mědi z 13 sledovaných lokalit činil 13,50 mg/kg.

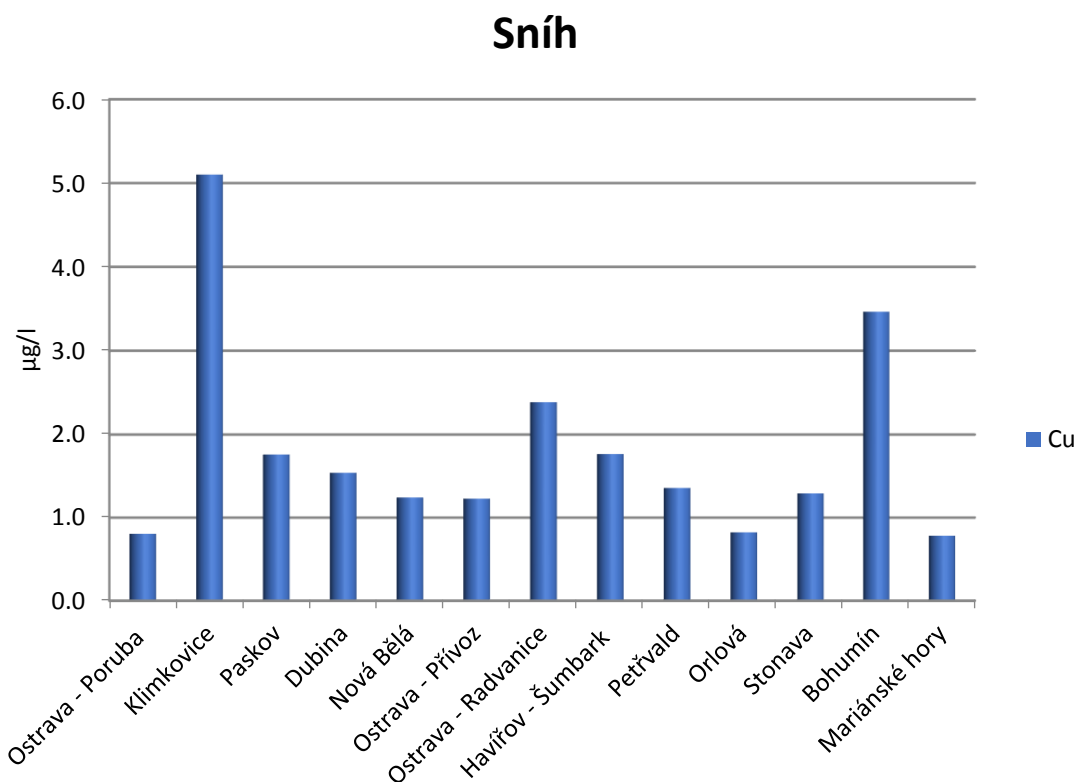
Obr. č. 2 Grafické znázornění koncentrace mědi v mechy *Hypnum cupressiforme*, zdroj: autor



6.3 Sníh

U tohoto indikátoru nejméně znečištěné oblasti ve výzkumu, dosáhli naopak nejvyšší koncentrace. Největší koncentraci mědi ve sněhu obsahují lokality Klimkovice a Bohumín, což jsou místa, která platila za nejméně znečištěné lokality. Avšak tato koncentrace mědi není nijak závažná, v případě Klimkovic je to 5,1 $\mu\text{g/l}$. V Bohumíně dosáhla hodnota znečištění 3,5 $\mu\text{g/l}$. Za nimi se nachází Ostrava – Radvanice, potencionálně podle výsledků nejvíce ohrožená oblast s koncentrací 2,4 $\mu\text{g/l}$. Nejmenší koncentrace dosahují lokality Mariánské hory, Ostrava – Poruba a Orlová, shodně vykazují hodnotu 0,8 $\mu\text{g/l}$. Ostatní lokality se nacházejí v rozmezí 1,2 až 1,8 $\mu\text{g/l}$. Celkový průměr ze všech sledovaných lokalit dosáhl 1,82 $\mu\text{g/l}$.

Obr. č.3. Grafické znázornění koncentrace mědi v sněh. Zdroj: autor



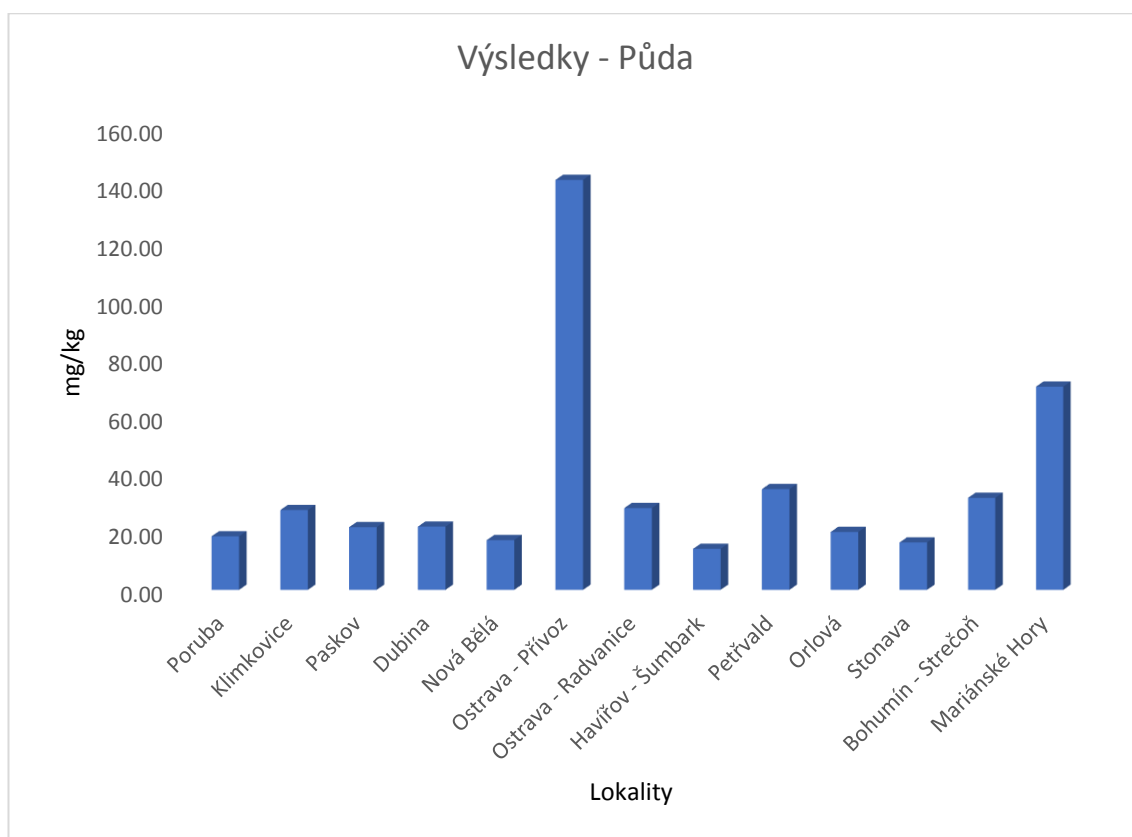
6.4 Půda

Jako nejvíce znečištěná lokalita ve výzkumu vyšla Ostrava – Přívoz kde do 7 cm hloubky se nacházela koncentrace mědi 113,54 mg/kg, v hloubce od 7 - 27 cm už, ale tato koncentrace skoro dvojnásobně stoupla na 203,47 mg/kg od 27 cm a hlouběji se tato hodnota zase snížila na 109,45 mg/kg. Druhá lokalita, která měla ve výzkumu zjištěnou nadprůměrnou koncentraci mědi v půdě byly Mariánské Hory, kde do 10 cm hloubky byla zaznamenána koncentrace 67,63 mg/kg, se vzrůstající hloubkou tato koncentrace postupně klesala, až v hloubce 30 cm dosahovala jen 30,74 mg/kg, avšak od hloubky 45 cm a níže tato koncentrace prudce zvýšila na 137,08 mg/kg. Bohumín – Skřečoš a Petřvald jsou oblasti kde se zvýšená kontaminace projevuje hlavně v horní vrstvě půdy. Se zvyšující hloubkou se výrazně snižuje, její pokles je až třínásobný. Nejmenší koncentrace mědi v půdě dosáhla lokalita Havířov – Šumbark, kde v 0-10 cm dosáhla 12,18 mg/kg, v 10-30 cm 15,5 mg/kg a v hloubce 30 a víc cm 14,94 mg/kg. Podobné znečištění bylo zaznamenáno i v oblasti Stonava, kde v hloubce 0-10 cm je 18,99 mg/kg a v hloubce větší než 45 cm dokonce pouze 12,81 mg/kg. Ostatní lokality se vešly do rozmezí mezi 15,08 mg/kg až 57,45 mg/kg, která byla naměřena

v Klimkovicích v hloubce 15–30 cm.

V grafu č. 4. grafické znázornění koncentrace mědi v půda byly zprůměrovány všechny hloubky odběru vzorků v dané lokalitě. Výsledná koncentrace mědi je tedy průměrem ze všech vzorků odebíraných v dané lokalitě. Nejvyšší průměrnou koncentraci zde zaznamenala lokalita Ostrava – Radvanice (142,16 mg/kg), která dosáhla dvojnásobného znečištění než další velmi znečištěná oblast Mariánské Hory (70,41 mg/kg). Poté už průměrná koncentrace mědi v dalších lokalitách velmi klesala. Za znečištěné lokality se ještě považují Petřvald (34,89 mg/kg) a Bohumín – Strečoš (31,87 mg/kg). Naopak nejmenší znečištění bylo zaznamenáno v lokalitách Havířov – Šumbark (14,20 mg/kg) a Stonava (16,41 mg/kg). Ostatní oblasti se nacházejí v rozmezí od 17,23 mg/kg do 28,32 mg/kg. Celkový průměr ze 13 lokalit na Ostravsku vyšel 35,79 mg/kg.

Obr. č. 4 Průměrné Výsledky vzorků půdy Zdroj: autor



6.5 pH půdy

pH půdy se pohybovalo v rozmezí 3,16, které bylo naměřeno v oblasti Klimkovice v 50 cm, naopak nejvyšší pH vyšlo u půdy v oblasti Ostrava – Přívoz a to konkrétně 7,27 v hloubce 0-7 cm. pH půdy se s ohledem na hloubku odběru příliš neměnilo, ale našli se zde i výjimky. Jednou z nich je oblast Dubina, kde pH v 35 cm bylo 7,03 a hlouběji již klesla na 4,75. Nelze jednoznačně potvrdit, že pH půdy klesalo či rostlo v závislosti na hloubce odběru. Výsledky naznačují, že je to velmi individuální a v některých oblastech došlo se zvětšující se hloubku k poklesu u jiných se naopak pH zvýšilo.

Tabulka č.1. - průměrné pH půdy v daných lokalitách

Lokality	Průměrné pH
Poruba	5,49
Klimkovice	3,34
Paskov	7,02
Dubina	6,20
Nová Bělá	3,94
Ostrava - Přívoz	7,22
Ostrava - Radvanice	6,17
Havířov - Šumbark	6,36
Petřvald	6,07
Orlová	6,16
Stonava	5,36
Bohumín - Strečoň	5,03
Mariánské Hory	6,74

7. Diskuze

Těžké kovy v městských oblastech jsou velkým problémem a také bohužel častým jevem, vyskytují se převážně v půdách, které můžeme použít jako bioindikátory. Toxické kovy se do půd dostávají z průmyslového odvětví, spalování uhlí, z automobilů a také z likvidace komunálních odpadů. Kumulace těžkých kovů v městských půdách může vést ke zhoršení celého půdním ekosystému, ohrožuje tak lidské zdraví, a vytváří další environmentální problémy. Z tohoto důvodu kontaminace těžkých kovů v půdě je stále častějším předmětem zájmu v městském životním prostředí.

7.1 Kontaminace na Ostravsku

U výsledků z lišejníku se u oblasti Orlová zjistila vysoká koncentrace mědi. Tato hodnota by mohla být způsobená přítomností nedaleké průmyslové zóny na Karvinsku, neboť analýza lišejníků především ukazuje znečištění atmosférickými depozicemi. Lišejníky nemají kořenový systém, a tak se zde znečištění z atmosféry nemůže splést s jinými možnostmi, například znečištěním pocházejícím z půdy. Také zde hraje roli fakt, že se tato lokalita nachází v městské zástavbě. U Radvanic mohla hrát svoji roli také výrobní oceli ArcelorMittal, neboť se tato obec nachází po směru větru za tímto průmyslovým magnátem. Tímto výzkumem byla potvrzena hypotéza o prostorovém složení mědi.

Ostrava – Přívoz byla oblastí kde hodnota koncentrace mědi v meších dosahovala vysokých hodnot (37,26mg/kg). U této lokality se tedy potvrdilo, že patří k nejvíce znečištěným oblastem na území Ostravska. Vysoké koncentrace zaznamenala mědi zaznamenala také u vzorku lišejníků. Naopak u Mariánských hor koncentrace mědi v lišejnících nebyla zdaleka tak vysoká, ale u mechů patřila k nevyšším ve sledovaných lokalitách. Možnou příčinou je akumulace mědi za delší dobu, neboť oblast odebrání vzorku byla v místním lesoparku v husté městské zástavbě a jsou zde poblíž dvě významné koksovny: Jana Šverma a Svoboda, které jsou v provozu již delší dobu.

V případě výsledků sněhu byla u Klimkovic naměřena nezvykle vysoká hodnota (5,1 µg/l). Nejspíše se jedná o nahodilou anomálii, kdy se mohla stát havárie

nebo někdo mohl použít nevhodné palivo do lokálního vytápění v čase našeho výzkumu, neboť u jiných sledovaných indikátorů se hodnoty v této obci jevily jako nejpříznivější k životnímu prostředí.

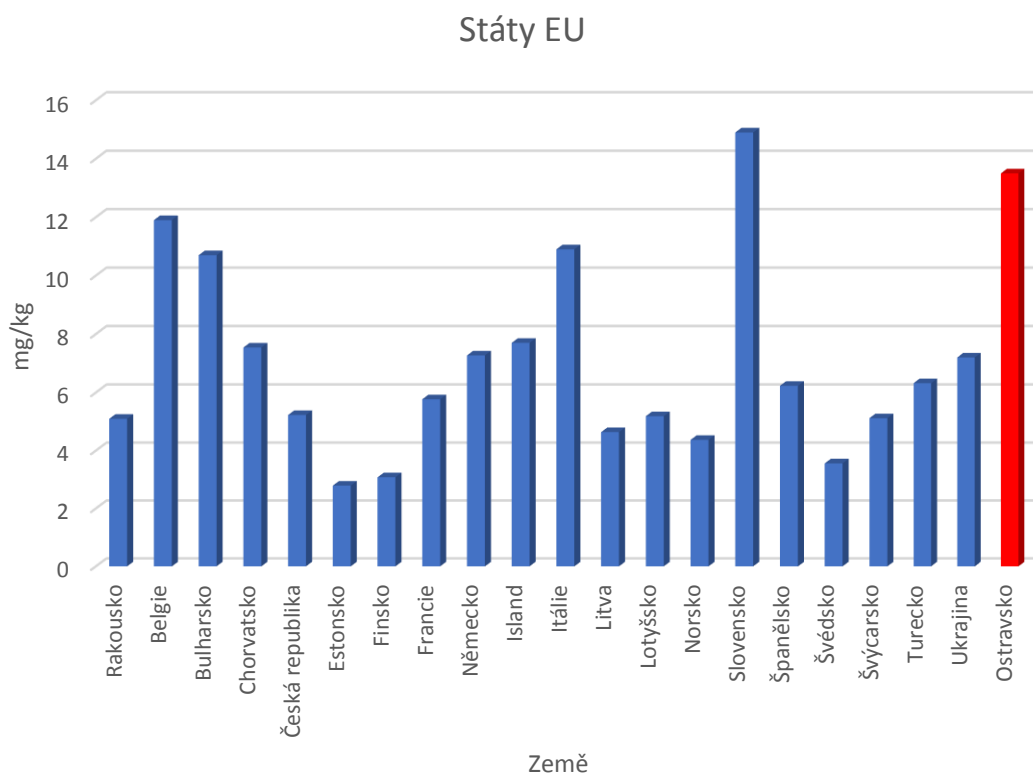
U výsledků půd se u Ostravy-Přívoz našla zvýšená koncentrace mědi až o více než 100% oproti ostatním lokalitám, což jen potvrzuje výsledky u mechů a lišejníků v této lokalitě, kde bylo zjištěno, že tato oblast je nejvíce znečištěná ze všech sledovaných lokalit. Tyto výsledky mohly být ovlivněny přítomností nedaleké teplárny, která je již v provozu více než 100 let a také nedaleké koksovny Svoboda. U Mariánských Hor, kde kontaminace mědi dosahovala také vysokých hodnot, byla nejspíše způsobena místní koksovnou Jana Šverma. Svůj podíl na znečištění měly i místní závody BorsodChem MCHZ, s.r.o, která se zabývá výrobou organické chemie.

7.2 Kontaminace ve světě

V roce 2005 bylo zjištěno, že nejnižší koncentrace těžkých kovů v meších byla nalezena ve Skandinávii, Pobaltí a severní části Spojeného Království. Koncentrace těžkých kovů byla obecně vysoká u oblastí s hustým osídlením. Nejvyšší koncentrace se nacházela na území Belgie a v jihovýchodní Evropě. Toto monitorování je důležité z hlediska ochrany životního prostředí. Koncentrace těžkých kovů jsou velmi odlišné v daných zemích. Je potřeba zjistit co v dané zemi nejvíce přispívá k vysoké koncentraci těžkých kovů v meších a tento zdroj omezit nebo jej, pokud je to možné odstranit.

Celosvětový průměr mědi v meších klesl od roku 1985 do roku 2010 téměř o 25% z 8mg/kg na 6,1 mg/kg, což je především příčina boje proti spalování nevhodných paliv a zpřísnění limitů pro průmyslovou výrobu. Na tento pokles může mít i pomalý přechod z konvenčního na ekologické zemědělství, kde se již nevyužívají pesticidy a fungicidy. Výraznou roli zde sehrál pokrok v technologiích. Například využití lepších filtrů nebo přechod z uhlí na plyn. Od roku 1990 do roku 2005 tento pokles činil dokonce 29%.

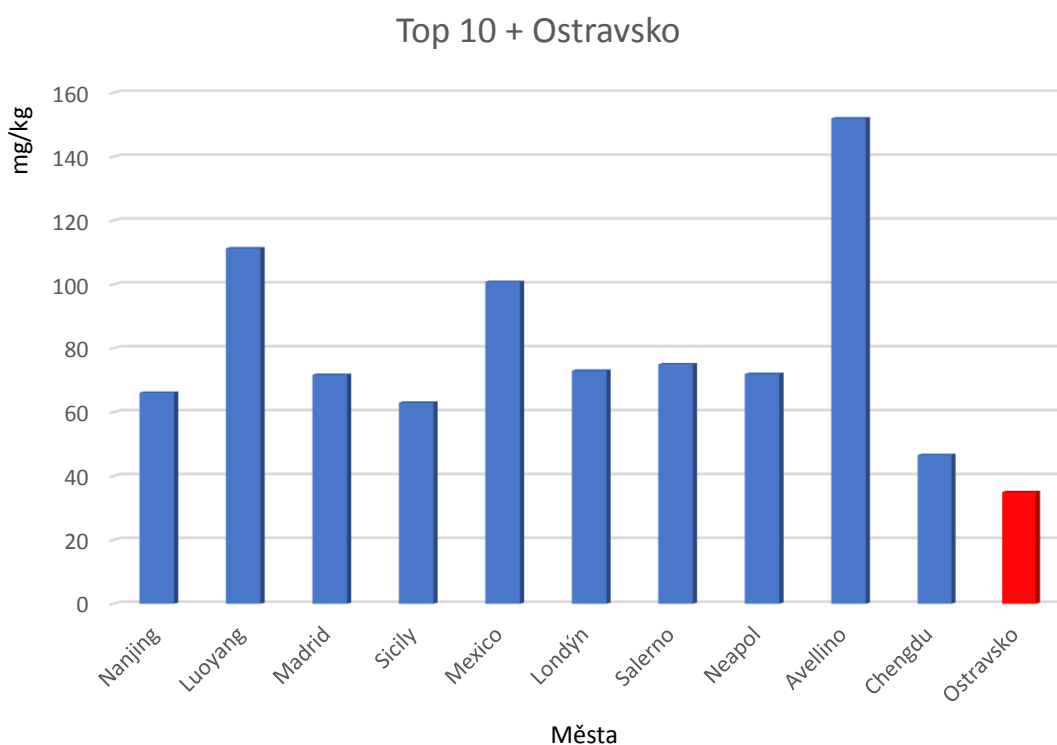
Obr. č. 5. Graf ukazující průměrnou kontaminaci mědi v meších u států Evropy. Zdroj: Harmens et al, 2010.



Na pravé ose grafu je vyznačená průměrná koncentrace mědi v meších v mg/kg. Největší koncentraci dosáhlo Slovensko, poté Belgie, která se pokládá za zemi, kde je obecně velká koncentrace těžkých kovů. U Itálie je vysoká koncentrace dána především určitými oblastmi jako je Avellino nebo Neapol, a také četným výskytem sopek. Česká Republika se svojí koncentrací (5,23 mg/kg) je v tomto ohledu na tom příznivě oproti ostatním zemím, avšak nalezneme zde i velmi znečištěné lokality, které přesahují hranici 13 mg/kg. Nejmenší koncentrace mědi se zaznamenala u Severských států – Švédska, Finska a Norska. Pobaltské státy jako je Estonsko či Litva nebo Lotyšsko zaznamenaly také velmi příznivé koncentrace mědi. Ve sledovaných lokalitách vyšla průměrná koncentrace mědi v meších 13,5 mg/kg, což jsou hodnoty nejvíce znečištěných států Evropy. V rámci České Republiky se jedná o jednu z nejvíce znečištěných oblastí oproti ostatním, a proto průměrná hodnota zde nakonec dosahuje pouze 5,23 mg/kg (Harmens et al., 2010).

Zkoumané město Changchun se nachází v Číně. Je patrné, že toto město je průmyslového charakteru. Vyskytuje se zde mnoho továren. Například automobilové továrny, chemický průmysl, metalurgie, optické továrny, ocelárna a mnoho dalších, tato lokalita je jednou z nejvíce znečištěných lokalit na světě. Prahová koncentrace mědi je zde 30 mg/kg. Prahová koncentrace pro nízké znečištění životního prostředí dosahuje 50 mg/kg a prahová koncentrace vysokého stupně znečištění životního prostředí zde může přesáhnout až k 400 mg/kg mědi. Minimální koncentrace zde dosahuje 15,9 mg/kg a nejvyšší naměřená koncentrace mědi v místních půdách byla 437,3 mg/kg. Průměrná hodnota se pohybuje okolo 30 mg/kg, což je méně než v některých největších průmyslových městech na světě (Londýn, Mexiko City, Nanjing, Chengdu, Luoyang).

Obr. č. 6. Tento graf ukazuje průměrnou koncentraci mědi v půdách u deseti nejvíce postižených lokalit na světě ve srovnání s našimi sledovanými místy na Ostravsku, zdroj: Yang et al., 2011



Tento graf ukazuje průměrnou koncentraci mědi v půdách u deseti nejvíce postižených lokalit na světě ve srovnání s našimi sledovanými místy na Ostravsku. Vpravo na grafu je znázorněná průměrná hodnota naměřená v dané oblasti v mg/kg.

Z grafu je patrné, že Ostravsko je například 2x méně postižené kontaminací mědi v půdě než jiná Evropská průmyslová města jako je Londýn, Madrid či Neapol a až 3x méně než Mexiko City a Luoyang. Avšak tento fakt nelze podceňovat a měli by zde probíhat dostatečné opatření, průzkumy a následné zásahy, jinak má Ostravsko potenciál se těmto lokalitám přiblížit (Yang et al., 2011).

Zjistilo se, že při vyhodnocení koncentrace mědi ve sněhu nacházejícím se v Čínském pohoří, hraje nesmírnou roli sezónní frakce. Ukazuje se, že jedním z nejdůležitějších zdrojů znečišťující sněh v sezonním období byly průmyslové emise. V tomto období koncentrace mědi ve sněhu dosahovala až 16,7 ug/l (Wang et al., 2015).

Znečištění sněhu v urbanizovaných oblastech je také sezonním úkazem. Riziko představují nepropustné plochy v městské části. Táním se do podzemních vod dostávají těžké kovy obsažené ve sněhu. To ovlivňuje kvalitu vod jak povrchových, tak podzemních. Studie probíhala ve městě Lahti ve Finsku a byly zde rozlišeny vzorky, které pocházejí od frekventovanějších silnic po ty méně frekventované. Ve všech případech byly emise větší u sledovaných vzorků, které se nacházely poblíž frekventovanějších silnic. Rozdíl byl až 11 $\mu\text{g/l}$, zatímco u méně frekventovaných silnic dosahovala koncentrace mědi ve sněhu hodnoty 1,5 $\mu\text{g/l}$, tak u frekventovaných silnic až 12,5 $\mu\text{g/l}$. Výsledky byly ovlivněny používáním přípravků a materiálů na zamrzlých silnicích a toto může být i hrozbou ve studených povětrnostních podmínkách (Kuopammaki et al., 2014).

8. Závěr

V první teoretické části bakalářské práce byli poskytnuty teoretické základy o daném prvku a problematice s ním spojené. Nejprve byla měď definována jako esenciální prvek, popsány její základní vlastnosti a k čemu je nejlépe využitelná. Je zde zmíněn pojem toxicita, jak měď působí toxicky na organismy včetně člověka a jakými cestami se dostává do životního prostředí, především antropogenními. Jsou zde i popsány problémy, které jsou spojeny s nadbytkem mědi v životním prostředí nebo naopak nedostatkem. Naznačeny jsou zde i nemoci způsobené právě nedostatkem či přebytkem mědi v lidském organismu, tedy anémie, mankesova choroba, či wilsonova nemoc. Je zde vysvětlen pojem izotop a izotopový jev. Pro další část práce jsou zde popsány limity mědi a právní úpravy a také obsahy mědi v půdě a ve vodě. Na závěr je zde teoreticky popsána hmotnostní spektrometrie.

V druhé části je velmi důkladně popsán biomonitoring, biodikace, akumulace a indikátory, podle kterých se tvořily konečné výsledky. Ke konečným výsledkům byly zapotřebí indikátory jako je půda, mech, lišejník a sníh. Teoreticky jsou zde popsány všechny klady a zápory těchto indikátorů a také jejich praktické použití v praxi. Tento text je obohacen o zahraniční články, které rozšiřují pohled na danou problematiku. Bylo zjištěno, že u každého prvku probíhá akumulace těžkých kovů odlišně a velmi výhodné je proto tyto indikátory kombinovat a prolínat aby se mohlo dojít k výsledkům, které jsou nejvíce realistické. Z důvodu porozumění další části je dobré znát velmi dobře vlastnosti používaných indikátorů, proto je v této části popsáno, jakou cestou se dostávají do životního prostředí těžké kovy, a jak se akumulují, jaké jsou kladeny překážky akumulace a v neposlední řadě je tu zmíněna citlivost daného indikátoru na přítomnost těžkých kovů.

Třetí část se zabývá konkrétními místy odběru vzorků. Lokality jsou zde popsány geograficky. Doplněné jsou o největší zdroje znečištění v jejich okolí, aby se lépe pochopily finální výsledky. Tato část přinesla poznatky o tom, že lokality jsou vzájemně propojeny. Není proto vyloučené, že když zdroj znečištění, zvláště z průmyslové výroby, vstupuje do ovzduší na Ostravsku, tak může ovlivnit i lokality nacházející se na Karvinsku či jiných vzdálenějších lokalitách. Na tomto zjištění má velký podíl převládající směr větru, který tento zdroj znečištění dokáže přenést i na

vzdálenější místa. Lokality byly zvoleny tak, aby se výsledky značně lišily a mohli být tak přehledně vyhodnoceny zdroje znečištění. Jsou zde zastoupeny vesnické zástavby i rozlehlá sídliště. Odebírány jsou jak z přírodní krajiny, tak ze zastavěných sídlišť nebo blízko vodních zdrojů. Vzorky, které jsou odebírány přímo ze sídliště, či poblíž silnice, jsou ovlivněny zvýšenou činností automobilové dopravy, a ty které jsou odebírány z vesnické zástavby po případně v přírodní krajině a v její blízkosti, mohou být kontaminovány nekvalitním palivem, které se v daných zástavbách aplikuje. V případě povodí zde mohou hrát roli používané algicidy pro hubení řas a sinic. Pokud vzorky odebíráme z polí či sadů, záleží na tom, kolik se zde používá pesticidů a fungicidů a zda se jedná o ekologické či konvenční zemědělství.

Ve čtvrté části bakalářské práce se pracovalo již z danými výsledky koncentrace mědi s pomocí využívaných indikátorů. Dané výsledky jsou popsány, přehledně vloženy do grafů a vyhodnoceny. V diskuzi proběhla identifikace zdrojů znečištění, výsledky jsou poté porovnány s obdobnými výsledky z jiných lokalit i zemí, jsou zde zjištěny příčiny a vyhodnoceny možné nápravy pro zlepšení životního prostředí.

9. Přehled literatury a použitých zdrojů

ADAMS, WILLIAM J., RICHARD A. KIMERLE et. BARNETT W. J., 1992: Sediment quality and aquatic life assessment. *Environmental Science & Technology* 26(10), 1864-1875 [cit. 2017-04-07].

ANDĚL P., 2011: Ekotoxikologie, bioindikace a biomonitoring. Evernia, Liberec.

ANDRÁŠ P., 2014: Staré báňské zátěže opuštěných Cu-ložisek: Remnants of old mining activity at abandoned Cu-deposits: Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim.

Angelova M, Asenova S, Nedkova V, Koleva et Kolarova R., 2011: Copper in the Human Organism. *Trakia Journal of Sciences* 9(1):88-98.

ANTONÍN V., 2006: Encyklopedie hub a lišejníků. Libri, Praha.

BAKALA J., 1993: Dějiny Ostravy. Sfinga Ostrava.

Baroch P., 2010: Dvě města v Česku dýchají ze 100% rakovinotvorný vzduch. Aktuálně.cz, Praha, online: <https://zpravy.aktualne.cz/domaci/dve-mesta-v-cesku-dychaji-ze-100-rakovinotvorny-vzduch/r~i:article:679173/?redirected=1491593615>, cit. 4.2.2017

BENCKO V., LENER et CIKRT M., 1995: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přepracované a doplněné vyd., v Grada Publishing 1. vyd. Grada, Praha.

BLAŽEJ A. et al., 1981: Chemické aspekty životného prostredia. Alfa, Bratislava.

CABICAR J., 1983: Vlastnosti stabilních izotopů a jejich význam. In: Stabilní izotopy, Academia, Praha.

Cooperalliance, 2017: Měď a společnost. Evropský institut mědi, Budapešť, online: <http://copperalliance.eu/cz/m%C4%9B%C4%8F-a-spole%C4%8Dnost/%C5%BEivotn%C3%AD-prost%C5%99ed%C3%AD>, cit. 4.2.2017

DYKYJOVÁ, D. et al., 1989: Metody studia ekosystémů, Academia Praha.

Eagri, 2009: Vyhláška. Ministerstvo zemědělství a ministerstvo životního prostředí, Praha, online: http://eagri.cz/public/web/ws_content?contentKind=regulation§ion=1&id=69120&name=257/2009, cit. 4.2.2017

FRANCOVÁ A., CHRASTNÝ V., ŠILLEROVÁ H., VÍTKOVÁ M., KOCOURKOVÁ J. et KOMÁREK M., 2017: Evaluating the suitability of different environmental samples for tracing atmospheric pollution in industrial areas. *Environmental Pollution*. **220**, 286-297 [cit. 2017-04-02].

Frank Bold, 2008: Studie potvrzuje: za stav ovzduší v Ostravě může ArcelorMittal. Vysoká škola báňská, Ostrava, online: <http://frankbold.org/pro-media/tiskova-zprava/studie-potvrzuje-za-stav-ovzdusi-v-ostrave-muze-arcelormittal>, cit. 4.2.2017

GREENWOOD, N. N. et Alan EARNSHAW, 1993: Chemie prvků: Informatorium, Praha.

GRÜNE LIGA OSTERZGEBIRGE E.V. et Šťovík TEPLICE., 2007: Přírodu Východního Krušnohoří. Sandstein, Dresden.

HARMENS H., NORRIS D.A., SHARPS K., et al., 2010: Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots” remain in 2010. *Environmental Pollution* **200**, 93-104 [cit. 2017-04-02].

HARMENS H., NORRIS D.A., STEINNES E., et al., 2010: Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environmental Pollution* **158**(10), 3144-3156 [cit. 2017-04-02].

Havránek P., 2016: Historie města. Statutární město Ostrava oficiální portál, Ostrava, online: <https://www.ostrava.cz/cs/o-meste/historie-mesta>, cit. 4.2.2017

HEINTZ A., 1991: Chemie a životní prostředí. 2. vyd. Braunschweig: Vieweg & Sohn,. Translation ŠOBR, J. VŠCHT, Praha.

HERNANDEZ, LAURA, ANNE PROBST, PROBST J. L. et ULRICH E.,

2003: Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of The Total Environment* **312**(1-3), 195-219 [cit. 2017-04-02].

HOWARD, D.; EVANS E., R. D.: Acid., 1993: volatile sulfide (AVS) in a seasonally anoxic mesotrophic lake: seasonal and spatial changes in sediment AVS. *Environ.Toxicol.Chem.*

HRUŠKA et TVRDÝ L., 2011: Industriální město v postindustriální společnosti: Vysoká škola báňská. Technická univerzita, Ostrava.

HUGGETT R. J., 1992: Biomarkers: biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress. Lewis Publishers, Boca Raton:

CHVOJKA J. 1971: Neželezné kovy a jejich slitiny. 1. vyd. SNTL, Praha:

Ing. Moravec J., 1955: Anorganická chemie. Nakladatelství technické literatury, Praha. ISBN-L16-C2-4-2

KALINA T. et VÁŇA J., 2005: Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. Karolinum, Praha.

KLÁT J., 2002: Od nálezů uhlí po útlum těžby na Ostravsku. In: Hornický zpravodaj. 2. sborník: Klub přátel Hornického muzea v Ostravě, Ostrava.

KUOPPAMÄKI, KIRSI, SETÄLÄ H., RANTALAINEN A.L., et KOTZE D. J., 2014: Urban snow indicates pollution originating from road traffic. *Environmental Pollution* **195**, 56-63 [cit. 2017-04-02].

LOUČKA T., 2014: Chemie životního prostředí: Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.

Mgr. Kleger L., et Ing. Válek P., 2014: měď. Arnika, Praha, online: <http://arnika.org/med>, cit. 4.2.2017

MŽP, 2013: Metodický pokyn MŽP indikátory znečištění. Ministerstvo životního prostředí, Praha, online: [http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/\\$FILE/OE_S-MZP_%20Indikator-%20znecesteni-akt-2013-20140318.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/$FILE/OE_S-MZP_%20Indikator-%20znecesteni-akt-2013-20140318.pdf), cit. 4.2.2017

Němcová V., Kantorová J., Kožíšek F., Gari W. D., Pomykačová I., 2011: Měď a pitná voda: situace v České republice. Vodní hospodářství, Praha, online: <http://www.vodnihospodarstvi.cz/ArchivPDF/vh2011/vh02-2011.pdf>, cit. 4.2.2017

NOVÁKOVÁ E., 1970: Využití savců a ptáků v krajinné ekologii. Lesnictví 1031–1040 [cit. 2017-04-02].

PAVLICA T., 1990: Základní tendence a etapy vývoje ostravské průmyslové oblasti do roku 1910.

PITTER P., 2009: Hydrochemie. 4., aktualiz. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha.

QING, XIAO, ZONG YUTONG et SHENGGAO L., 2015: Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **120**, 377-385 [cit. 2017-04-02].

Radová M., 2014: Nejvíce jedu je z koksovny. Podle experta měla zmizet, Ostrava je proti. *Idnes, Ostrava*, online: http://ostrava.idnes.cz/zneclistene-ovzdusi-v-ostrave-d25-/ostrava-zpravy.aspx?c=A141022_2109961_ostrava-zpravy_mav, cit. 4.2.2017

REKTOR I. et REKTOROVÁ I., 2003: Centrální poruchy hybnosti v praxi: movement disorders. Triton, Praha.

SEJKORA J. et KOUŘIMSKÝ J., 2005: Atlas minerálů České a Slovenské republiky. Academia, Praha.

SUCHÁČEK J., 2005: Restrukturalizace tradičních průmyslových regionů v tranzitivních ekonomikách: VŠB Technická univerzita, Ostrava.

SUCHAROVÁ, J. et SUCHARA I., 2000: Current multi-element distribution in forest epigeic moss in the Czech Republic a survey of the Czech national biomonitoring programme 2000. *Chemosphere* **57**(10), 1389-1398 [cit. 2017-04-02].

SZCZEPANIAK, K. et BIZIUK M., 2003: Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research* **93**(3), 221-230 [cit. 2017-04-02].

ŠARAPATKA B., et al., 2009: Půda v průmyslové krajině: 13. pedologické dny - sborník = Soil in the Industrial Landscape : 13th Meeting of the Czech Society of Soil Science - proceedings. Bioinstitut, Olomouc.

ŠIMEK M., 2003: Základy nauky o půdě. Jihočeská univerzita, České Budějovice.

TROJAN S., 2003: Lékařská fyziologie. Vyd. 4., přeprac. a dopl. Grada, Praha.

WANG, XIN, WEI PU, ZHANG X., REN Y., et HUANG J., 2015: Water-soluble ions and trace elements in surface snow and their potential source regions across northeastern China. *Atmospheric Environment*, **114**, 57-65 [cit. 2017-04-02].

YANG Z., LU W., LONG Y., BAO X., et YANG Q., 2011: Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *Journal of Geochemical Exploration* **108**(1), 27-38 [cit. 2017-04-02].

10. Seznam grafů a obrázků

Obr. č. 1 Grafické znázornění koncentrace mědi v lišejníky *Physcia tenella*, zdroj: autor

Obr. č. 2 Grafické znázornění koncentrace mědi v mechy *Hypnum cupressiforme*, zdroj: autor

Obr. č. 3. Grafické znázornění koncentrace mědi v sněh. Zdroj: autor

Obr. č. 4 –Průměrné hodnoty vzorků půdy Zdroj: autor

Obr. č. 5 Graf ukazující průměrnou kontaminaci mědi v meších u státu Evropy. Zdroj: Harmens et al., 2010.

Obr. č. 6 Tento graf ukazuje průměrnou koncentraci mědi v půdách u deseti nejvíce postižených lokalit na světě ve srovnání s našimi sledovanými místy na Ostravsku, zdroj: Yang et al., 2011

11. Datový nosič CD/DVD