

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Obsah rtuti v urbánních půdách způsobené antropogenní
činností**

Bakalářská práce

Autor práce: Martin Hůlka

Vedoucí práce: Ing. Ondřej Drábek, Ph.D.

Konzultant práce: RNDr. Václav Tejnecký, Ph.D.

© 2013 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Obsah rtuti v urbánních půdách způsobené antropogenní činností" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 12.4.2013

Poděkování

Rád(a) bych touto cestou poděkoval(a) vedoucímu práce Ing. Ondřejovi Drábkovi, PhD. za odborné vedení předložené bakalářské práce a cenné připomínky. Dále bych rád poděkoval konzultantovi RNDr. Václavu Tejneckému, PhD. za přínosné konzultace, metodické vedení a věnovaný čas. Také bych rád poděkoval Ing. Daně Kolišové CSc., Ing. Josefu Kratinovi a Ing. Antonínu Nikodemovi, PhD. za pomoc při analyzování vzorků půdy v laboratoři.

Obsah rtuti v urbánních půdách způsobené antropogenní činností

Mercury content in urban soils caused by anthropogenic activities

Souhrn

Přítomnost rtuti v půdě, která je uvolňována v důsledku antropogenních činností je vážný problém. Rtuť a i další rizikové prvky mohou mít vážný dopad na životní prostředí. Díky využívání rtuti ve zdravotnictví, v našem případě konkrétně v zubařství, se dostává ve formě zubního amalgamu v tělech pozůstalých do krematorií. Odtud je dále procesem kremace uvolňována do ovzduší ve formě rtuťových par, které se stávají nežádoucí součástí životního prostředí.

V teoretické části je popsán výskyt rtuti, tedy v jakých formách a na jakých místech můžeme rtuť nalézt. Tato část je dále zaměřena na urbánní činnosti, které rtuť využívají, ale také ji uvolňují do životního prostředí. Je zde popsán vliv rtuti na životní prostředí, jak se rtuť projevuje v potravinovém řetězci a jak může ovlivnit živý organismus.

Experimentální část pojednává o vybraných půdních charakteristikách na zvoleném území v okolí krematoria Mělník - Mlazice. Z této lokality bylo celkem odebráno 18 vzorků ze 3 rozdílně využívaných zemědělských půd. Ze všech vzorků byly v laboratoři stanoveny půdní charakteristiky: pH_{H_2O} , pH_{KCl} , kationová výměnná kapacita, koncentrace půdních rizikových prvků (Cd, Cu, Pb, As) ve výluhu 2M HNO_3 , zastoupení organického uhlíku a obsah rtuti v půdě.

Výsledky všech měření, ukazují, že veškeré rizikové prvky, tedy i včetně rtuti jsou v okolí krematoria v normě stanovenou vyhláškou MŽP 13/1994 Sb. a nepředstavují tak vážné riziko pro lidské zdraví.

Klíčová slova: rtuť, kremace, amalgám, rizikové prvky,

Summary

The presence of mercury in the soil, which is released due to anthropogenic activities is a serious problem. Mercury and other risky elements can have a serious impact on the environment. Thanks to the use of mercury in health care, in this case specifically in dentistry, gets in the form of dental amalgam in the bodies of survivors to the crematoria. From the cremation process is released into the atmosphere in the form of mercury vapor, which becomes undesirable part of the environment.

In the theoretical part is described the presence of mercury, thus in what forms and specify where the mercury may be found. This part is focused on the urban activities that use mercury, but also release into the environment. It is here described effect of mercury on the environment, how mercury is reflected in the food chain and how it can affect a living organism.

Experimental section discusses selected soil characteristics of the elected area around the crematorium Melnik - Mlazice. From this location was collected 18 samples from 3 different used agricultural soils. Of all the samples were determined in the laboratory soil characteristics: pH_{H2O}, pH_{KCl}, cation exchange capacity, soil concentrations of hazardous elements (Cd, Cu, Pb, As) in the extract 2M HNO₃, representation organic carbon and mercury content in the soil.

The results of measurements show that all risk elements, including mercury are in nearby crematorium soil in standards set out in the Ministry of the Environment Decree 13/1994 Sb. and don't present serious risk to human health.

Keywords: Mercury, cremation, risk elements

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Cíl práce.....	11
3	Rtuť.....	12
3.1	Vlastnosti.....	12
3.2	Výskyt.....	12
3.3	Přírodní a antropogenní zdroje rtuti v přírodě.....	12
3.3.1	Přírodní zdroje.....	12
3.3.2	Antropogenní zdroje.....	13
3.4	Vliv rtuti na životní prostředí.....	13
3.5	Speciace, mobilita a biopropustnost.....	14
3.6	Separace specií rtuti.....	15
3.7	Vliv rtuti v půdě na vegetaci.....	15
3.8	Vliv rtuti na lidský organismus.....	16
3.9	Zhodnocení znečištění půd rtutí v ČR.....	16
3.9.1	Obsah rtuti v půdách ČR v letech 1990 – 2008.....	16
3.10	Porovnání se světem.....	18
4	Praktická část.....	20
4.1	Popis zájmového území.....	20
4.2	Odběr vzorků.....	20
4.3	Skladování a úprava vzorků.....	22
4.4	Provedené analýzy.....	22
4.4.1	Stanovení hodnot pH.....	22
4.4.2	Stanovení množství organického uhlíku.....	22
4.4.3	Stanovení kationové výměnné kapacity podle Bowera.....	23
4.4.4	Stanovení rizikových prvků ve vzorcích půdy.....	23
4.4.5	Stanovení obsahu rtuti ve vzorcích půdy.....	23
5	Výsledky provedených analýz.....	25
5.1	pH_{H2O}.....	25
5.2	Ph_{KCl}.....	25
5.3	Obsah organického uhlíku.....	26
5.4	Kationová výměnná kapacita.....	27
5.5	Rizikové prvky v půdě.....	27
5.6	Naměřené hodnoty rtuti ve vzorcích půdy.....	28
6	Diskuze.....	30
6.1	Výsledky základních půdních analýz.....	30
6.1.1	Hodnoty pH.....	30

6.1.2	Množství organického uhlíku	30
6.1.3	Stanovení kationové výměnné kapacity	30
6.2	Hodnoty rizikových prvků v půdě.....	30
6.3	Naměřené hodnoty rtuti v půdě	32
6.4	Vliv půdních charakteristik na rizikové prvky v půdě	32
7	Závěr	35
8	Seznam použité literatury.....	36

Seznam Tabulek

Tabulka 1 - Obsah rtuti v jednotlivých krajích za období 1990 – 2008(celkový obsah)(Registr kontaminovaných ploch 1990 - 2008 (Kubík 2009))	17
Tabulka 2 - naměřené hodnoty pH_{H_2O}	25
Tabulka 3 - naměřené hodnoty pH_{KCl}	25
Tabulka 4 - naměřené hodnoty organického uhlíku a přepočtené na obsah humusu	26
Tabulka 5 - naměřené hodnoty KVK	27
Tabulka 6 - naměřené hodnoty vybraných rizikových prvků.....	27
Tabulka 7 - naměřené hodnoty rtuti	28
Tabulka 8 - přehled obsahů rizikových prvků na Mělníku (Kubík 2009).....	32
Tabulka 9 - korelace všech měřených chemických parametrů a půdních charakteristik.....	34

Seznam obrázků

Obrázek 1 – koloběh rtuti v potravinovém řetězci (Leopold at al., 2009).....	14
Obrázek 2 - Hodnoty mediánu Hg v jednotlivých krajích ČR za období 1990-2008 celkový obsah (Kubík 2009)	18
Obrázek 3 - Celkový obsah Hg v zemědělských půdách ČR za období 1990-2008 (Kubík, 2009)	19
Obrázek 4 - umístění zájmového území.....	20
Obrázek 5 - místa odběrů	21
Obrázek 6 - závislost koncentrace organického uhlíku Cox (%) na pH.....	33
Obrázek 7 - závislost koncentrace Cu(mg.kg-1) na pH	33

1 Úvod

První kontakt člověka rtutí je zaznamenán již z dob pravěku, kdy byla využívána jako rumělka na jeskynní malby pro svou rudou barvu. Další záznamy jsou evidovány z dob antiky, kde se využívala pro kosmetické účely. Postupem času se stávala stále více platnou pro medicínské a průmyslové účely.

Rtuť a její sloučeniny patří k nejnebezpečnějším polutantům životního prostředí. Díky svým jedinečným fyzikálním vlastnostem je rtuť využívána v různých odvětvích, převážně těžkého průmyslu a ve zdravotnictví po celém světě.

Rtuť nachází mimo jiné uplatnění ve formě slitin s jinými kovy (Au, Ag, Cu, Zn, Cd, Na), tzv. amalgamů. Běžně se setkáváme s dentálními amalgamy – odolné výplni zubu po odstranění zubního kazu.

Během kremace těl, rtuť vázaná v amalgámových výplních je uvolňována ve formě rtuťových par. Četnost kremací roste ve většině západních zemí a kremace se tedy stává jedním z hlavních vstupů rtuti do životního prostředí.

Rtuť se do organismu dostává běžnými způsoby, například dýcháním nebo konzumací kontaminovaných potravin. Poté je v těle akumulována a svojí přítomností ovlivňuje činnost enzymů a proteinů

2 Cíl práce

Cílem práce je odebrat půdní vzorky v okolí krematoria Mělník – Mlázice a stanovit obsah rtuti a vybrané půdní vlastnosti, které ovlivní mobilitu rtuti na zájmovém území.

3 Rtuť

3.1 Vlastnosti

Rtuť (Hg – hydrargium) je jediný kov, který je za normálních podmínek tekutý (teplota tání činí 38,9°C). Tato vlastnost je mezi kovy jedinečná. Má stříbrolesklou barvu a dobře vede elektrický proud (Watt, 2005). Rtuť je vysoce toxický prvek nebezpečný lidskému organismu. Navzdory své jedovatosti byla rtuť využívána již od dob antiky jako kosmetická pomůcka pro zbělení kůže. Později pak dokonce byla využívána v medicíně jako lék proti syfilis a v medicíně se využívá dodnes. Nejčastěji se s ní setkáme v zubařství ve formě zubního amalgamu. (WHO, 1990).

Zubní amalgam je kombinací několika kovů, rtuti (50 %), stříbra (35 %), mědi, cínu a několika dalších stopových prvků. Zubní amalgám je v zubařství využíván již 150 let, kvůli svým specifickým fyzikálním vlastnostem. Již od svého představení světu je to velmi kontroverzní materiál a to díky jeho rtuťné složce (Mudgal, 2012).

3.2 Výskyt

Rtuť se vyskytuje nejčastěji vázaná ve formě sloučenin. Jako volná rtuť se vyskytuje v přírodě jen velmi ojediněle. V zemské kůře je zastoupena poměrně vzácně, průměrný obsah činí od 0,1 – do 0,3 mg.kg⁻¹. Jak již bylo zmíněno rtuť se vyskytuje nejčastěji ve formě sloučenin a to roztroušená ve svých rudách. Nejvýznamnější z nich je Cinabirit (Rumělka, HgS), která slouží i k výrobě rtuti (Greenwood a Earnshaw, 1993). Mezi důležitá naleziště Cinabiritu (HgS) patří Itálie, Mexiko, Spojené státy a Španělsko, ve kterém se těžilo ve velkém již ve středověku. Dalšími rtuťnými nerosty jsou například Tiemannit (HgSe), Coloradoit (HgTe), Kalomel (Hg₂Cl₂), Acoccinit (Hg₂I₂). Také některé sfalerity a tetraedrity jsou provázeny rtutí, vzácněji se pak mohou vyskytovat i oxidy, jodidy či chloridy (Remy H., 1962).

3.3 Přírodní a antropogenní zdroje rtuti v přírodě

3.3.1 Přírodní zdroje

Rtuť patří a vždy patřila mezi přirozeně se vyskytující kovy ve všech složkách životního prostředí. Standardní koncentrace rtuti ve vyvřelých horninách se pohybuje v rozmezí 10-50 mg/kg, ale například cinabarit HgS obsahuje až 86,2 % rtuti. „Do životního prostředí je rtuť uvolňována jak z přírodních zdrojů, jako jsou zvětrávání minerálů, sopečná činnost, lesní požáry, a vypařování z mokřadů a oceánů“ (Anon., 2000), tak i ze zdrojů antropogenních. Přírodní zdroje nicméně tvoří 20 – 40 % z celkových emisí, což není zanedbatelné číslo. Největší význam v koloběhu rtuti má atmosféra. Ze zemského povrchu do atmosféry přestupuje rtuť převážně ve formě par. Tento přestup je několikrát větší než v druhém případě, kdy rtuť přechází z kontinentů do oceánů hlavně ve formě solí dvojmocné rtuti (Houserová a kol., 2006).

Pirrone (2009) uvádí, že ze zemského povrchu se uvolní za rok 2429 tun rtuti za rok. Z vodních ploch je to pak hodnota 2778 tun rtuti za rok. Ovšem vezmeme-li v potaz velikost

obou ploch, tak emise z pevniny ($1,46 \times 10^8 \text{ km}^2$) jsou mnohem vyšší než ty z ploch vodních ($3,49 \times 10^8 \text{ km}^2$)

Sopečná činnost a geotermální aktivity tvoří jeden z významných přírodních zdrojů rtuti. Průměrně jsou tyto dvě činnosti zdrojem okolo 90 tun rtuti ročně do atmosféry (Mason, 2009). Emise rtuti ze svrchních vrstev půdy a vegetace jsou značně ovlivněny meteorologickými podmínkami, historickým uložením, typem vegetace a půdy. Proudění rtuti z nepozměněných nebo člověkem nevyužívaných částí Severní Ameriky bylo naměřeno v rozmezí $3,7 - 9,3 \text{ ng m}^{-1} \text{ h}^{-1}$. V oblastech pozměněných lidskou činností jsou již hodnoty vyskytující se průměrně v rozmezí $15,5 - 24,2 \text{ ng m}^{-1} \text{ h}^{-1}$, nejvyšší hodnoty byly naměřeny v místech, kde se ukládal odpad ze žhání anorganických materiálů. Tyto hodnoty se vyšplhaly až ke $3334 \text{ ng m}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Nacht and Gustin, 2004).

3.3.2 Antropogenní zdroje

Antropogenní zdroje činí 60-80 % z celkových emisí rtuti. Celosvětově je ročně vyprodukováno okolo 10 000 tun rtuti pro lidské účely. Z toho 3-4 % využito v zubařství. 20 000 – 30 000 tun rtuti je uvolněno každoročně do životního prostředí, v důsledku lidských aktivit, jako je zpracování rud a minerálů nebo spalování fosilních paliv. (Kaiser a Tölg, 1980) Do hlavních antropogenních zdrojů znečištění řadíme spalování fosilních paliv, zejména uhlí a ropy, dále vyluhování z hlušiny v lokalitách s aktivní i ukončenou těžbou rtuti, vypouštění kontaminovaných komunálních vod, kremace, spalování odpadů ve spalovnách, tavení kovů, používání fungicidně upravených semen a těžba vzácných kovů amalgamací. I přesto že byla zavedena opatření pro omezení těžby rtuti a její používání, uniká v současné době do životního prostředí až trojnásobně tolik rtuti, než tomu bylo v 18. století. (Houserová a kol., 2006)

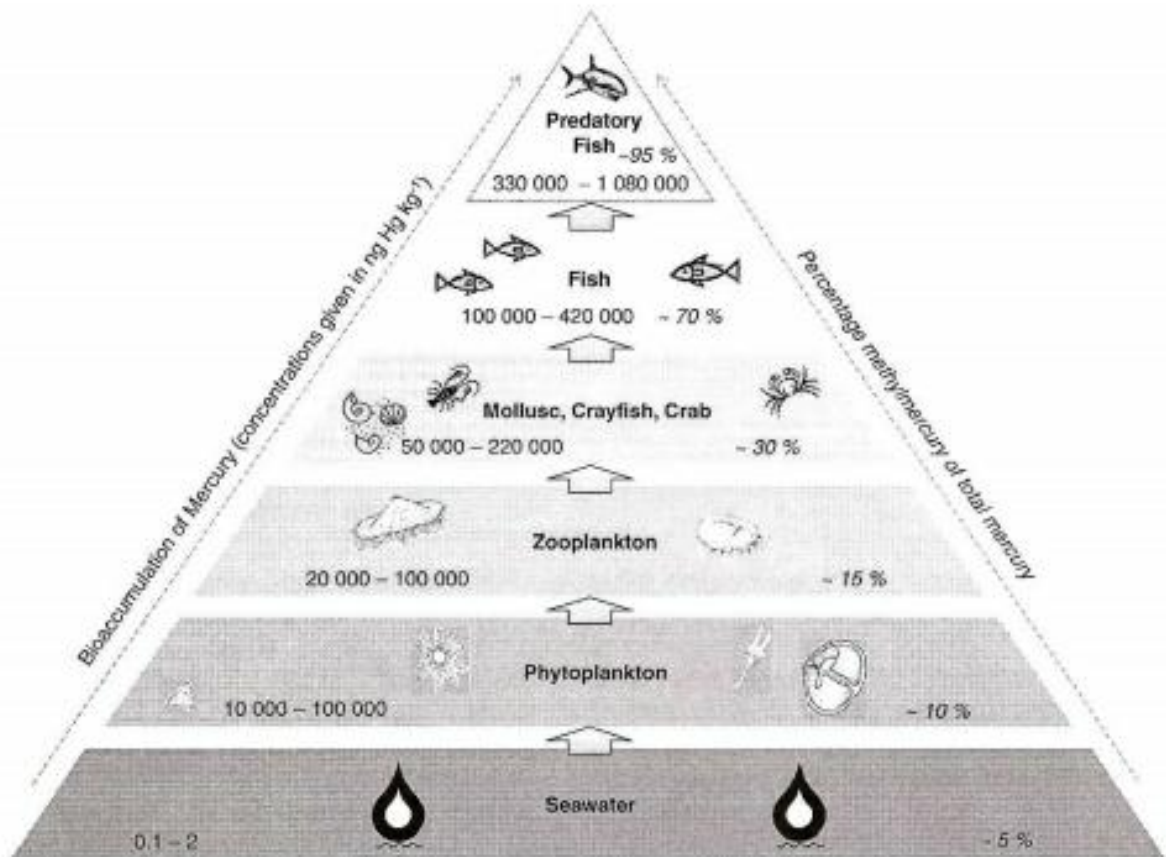
Ačkoli je obsah v rtuti v ropě a uhlí nízký, významný obsah Hg je uvolněn při spalování do atmosféry (Bindsley-Arenholt, 1992), odkud se pak relativně rychle vrací zpět na povrch země, především vymýváním srážkami. Dostává se tím snadno do vody a půdy. Z velké části vznikají nerozpustné sloučeniny jako například Cinabirit (HgS) nebo Tiemanit (HgSe). Dále jsou pak pomocí mikroorganismů přirozenou cestou vytvořeny sloučeniny jako dymethylrtuť a chlorid methylrtuti. Sloučeniny jako alkyl nebo arylrtuť se do životního prostředí dostanou díky průmyslovým vodám. (Welz, 1985)

Rahill (2012) uvádí, že nejvýznamnějším způsobem kdy rtuť vstupuje do emisí z kremace je skrze zubní amalgamové výplně, které se nacházejí ve velkém množství lidských těl. Když tyto amalgamové výplně prochází procesem kremace, tak již při překročení teploty $82 \text{ }^\circ\text{C}$, se dostávají skrze kouřové emise do atmosféry. Nicméně rtuťné emise v poslední době klesají na intenzitě a to díky jiným materiálům, které se dnes využívají v zubařství, jako například porcelán, zlato a slitiny z jiných kovů.

3.4 Vliv rtuti na životní prostředí

Jak popisuje (EPA, 2012), rtuť je přirozeně se vyskytující prvek, který lze nalézt ve všech složkách životního prostředí. Ačkoli se vyskytuje přirozeně, různé lidské aktivity mohou zvýšit množství rtuti, které se pohybuje mezi atmosférou, celky vod a zemským povrchem. Mezi tyto aktivity patří například: produkce a likvidace baterií, ničení zářivek, činnosti spojené se zubními ordinacemi, kremace a další. Jak tento prvek koluje skrze životní prostředí, zejména ve vodě, je přijímán malými organismy společně s potravou. Tyto organismy se stávají

součástí potravního řetězce a jsou požívány stále většími živočichy. V tomto případě platí, že čím výše je ryba v pyramidě potravního řetězce, tím více je kontaminována rtutí. Jako ryby s nejvyšší koncentrací rtuti v organismu jsou uváděni žraloci a mečouni. Toto schéma je znázorněno na obrázku 1. Do lidského organismu se nejvíce rtuti dostává právě skrze ryby (Rahill 2012).



Obrázek 1 – koloběh rtuti v potravinovém řetězci (Leopold et al., 2009)

Specie rtuti v ovzduší mohou být transportovány díky své vysoké těkavosti na velké vzdálenosti (uvádí se 100 až 1000 km od zdroje znečištění) a následně jsou deponovány v půdě nebo ve vodě. Zde jsou předmětem různých transformací, např. anorganické Hg^{II} na metylrtuť (Emteborg, 1995). Chemicky vázaná rtuť má dobrou schopnost bioakumulace a působením mikroorganismů obsažených v půdě se snadno transformuje na organokovové sloučeniny s monomethyl-, dimethyl-, ethyl-, fenyl- . (vyhláška MŽP, 1993)

3.5 Speciace, mobilita a biopropustnost

V přírodních ekosystémech se rtuť vyskytuje ve třech oxidačních stupních a to v Hg^0 , $\text{Hg}^{\text{I}+}$, $\text{Hg}^{\text{II}+}$. elementární rtuť Hg^0 , rtuťné ($\text{Hg}^{\text{I}+}$) a rtuťnaté ($\text{Hg}^{\text{II}+}$) anorganické formy rtuti a organické sloučeniny rtuti: metylrtuť (MeHg^+), ethylrtuť (EtHg^+), fenylrtuť (PhHg^+),

dimethylrtuť (Me_2Hg), difenylrtuť (Ph_2Hg). Z organokovových sloučenin jsou nejčastější halogenidy rtuti, které jsou 10x toxicitější než její anorganické formy. Jsou neurotoxické a velmi snadno se bioakumulují v potravních řetězcích. Toxicita rtuti úzce souvisí s mobilitou jejích sloučenin. Čím více je specie mobilnější tím více je toxická. Sloučeniny rtuti, organické i anorganické můžeme podle toxicity rozdělovat do dvou skupin (Han Y. a kol., 2003) (Komárek J. a kol., 2007).

První skupina je tvořena organickými a ve vodě rozpustnými sloučeninami, které mají vysokou mobilitu (Han, 2003). Toxické účinky rtuti jsou silně závislé na chemické formě, ve které je k dispozici rtuť. A to díky tomu že rtuť má schopnost silné afinity k síře a tím může významně ovlivňovat základní biologické funkce živých organismů. Především membránové a enzymové funkce (Berlin M., 1986) (Han Y. a kol. 2003) (Komárek J. a kol.2007).

Druhou skupinu tvoří semimobilní a nemobilní formy rtuti. Tato skupinu je oproti předchozí tvořena sloučeninami, které mají minimální toxicitu. Semimobilní formy tvoří elementární rtuť (Hg) a amalgámy (Paleček, 1999) a mezi nemobilní patří například sulfid rtuťnatý (HgS). Kovová rtuť je špatně absorbována zažívacími orgány, ale její výpary naopak plicemi velmi snadno. Ty se poté dostávají do krevního oběhu a způsobují bolest hlavy, ztrátu paměti a v některých případech i smrt. Nemobilní specie jsou nejméně toxické, ale díky své chemické stabilitě vydrží v půdě i přes tisíc let. (Han Y. a kol. 2003) (Komárek J. a kol.2007)

3.6 Separace specií rtuti

Separaci specií rtuti provádíme v současné době takzvanými tandemovými technikami. Nejčastěji je to vysoce účinná kapalinová chromatografie (HPLC) nebo plynová chromatografie (GC) (Housarová 2006). Pro odhalení chemických forem rtuti se nejčastěji využívají : atomová fluorescenční spektrometrie (AFS), atomová emisní spektrometrie s mikrovlnně indukovaným plazmatem (MIP-AES), atomová absorpční spektrometrie (AAS), atomová emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-AES) a hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS) (Krystek, 2005).

3.7 Vliv rtuti v půdě na vegetaci

U rostlin se expozice rtutí projevuje snížením schopnosti fotosyntézy z důvodu snížení produkce chlorofylu, sníženého dýchání a přijímání vody. Sloučeniny methylrtuti ovlivňují metabolismus organel, zatímco anorganické formy ovlivňují především plasmovou membránu rostlin. (Katsuhiko a Shigenori, 2012)

Rostliny mají tendenci zadržovat veškerou rtuť ve svých kořenech a zabránit tak jejímu přenosu do nadzemních částí rostlin. Výskyt rtuti v nadzemních částech rostlin tak závisí na jejím výparu z půdy, kdy je absorbována listovou plochou. Například organická rtuť se v nadzemních částech vyskytuje v mnohem vyšších koncentracích než rtuť elementární. Schopnost rostlin vstřebávat rtuť je ovlivněna rostlinným a je tak velmi rozdílná. Nemalou roli na zachycení rtuti orgány rostlin hrají také půdní charakteristiky, jakou jsou: kationová výměnná kapacita, obsah organického uhlíku, pH půdy a výskyt dalších rizikových prvků (Perk, 2006).

Rozlišujeme dva typy vystavení rostlin rtuti a to akutní a chronický. O akutním hovoříme, když je rostlina vystavena velkému množství rtuti po krátkou dobu. V případě kdy

je rostlina vystavena malému množství po dlouhou dobu, hovoříme o chronickém, který může mít smrtící dopad. (Alderdice, 1967)

3.8 Vliv rtuti na lidský organismus

Většina populace je primárně vystavena rtuti skrze jídlo, konkrétně ryby, které jsou hlavním zdrojem methylrtuti v lidském organismu (Sallsten et al., 1996), a skrze zubní amalgam. Některé experimentální studie ukázaly, že z amalgamových výplní je samovolně uvolňován rtuťný výpar, a díky žvýkání se jeho uvolňování ještě umocňuje (WHO 1990). Rtuť z amalgamových výplní může způsobit orální lichen. Jedná se o zánětlivou reakci ústní sliznice a kůže (Dostálová a kol., 2008). Byla zde obava že amalgam může způsobit různá onemocnění. Tato takzvaná „amalgamová nemoc“ je nicméně velmi kontroverzní a i když několik autorů tvrdí že symptomy se objeví až po vyjmutí amalgamu (Lindh et al., 2002), není k tomuto tvrzení zatím žádný vědecký důkaz (Langworth et al., 2002).

Nejvíce vystavená skupina lidí rtuti jsou dentisté. Během sedmdesátých let dvacátého století, byla naměřena koncentrace rtuti v ovzduší v některých zubařských ordinacích až $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Od té doby ale hodnoty klesly zhruba na jednu desetinu (Jěrúp 2003). Akutní vystavení rtuti může vyvolat poškození plic. Možná chronická otrava rtuť je charakterizována neurologickými a psychologickými symptomy, jakou je třes, změny chování, roztěkanost, úzkost, poruchy spánku a deprese. Tyto symptomy ale vymizí, jakmile člověk není nadále vystaven rtuti (Jěrúp 2003).

3.9 Zhodnocení znečištění půd rtuť v ČR

Česká republika byla od 18. století vysoce industrializovaná. Některé oblasti jsou dokonce známy jako Černé trojúhelníky. Jedná se o pohraniční oblasti Německa, Polska a České republiky, které jsou známy pod názvem Černý trojúhelník I. A hraniční oblasti mezi Polskem, Slovenskem a Českou republikou pod názvem Černý trojúhelník II. (Markert a kol., 1996) Tyto dvě oblasti jsou zařazeny mezi nejznečištěnější ve střední Evropě (Suchara a Sucharová, 2010)

Těžba a zpracování kovů ve středních Čechách, vedla ke kontaminaci okolních půd a vegetace. Koncentrace rtuti byly měřeny v letokruzích smrků a buků a posloužili tak k monitorování uložení rtuti v dané oblasti. Nejvyšší koncentrace rtuti byla naměřena ve smrcích na území tavby HgS , okolo $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, které odpovídaly nejpravděpodobněji hutní činnosti koncem 19. století. V blízkosti tavíren olova, koncentrace rtuti dosáhla maxima ($8,4 \text{ mg}/\text{kg}$) v letech 1950-1970, což odpovídá vrcholu hutní výroby. Trend klesajících koncentrací rtuti od roku 1980 pravděpodobně souvisí se zdokonalením technologií čištění spalin (Hojdová, 2011).

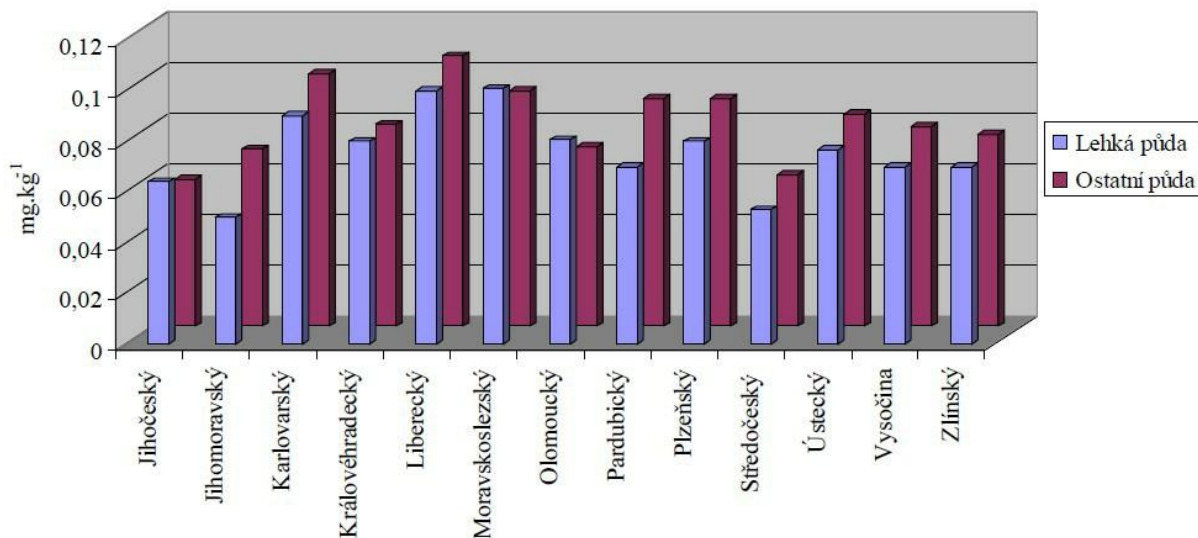
3.9.1 Obsah rtuti v půdách ČR v letech 1990 – 2008

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně (ÚKZÚZ) provádí v rámci agrochemického zkoušení zemědělských půd (AZPP) i monitorování obsahů rizikových látek a prvků, mezi které patří rtuť. Způsob a rozsah tohoto sledování stanovuje Ministerstvo zemědělství. Výsledky zmíněného sledování jsou vedeny a přístupny v databázi „registru kontaminovaných ploch“. (Kubík L., 2009)

V registru kontaminovaných ploch jsou uvedeny celkové obsahy rtuti v půdách jednotlivých krajů za období 1990 – 2008. Průměrné obsahy a počet analyzovaných vzorků pro jednotlivé druhy půd jsou vyneseny v tabulce 1. Na grafu 1 je znázorněna hodnota median rtuti v jednotlivých krajích za již zmíněné období.

Tabulka 1 - Obsah rtuti v jednotlivých krajích za období 1990 – 2008(celkový obsah)(Registr kontaminovaných ploch 1990 - 2008 (Kubík 2009))

Kraje	Lehká půda		Ostatní druhy půd		Procento nadlimitních vzorků		
	Prům. obsah mg.kg ⁻¹	Počet analyz. vzorků	Prům. obsah mg.kg ⁻¹	Počet analyz. vzorků	Lehká půda	Ostatní druhy půd	Celkem všechny půdy
Jihočeský kraj	0,07	354	0,08	1561	0,28	0	0,05
Jihomoravský kraj	0,06	296	0,07	3220	0	0,19	0,17
Karlovarský kraj	0,12	396	0,13	1187	1,51	0,67	0,88
Královehradecký kraj	0,09	348	0,09	2660	0	0,11	0,1
Liberecký kraj	0,12	295	0,14	1367	0	0,58	0,48
Moravskoslezský kraj	0,11	319	0,2	4168	0	3,84	3,67
Olomoucký kraj	0,09	312	0,09	3732	0,32	0,05	0,07
Pardubický kraj	0,08	418	0,1	2448	0	0,08	0,07
Plzeňský kraj	0,13	628	0,12	3795	0,64	0,53	0,54
Středočeský kraj	0,07	1029	0,08	6299	0,58	0,29	0,33
Ustecký kraj	0,11	114	0,11	3415	0,88	0,18	0,2
Kraj Vysočina	0,08	1115	0,09	2811	0,18	0,18	0,18
Zlínský kraj	0,11	147	0,11	2427	0,68	1,07	1,05



Obrázek 2 - Hodnoty mediánu Hg v jednotlivých krajích ČR za období 1990-2008 celkový obsah (Kubík 2009)

Na následujícím obrázku 3 je na mapě ČR přehledně znázorněn celkový obsah rtuti v zemědělských půdách za období 1990 – 2008.

3.10 Porovnání se světem

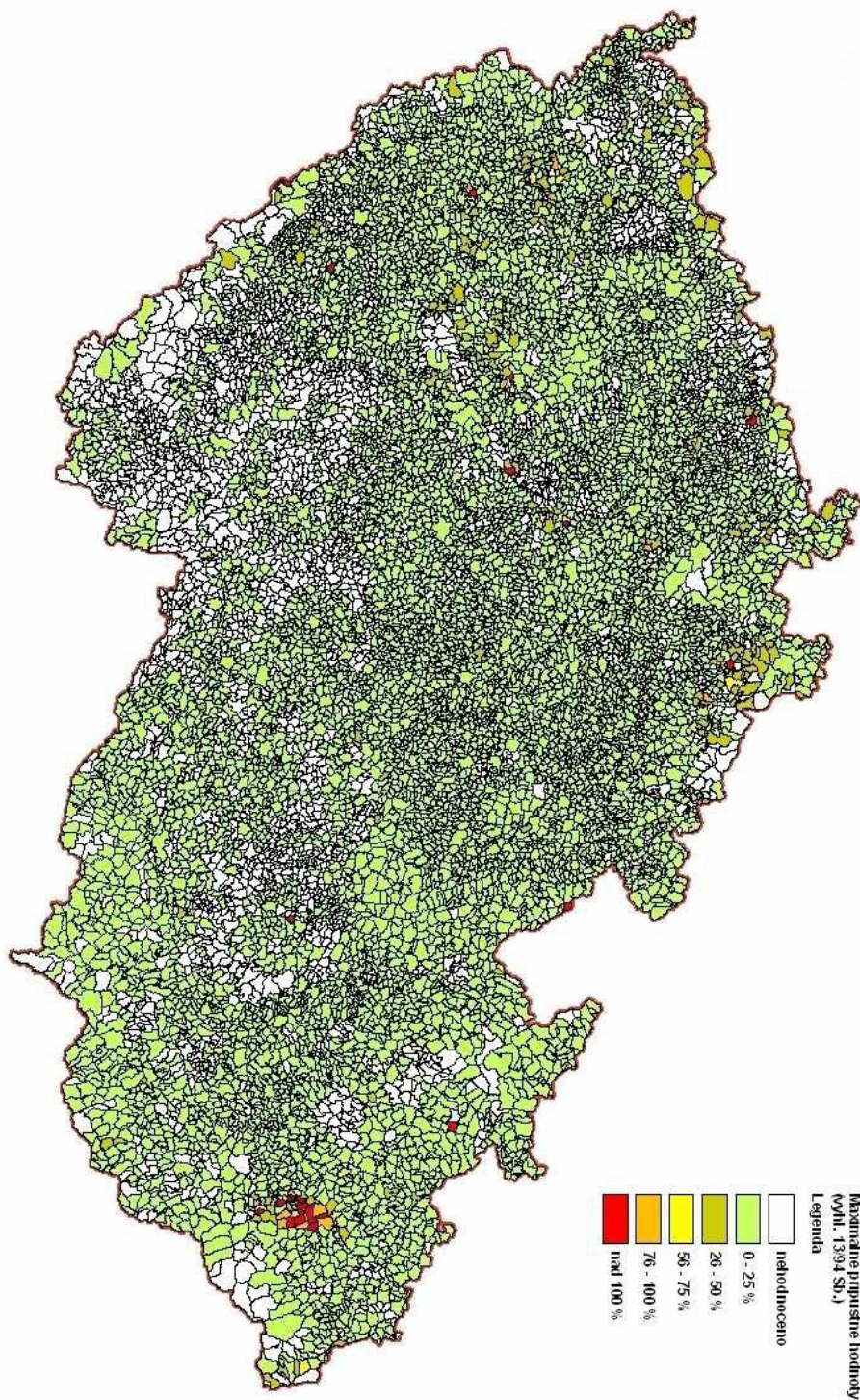
Ve velké Británii, kde kremace tvoří až 70% všech pohřbů, byla provedena jedna z nejdetailnějších studií na uvolňování rtuti z lidských těl během kremace. Jedno z krematorií zde bylo monitorováno přes 40 let, během kterých proběhlo více než 122 000 kremací. Po odebrání půdních vzorků z okolí krematoria byly změřeny koncentrace rtuti. Ve Velké Británii je mezní hodnota stanovena pro zemědělskou půdu 1 mg.kg⁻¹ jako maximální přípustná hodnota a 20 mg.kg⁻¹, jako maximální přípustná hodnota rtuti v půdě na dětských hřištích. Ve vzorcích byly ale zjištěny průměrné hodnoty, nižší než 0,15 mg.kg⁻¹, což je sedmkrát méně než hodnota pro zemědělskou půdu a dokonce více než stokrát nižší hodnota než je povolena pro dětské hřiště. Půdy tak zde byly ohodnoceny jako nekontaminované (Rahill, 2012).

V jiné studii z Velké Británie bylo naměřeno v půdě v okolí krematoria v Brghtnu až 7 mg.kg⁻¹, což je sedmkrát větší hodnota než je maximální přípustná koncentrace (Ármannsson, 1999).

Podobné pokusy byly provedeny také ve Švédsku a Dánsku. (Arenholt, 1992).

V současné době se stávají kremace pozůstalých trendem a jejich počet stoupá téměř ve všech západních zemích, lze tedy očekávat nárůst koncentrací rtuti v půdě, zejména poblíž krematorií (Taube, 2008).

Obsahy nízkových prvků v zemědělských půdách ČR
 Rtuť (Hg) celkový obsah



Obrázek 3 - Celkový obsah Hg v zemědělských půdách ČR za období 1990-2008 (Kubík, 2009)

4 Praktická část

4.1 Popis zájmového území

Vybraná odběrová lokalita (obrázek 4) se nachází na katastrálním území města Mělník (692816), v blízkosti krematoria Mělník. 100 metrů od krematoria se nachází hřbitov Na Ráji, od kterého jsme začali odebírat vzorky. Území je tvořeno převážně zemědělsky využívanou ornou půdou, která je pokryta vegetací řepky olejky (*Brassica napus*), ale mimo jiné se zde nachází malý park tvořený z většiny břízou bělokorou (*Betula Pendula*), který těsně sousedí se zpustlým ovocným sadem. V lokalitě se dále nacházejí louky, které jsou nevyužívané a porostlé různými druhy jednoděložných i dvouděložných rostlin.

Okolo zájmového území vede okresní silnice, která spojuje Mělník s jeho periferií Chloumek. Terén je zde mírně kopcovitý.



Obrázek 4 - umístění zájmového území

4.2 Odběr vzorků

Vzorky na vybraném území byly odebrány celkem z dvanácti míst ve směru převažujícího východního větru. Důkazem směru větru byla jednak mělnická elektrárna, která je z místa odběru velmi dobře vidět a ze které vycházely spaliny východním směrem. A za druhé samotné krematorium, které bylo v provozu právě po čas odběru vzorků.

Místa odběru vzorků byla vybrána tak, aby bylo možné následně porovnat obsah rtuti na místech různě zasažených spadem z krematoria. Celkově bylo odebráno osmnáct vzorků, z toho dvanáct na zemědělsky využívané půdě, tři v parku okolo hřbitova (7,8,9) a tři na louce (10,11,12). Na louce a v parku byly provedeny odběry jen do hloubky patnácti centimetrů, kvůli ztíženému odběru díky porostu vegetace. Na zemědělské půdě byly vzorky odebrány již ve dvou hloubkách v každém místě odběru (1,2,3,4,5,6). První úroveň stejně jako u předchozích do patnácti cm a druhá úroveň v rozmezí třiceti až čtyřiceti centimetrů.

Na místě odběru se vždy smísily vzorky ze tří sondážních vrtů a z nich se odebral jeden výsledný vzorek o hmotnosti okolo jednoho kilogramu pro následné pokusy v laboratoři. Vzorky se ukládaly do igelitových sáčků, které byly systematicky označeny, a ve kterých byly vzorky následně převezeny do laboratoře.

Místa odběru vzorků jsou zakresleny a očíslovány v přidané mapce (obrázek 5). Na dalším obrázku je zobrazen profil terénu, nadmořská výška a vzdálenost od krematoria, pro zobrazení odběrových míst v závislosti na terénu.



Obrázek 5 - místa odběrů

4.3 Skladování a úprava vzorků

Vzorky se po odebrání skladovaly v uzavřené místnosti, kde pomalu vysychaly. Vysychání muselo proběhnout za pokojové teploty, v suchém prostředí neboť při vysoušení při vyšších teplotách by unikala ze vzorků rtuť, což je v tomto případě nežádoucí. Takto vzorky schly alespoň dva týdny, než byla možná další manipulace. Po vysoušení se nadrtily a přesely přes síta, aby se zbavily částic větších než 2mm a zbytků vegetace. U některých hrudek bylo nutné drcení v hmoždíři nebo je protlačení přes síto.

4.4 Provedené analýzy

4.4.1 Stanovení hodnot pH

Z každého z osmnácti vzorků navážíme dvakrát 10g zeminy I, kterou následně promícháme s 20 ml deionizované vody, která je převařením zbavená oxidu uhličitého. Následně necháme každý vzorek 5 minut protřepat a poté měříme potenciometricky hodnotu pH_{H_2O} pomocí kombinované elektrody.

Téměř stejný postup provedeme i druhého měření pH, kde ovšem využíváme místo deionizované vody 0,2M roztok KCl. Na 10g zeminy I je v tomto případě třeba 25 ml roztoku. Po promíchání se nechá směs 24 hodin stát. Po 24 hodinách suspenzi opět promícháme a naměříme elektrometricky výměnou reakci půdy, která se značí jako pH_{KCl} .

4.4.2 Stanovení množství organického uhlíku

Množství organického uhlíku bylo naměřeno modifikovanou Tjurinovou metodou, které je založena na zoxidování organického uhlíku kyslíkem z chromsírové směsi (dichroman draselný ($K_2Cr_2O_7$)s kyselinou sírovou (H_2SO_4)). Na metodu je potřeba přesít zeminu I na zeminu II přes síto o průměru ok 0,2 mm. Z každého vzorku bylo naváženo 0,3 g jemnozeme do kádinky a poté pomocí automatického dávkovače přidáno 10 ml 0,0667 M chromsírové směsi. Obsah směsi byl opatrně promíchán a poté byla kádinka přiklopena hodinovým sklíčkem a vložena do sušárny předeřáté na teplotu 125°C. Do třech kádinek byly také odměřeny tři slepé vzorky po 10 ml, abychom z nich mohli pro následné výpočty stanovit faktor Mohrovy soli. V sušárně se vzorky zahřívaly po dobu 45 minut. Po jejich vyjmutí ze sušárny a vychladnutí odejmeme hodinové sklíčko a opláchneme jeho povrch destilovanou vodou do kádinky se směsí. Objem směsi v kádince doplníme destilovanou vodou tak, aby byly ponořené měřící katody a zároveň aby nebyl omezen pohyb míchadla na dně kádinky. Kádinku položíme na magnetickou míchačku a zapneme měřič. Dále byla směs titrována Mohrovou solí (0,1 M $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$). Průběh titrace sledujeme na galvanometru, dokud se ručička nevychýlí do bodu ekvivalence. Jako pomocný indikátor nám pomáhá zbarvení směsi, která z oranžové barvy přechází do zelené. Poté se odečte z kalibrované byrety spotřeba Mohrovy soli a stanoví se procentuální podíl organického uhlíku.

4.4.3 Stanovení kationové výměnné kapacity podle Bowera

Kationová výměnná kapacita představuje celkovou schopnost půdy poutat kationty. Při stanovení Bowerovou metodou se využívá Na jako indexového iontu, kdy sorpční komplex je nasycen Na^+ a jeho přebytek je vymyt. Absorbovaný Na^+ je vytěsněn působením NH_4 a stanoven. Množství vytěsněného Na^+ se rovná sorpční kapacitě. Do centrifugačních kyvet byly naváženy 2 g zeminy I, která byla následně ve třech krocích promývána. Jako první bylo do kyvet přidáno 10 ml roztoku 1 M CH_3COONa , jehož pH bylo upraveno na hodnotu 8,2 pomocí CH_3COOH . Kyvety byly zazátkovány a 5 minut protřepávány. Poté 3 minuty centrifugovány při 4000 otáčkách za minutu. Po vyjmutí z centrifugy byl supernatan z kyvet opatrně vylit do výlevky a kyveta opět naplněna stejným roztokem. Proces se celkově opakuje třikrát. V druhé fázi je k sedimentu přidáváno 10 ml 96% etanolu. Poté je kyveta opět třepána a centrifugována stejnou dobu i intenzitou. Ve třetí fázi bylo použito 10 ml 1 M $\text{CH}_3\text{CHOONH}_4$ s opět třepáno a centrifugováno. S tím rozdílem v tomto kroku supernatan nelijeme do výlevky, ale přes filtrační papír do 50 ml baněk. Po třech opakováních baňku doplníme po rysku 1 M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ a uzavřeme. Po této přípravě měříme ve vzorku koncentrace Na pomocí AAS a následně vypočítáme kationovou výměnnou kapacitu.

4.4.4 Stanovení rizikových prvků ve vzorcích půdy

Pro stanovení byla použita metoda extrakce kovů z půdy roztokem kyseliny dusičné (2 M HNO_3) v poměru zemina : extraktant 1:10. Do plastových lahvíček bylo naváženo 5 g zeminy I a přidáno 50 ml kyseliny dusičné. Vzorky se následně protřepávaly 6 hodin a poté přefiltrovaly přes filtrační papír. Vzniklý supernatan byl použit pro následné stanovení koncentrace rizikových prvků (Cu, Cd, Pb, Zn) ve všech vzorcích půdy metodou AAS. Koncentrace As byla již měřena metodou průtokové coulometrie a to pouze ve vzorcích z posledních dvou míst odběru, jelikož u nich byla naměřena největší koncentrace Hg, která byla měřena zcela jinou metodou.

4.4.5 Stanovení obsahu rtuti ve vzorcích půdy

Ke stanovení obsahu rtuti byl použit analyzátor AMA 254, který využívá metody atomové absorpční spektrometrie. Advance mercury analyser, tedy AMA, je atomový absorpční spektrofotometr pro přímé stanovení rtuti z kapalného nebo pevného vzorku (naš případ). Při stanovení rtuti z pevného vzorku má velkou výhodu, že nemusí být prováděna žádná chemická úprava před vlastním měřením.

Vzorek je navážen na spalovací lodičku, která je povellem z počítače zavedena do spalovací trubice. Vzorek je vysušen a následně spálen řízeným ohřevem ze spalovací pece. Rozkladné produkty procházejí přes katalyzátor, kde je dokončena jejich oxidace a jsou zachyceny látky kyselé povahy (oxidy síry, halogeny atd.). Dále jsou pak vedeny přes zlatý amalgamátor, na kterém je selektivně zachycována rtuť. Celá plynová cesta je až po výstup z bloku měřících kyvet vyhřívána na 120°C , aby se zabránilo kondenzaci vody, jelikož rozkladné produkty obvykle obsahují vodní páru. Po dokončení rozkladu vzorku a stabilizaci teploty je změřeno množství zachycené rtuti. Rtuťové páry uvolněné z amalgamátoru krátkodobým ohřevem jsou dále unášeny nosným plynem přes delší měřící kyvetu. Poté

veškerá rtuť, která je nashromážděna ve zpoždovací nádobce, vstupuje do kratší měřící kvety. Zde je měřena absorbance záření atomy rtuti na vlnové délce 253,65 nm a vyhodnocena metodou externí kalibrace. Zdrojem záření je rtuťová výbojka, záření prochází interferenčním filtrem a je detekováno pomocí polovodičové UV diody.

5 Výsledky provedených analýz

5.1 pH_{H_2O}

Hodnoty pH se pohybují v rozmezí 5,90 – 7,97. V případech kdy se odebíraly vzorky ze stejného místa, ovšem v rozdílných hloubkách, platí, že hodnota pH s hloubkou roste. Nejvyšší hodnota byla naměřena ve vzorku 5B, který byl odebrán z hloubky cca 30 cm a jehož místo odběru se nachází na úpatí malého svahu. Naopak nejnižší hodnota byla naměřena ve vzorku 7A, který byl odebírán v hloubce cca 15 cm mezi stromy a v místech s poměrně hustou vegetací. Naměřené hodnoty jsou dále uvedeny v Tabulce 2.

Tabulka 2 - naměřené hodnoty pH_{H_2O}

číslo vzorku	hodnota pH_{H_2O}	hodnocení
1A	6,17	slabě kyselá
1B	6,58	slabě kyselá
2A	6,67	slabě kyselá
2B	7,51	slabě alkalická
3A	6,38	slabě kyselá
3B	6,88	slabě kyselá
4A	6,61	slabě kyselá
4B	6,7	slabě kyselá
5A	7,46	slabě alkalická
5B	7,97	slabě alkalická
6A	7,36	slabě alkalická
6B	7,61	slabě alkalická
7	5,9	slabě kyselá
8	6,24	slabě kyselá
9	6,24	slabě kyselá
10	6,79	slabě kyselá
11	6,49	slabě kyselá
12	6,49	slabě kyselá

5.2 Ph_{KCl}

Stejně jako v předešlém měření můžeme pozorovat v Tabulce 3 nárůst hodnot pH s přibývajícím hloubkou odběru. Vzorek 7A má opět hodnotu nejnižší a to 5,48. Nejvyšší hodnotu má zde vzorek 2B, který je jako v předchozím případě odebrán z hloubky cca 30 cm a zemědělsky využívané půdy. V obou případech měření pH můžeme sledovat zvýšenou hodnotu pH ve vzorcích 2,5,6, jež se nachází pod svahem.

Tabulka 3 - naměřené hodnoty pH_{KCl}

číslo vzorku	hodnota pH_{KCl}	hodnocení
1A	5,77	slabě kyselá
1B	6,25	slabě kyselá

2A	6,47	slabě kyselá
2B	7,28	alkalická
3A	6,04	slabě kyselá
3B	6,62	neutrální
4A	6,22	slabě kyselá
4B	6,34	slabě kyselá
5A	7,14	neutrální
5B	7,18	neutrální
6A	6,98	neutrální
6B	7,25	alkalická
7	5,48	kyselá
8	5,9	slabě kyselá
9	5,88	slabě kyselá
10	6,27	slabě kyselá
11	6,27	slabě kyselá
12	6,25	slabě kyselá

5.3 Obsah organického uhlíku

Stanovení podílu organického uhlíku bylo vyjádřeno v procentech pro všechny odebrané vzorky půdy. V příložené tabulce 4 je vidět, že ačkoli se jedná o půdu ornou, zemědělsky využívanou (1A–6B) i o půdu celoročně pokrytou vegetací a zemědělsky nevyužívanou (7 - 12), tak číselné hodnoty jsou poměrně nízké.

Tabulka 4 - naměřené hodnoty organického uhlíku a přepočtené na obsah humusu

číslo vzorku	Obsah _{Cox} (%)	obsah humusu %	hodnocení
1A	1,257	2,0805	střední
1B	0,887	1,5371	nízký
2A	0,94	1,5446	nízký
2B	0,732	1,2991	nízký
3A	1,114	1,9713	nízký
3B	0,823	1,4587	nízký
4A	0,967	1,5785	nízký
4B	0,721	1,1911	nízký
5A	0,774	1,3131	nízký
5B	0,238	0,3878	velmi nízký
6A	0,616	1,0922	nízký
6B	0,331	0,5626	velmi nízký
7	1,415	2,3962	střední
8	0,832	1,6399	nízký
9	1,342	2,2992	střední
10	1,162	2,0039	střední
11	0,996	1,7597	nízký
12	1,126	1,8847	nízký

5.4 Kationová výměnná kapacita

Ve všech vzorcích byly naměřené hodnoty KVK velmi podobné a pohybovaly se v intervalu od 10,5 mmol/100g do 16,5 mmol/100g, jak lze vyčíst z tabulky 5. V případě tohoto měření nebyly hodnoty nijak závislé na hloubce odběru, jak tomu bylo u předchozích stanovení.

Tabulka 5 - naměřené hodnoty KVK

číslo vzorku	KVK mmol/100g	hodnocení
1A	12,5	nižší střední
1B	12,5	nižší střední
2A	12	nižší střední
2B	10,5	nízká
3A	13	nižší střední
3B	12	nižší střední
4A	12,5	nižší střední
4B	11	nízká
5A	14	nižší střední
5B	14,5	nižší střední
6A	15	nižší střední
6B	13	nižší střední
7	14,5	nižší střední
8	14	nižší střední
9	16,5	nižší střední
10	12,5	nižší střední
11	10,5	nízká
12	10,5	nízká

5.5 Rizikové prvky v půdě

Naměřené hodnoty koncentrací rizikových prvků se pohybují v rozmezí pro Cu 3,51 – 8,35 mg.kg⁻¹, Cd 0,04 – 0,22 mg.kg⁻¹, Pb 4,05 – 15,2 mg.kg⁻¹, Zn 4,06 – 19,34 mg.kg⁻¹, As 2,8 – 3,52 mg.kg⁻¹ (Tabulka 6). Nejnižší naměřené hodnoty jsou ve vzorku 4, který se nachází ze všech odběrových míst nejvýše. Naopak nejvyšší hodnoty byly naměřeny ve vzorku 9, která se nachází ve vzdálenosti cca 200 metrů od krematoria.

Tabulka 6 - naměřené hodnoty vybraných rizikových prvků

číslo vzorku	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	As mg/kg
1A	6,370	0,090	11,800	8,970	neměřeno
1B	5,800	0,090	12,800	10,360	neměřeno
2A	5,330	0,080	10,550	6,680	neměřeno

2B	4,380	0,060	10,050	6,230	neměřeno
3A	6,370	0,100	11,850	16,620	neměřeno
3B	5,510	0,100	10,500	14,060	neměřeno
4A	4,950	0,070	6,600	6,690	neměřeno
4B	3,510	0,040	4,900	4,820	neměřeno
5A	5,660	0,060	8,600	9,060	neměřeno
5B	3,980	0,040	4,050	4,440	neměřeno
6A	4,850	0,080	6,650	5,430	neměřeno
6B	4,670	0,060	5,950	4,060	neměřeno
7	7,030	0,140	12,600	15,250	3,516
8	8,250	0,160	13,050	19,340	3,182
9	8,350	0,220	15,200	22,390	3,289
10	6,330	0,130	10,100	12,530	3,400
11	6,350	0,110	8,350	11,390	2,980
12	5,680	0,130	8,300	17,910	2,811

5.6 Naměřené hodnoty rtuti ve vzorcích půdy

Koncentrace rtuti v půdních vzorcích odebraných z orné půdy se pohybují v rozmezí 0,0285 – 0,1752 mg/kg. Ve vzorcích odebraných z půd porostlých vegetací je rozmezí 0,0708 – 0,3762 mg/kg. Viz. Tabulka 7.

Tabulka 7 - naměřené hodnoty rtuti

číslo vzorku	koncentrace rtuti (mg/kg)
1A	0,1345
1B	0,1502
2A	0,0687
2B	0,0701
3A	0,0695
3B	0,0587
4A	0,0411
4B	0,0285
5A	0,1752
5B	0,0811
6A	0,0317
6B	0,0307
7	0,0708
8	0,0889
9	0,1036

10	0,3762
11	0,3322
12	0,3186

6 Diskuze

6.1 Výsledky základních půdních analýz

6.1.1 Hodnoty pH

V případě hodnot pH_{H_2O} je vidět, že nejvyšší hodnoty u orné půdy dosahují vzorky odebrané ze dvou posledních míst odběru, přičemž hodnoty jsou vyšší vždy ve vzorcích odebraných z větší hloubky. Jedná se o vzorky 2, 5 a 6, které se nachází pod mírným svahem. Na půdě, která není zemědělsky využívaná, jsou hodnoty zpravidla nižší. Zejména v lokalitě 7, která je v místech bývalého švestkového sadu a v blízkosti parčíku složeného převážně z břízy bělokoré (*Betula pendula*). Hodnoty ze vzorků 8, které byly odebrány na nevyužívané louce, jsou jen nepatrně nižší než hodnoty naměřené v půdě orné. Půdní reakce je tedy pro pH_{H_2O} v rozmezí slabě kyselá- slabě alkalická. Tato hodnocení odpovídají tvrzení z mapového serveru www.geology.cz, kde je půda evidována na podkladu křemenného pískovce.

U pH_{KCl} , jsou nejvyšší hodnoty ve vzorcích 2, 5 a 6, jako v předcházejícím případě. Půdní reakce je tedy hodnocena jako neutrální až alkalická (Materna, Sáníka, 2004). Ve všech ostatních vzorcích je půdní reakce slabě kyselá, výjimku tvoří jen 7 (kyselá) a 3B(neutrální).

6.1.2 Množství organického uhlíku

Jak lze vyčíst z Tabulky 4, všechny hodnoty na orné půdě jsou nízké nebo velmi nízké, s výjimkou vzorku 1A, kde je procentuální podíl hodnocen jako střední. Zde byly tentokrát naměřeny nejnižší hodnoty u vzorků, které jsou níže položené a které se v předchozím měření vyvyšovaly svou hodnotou pH. Vyšší obsah organické hmoty má zde půda zemědělsky nevyužívaná. Nejvyšší naměřená hodnota procentuálního obsahu organického uhlíku je tedy 1,415 u horizontu Ah půdní sondy 7 na území zpuštěného švestkového sadu. Jak uvádí (Ash et al., 2012), v půdách ke je vyšší koncentrace Cox, je také zpravidla vyšší koncentrace rizikových prvků, což se potvrdilo i v tomto případě.

6.1.3 Stanovení kationové výměnné kapacity

U všech odebraných vzorků v orné půdě, s výjimkou vzorku 5, platí, že hodnota kationové výměnné kapacity klesá s hloubkou odběru. Zbylé vzorky byly odebrány všechny ve stejné hloubce, takže pokles hodnot směrem dolů nemůžeme pozorovat. K nižší kationové výměnné kapacitě, přispívá nižší obsah organického uhlíku (Sposito, 2008), což lze vyčíst z tabulek 4 a 5. Kationová výměnná kapacita se obvykle vztahuje na rizikové prvky, kdy se zvyšující se hodnotou přibývá koncentrace rizikových prvků (Bohn et al., 2001). V našem případě měření nepotvrdilo toto tvrzení a mezi kationovou výměnnou kapacitou a koncentrací rizikových prvků není žádná závislost.

6.2 Hodnoty rizikových prvků v půdě

Všechny naměřené hodnoty rizikových prvků v půdě byly porovnány s vyhláškou ministerstva životního prostředí 13/1994 Sb. Příloha této vyhlášky obsahuje seznam rizikových prvků a jejich maximální hodnoty výskytu koncentrace v půdách lehkých a

ostatních, které náleží do zemědělského půdního fondu. Jedná se o prvky, jako je As, Cd, Cu, Pb, Zn, které se mimo jiné nejčastěji vyskytují v oblastech spojených s tavbou kovových rud (Alloway, 1995).

Nejvyšší hodnoty u všech rizikových prvků byly naměřeny ve vzorcích 1A-3B a 7-12. Tyto zmíněné vzorky jsou všechny od krematoria vzdáleny ne více jak 300 metrů. Ve vzorcích zbylých již můžeme v tabulce 6 sledovat pokles naměřených hodnot. Nicméně ani v jednom z případů nedošlo k překročení maximální přípustné koncentrace a to jak pro půdy lehké, tak i pro půdy ostatní.

Ačkoli tyto hodnoty nebyly překročené, tak jsou stále zvýšené. A pokud je vyšší hodnota rizikových prvků v půdě, promítne se i s možným výskytem v rostlinách nebo houbách. V daném místě se nachází lesopark s březou bělokorou (*Betula pendula*), jejíž prostředí svědčí houbám, konkrétně kozáku březovému (*Leccinum labrum*) (Smotlacha, 1999). Jak uvádí (Deborah 1998) houby jsou schopny snášet vysoké koncentrace rizikových prvků, a ty jsou v místech odběrů 7, 8, 9, které jsou právě v okolí parku, nejvyšší. Protože v blízkosti zájmového území se nachází chatařská „oblast“ a hřbitov, lze předpokládat, že zde probíhá i sběr hub a jejich následná konzumace. Prostřednictvím hub se pak dostávají do lidského organismu rizikové prvky obsažené v půdě (Svoboda, 2000).

6.3 Naměřené hodnoty rtuti v půdě

Hodnoty rtuti ze všech osmnácti vzorků z dvanácti odběrových míst jsou v rozmezí 0,0285 – 0,3762 mg kg⁻¹. Průměrný obsah rtuti ze všech vzorků je 0,1239 mg kg⁻¹ a medián 0,076 mg kg⁻¹. Vzorky byly odebírány po směru převládajícího větru, kde je množství rtuti nejvyšší (Rahill, 2012). Koncentrace rtuti byla posouzena podle vyhlášky ministerstva životního prostředí č.13/1994 Sb. Ani v jednom z případů nebylo zaznamenáno překročení maximální přípustné hodnoty. Podle Tabulky 8 je vidět, že celkový průměr ze všech naměřených vzorků je na Mělníku nadprůměrný. Největší koncentrace rtuti je ve vzorcích z míst 10, 11, 12, které jsou zároveň nejbliže krematoriu a chatařské oblasti.

Tabulka 8 - přehled obsahů rizikových prvků na Mělníku (Kubík 2009)

Středočeský kraj - Mělník – lehká půda

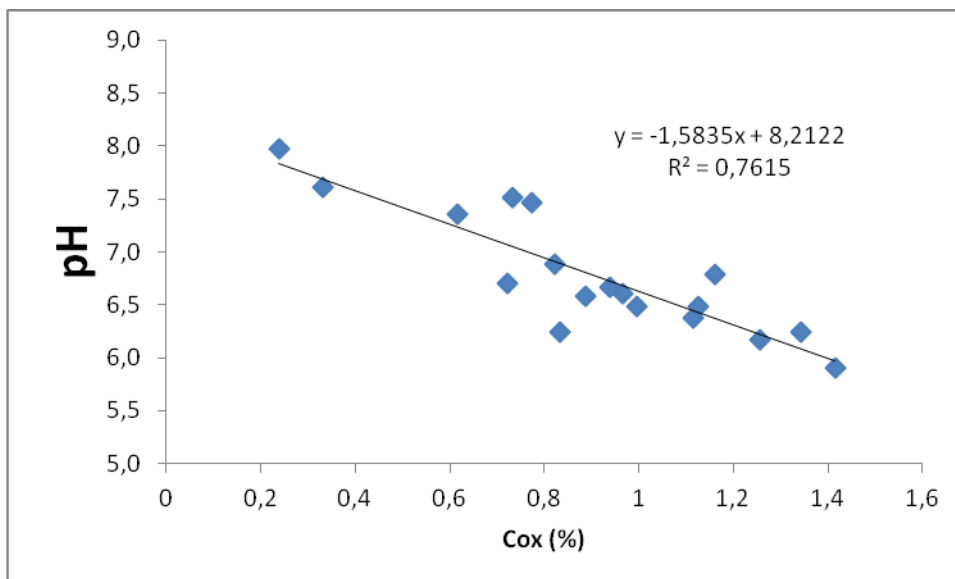
Prvek	Max. přípustná hodnota podle vyhl.č. 13/94 Sb. [mg.kg ⁻¹]	Průměr	Medián	Minimum	Maximum	10. Percentil	90. Percentil	Počet nadlimit. vzorků	Procento nadlimit. vzorků	Počet analyz. vzorků - lehká půda
		mg.kg ⁻¹								
As	4,5	2,06	1,87	1,34	3,15	1,50	2,77	0	0,00	4
Be	2,0	0,34	0,30	0,13	0,97	0,16	0,60	0	0,00	155
Cr	40	3,65	3,20	1,00	11,7	1,60	6,44	0	0,00	155
Cd	0,4	0,38	0,33	0,06	0,84	0,14	0,60	71	45,81	155
Co	10	2,67	2,30	0,70	10,0	1,10	4,52	1	0,65	155
Cu	30	7,01	5,80	1,00	26,6	2,20	12,9	0	0,00	155
Hg*	0,6	0,109	0,060	0,010	0,820	0,030	0,242	2	1,29	155
Ni	15	3,39	3,00	0,80	11,8	0,80	6,50	0	0,00	155
Pb	50	11,0	9,60	2,20	66,2	5,98	17,4	1	0,65	155
V	20	4,40	3,80	1,40	12,2	2,30	7,24	0	0,00	149
Zn	50	16,0	11,3	3,30	67,5	6,08	32,3	7	4,52	155

* uvedené hodnoty vyjadřují celkový obsah Hg

6.4 Vliv půdních charakteristik na rizikové prvky v půdě

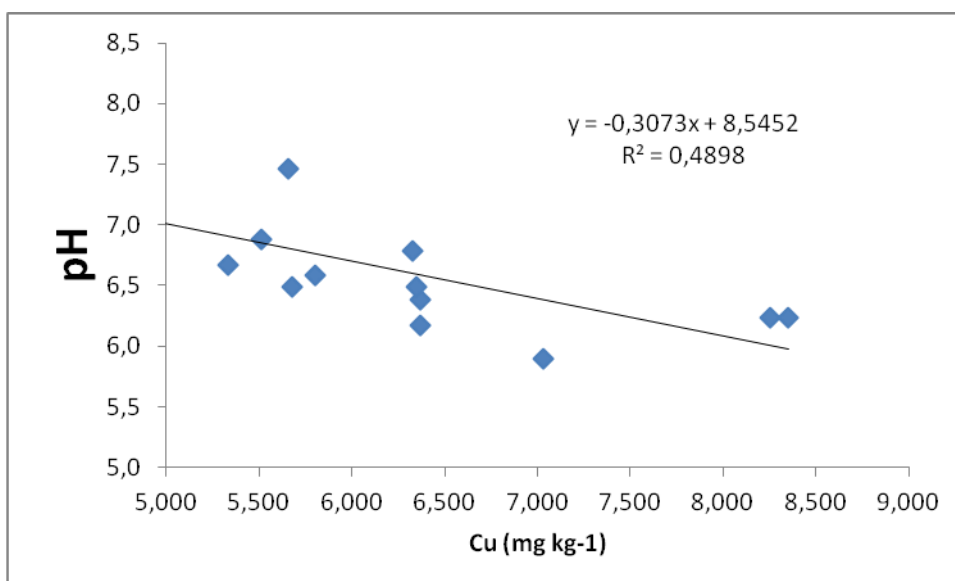
Z hodnot korelací (Tabulka 9) lze vyčíst vzájemné závislosti jednotlivých parametrů ze vzorkovaných půd. Hodnoty jsou vztaženy na všechny odebrané vzorky ze všech odběrových míst.

V tabulce je velmi dobře patrná vzájemná korelace mezi koncentrací organického uhlíku a hodnotami pH. Na obrázku 6 je vidět, jak uvádí (Ettler, 2010), že se stoupající hodnotou organického uhlíku, se snižuje hodnota pH.



Obrázek 6 - závislost koncentrace organického uhlíku Cox (%) na pH

Zjevná je zde i korelace mezi hodnotami pH a sledovanými rizikovými prvky. Jak uvádí (Ettler et al., 2010) se snižující se hodnotou pH se zvyšuje koncentrace rizikových prvků v půdě. To je patrné i z korelací a přiloženého obrázku 7, kde je vidět závislost mědi na pH.



Obrázek 7 - závislost koncentrace Cu(mg.kg-1) na pH

Tabulka 9 - korelace všech měřených chemických parametrů a půdních charakteristik

	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	As mg/kg	KVK (mmol/100g)	hodnota pH KCl	hodnota pH H2O	ObsahCox (%)	obsah humusu (%)	Hg (mg/kg)
Cu mg/kg	1										
Cd mg/kg	0,9092	1									
Pb mg/kg	0,841	0,7591	1								
Zn mg/kg	0,8647	0,9081	0,7484	1							
As mg/kg	0,4359	0,3025	0,6242	-0,0254	1						
KVK (mmol/100g)	0,428	0,3943	0,2662	0,2578	0,6998	1					
hodnota pHKCl	-0,6977	-0,6632	-0,6341	-0,6584	-0,6593	-0,1086	1				
hodnota pHH2O	-0,6998	-0,6663	-0,6793	-0,6745	-0,3681	0,0096	0,9725	1			
ObsahCox (%)	0,6866	0,6932	0,7208	0,6781	0,5348	0,0277	-0,8451	-0,8726	1		
obsah humusu (%)	0,7481	0,7421	0,7685	0,737	0,6511	0,0445	-0,8546	-0,8861	0,992	1	
Hg (mg/kg)	0,2779	0,3088	0,0986	0,318	-0,4679	-0,3374	-0,1751	-0,1817	0,3636	0,3688	1
hladina významnosti		méně než 0,001									
		méně než 0,05									

7 Závěr

Důvodem pro sepsání práce bylo poznání, zdali je v půdách v okolí krematoria zvýšená koncentrace rtuti a dalších rizikových prvků.

Z ostatních měřených rizikových prvků se dostaly nad průměrnou hodnotu všechny až na Cd. Arsen byl stanoven v koncentraci vyšší než je polovina maximální přípustné hodnoty. V tomto případě šlo také „pouze“ o jednu konkrétní lokalitu, a to plochu bývalého ovocného sadu. Jedná se opět o plochu v blízkosti chat a pokrytou po celý rok vegetací, proto by bylo vhodné i v tomto případě sledovat výskyt rizikových prvků na zahradách.

Ve všech vzorcích půdy, odebraných ze zájmové lokality byla prokázána přítomnost rizikových prvků. Ani v jednom z případů koncentrace rizikových prvků nepřekročuje maximální přípustnou hodnotu stanovenou vyhláškou ministerstva životního prostředí 13/1994 Sb. Koncentrace rtuti, ale přesto není zanedbatelná, zejména ve vzorcích, které byly odebrány z míst pokrytých vegetací, které jsou v blízkosti zahrádek u přilehlých chat. Koncentrace rtuti zde dosahovaly průměrné hodnoty $0,34 \text{ mg.kg}^{-1}$, což je více než polovina maximální přípustné hodnoty a trojnásobek průměrné hodnoty pro půdy města Mělník. Bylo by tedy dobré sledovat výskyt rtuti v přilehlých zahradách, kvůli zdravotním rizikům, které by mohly mít dopad na zdraví místních obyvatel.

V porovnání se studii z Velké Británie (není čárka) nejde o ojedinělou situaci. Půda v okolí krematoria Mělník - Mlázice nepřekračuje žádnou z maximálně přípustných hodnot. Jak ale již bylo zmíněno, sledování lokality se do budoucna jeví jako velmi důležité. Do krematoria se sváží těla ze stále širšího okolí, pohřby žehem jsou stále častější a absolutní počty kremací tedy jasně rostou.

8 Seznam použité literatury

- Ármannsson, Halldór. 1999. Geochemistry of the earth's surface: proceedings of the 5th International Symposium on Geochemistry of the Earth Surface, Reykjavik, Iceland, 16-20 August 1999. Brookfield, VT: A.A. Balkema, 574 p. ISBN 90-580-9073-6
- Anon., 2000, Mercury in the Environment, U.S. Geological Survey, Fact sheet 146-00
- Arenholt-Bindslev, D. 1992. Dental Amalgam- Enviromental aspects. Advances in dental research 6 (1) 125-130
- Ash, C., Vacek, O., Jakšík, O., Tejnecký, V., Drábek, O. 2012. Elevated Soil Copper Content in a Bohemian Vineyard as a Result of Fungicide Application. Soil & Water Res., 7 (4): 151–158
- Alloway, B. J. 1995. Heavy Metals in Soils. 2nd edn. Blackie Academic & Professional. London. p. 368. ISBN: 0751401986.
- Berlin, M. 1986. Mercury. In: Friberg L, Nordberg GF, Vouk V, editors. Handbook on the toxicology of metals. Amsterdam (The Netherlands): Elsevier Science Publishers, 387-445.
- Deborah, M. A. 1998: Accumulation of several heavy metals and lanthanides in mushrooms from the Chicago region. The Science of The Total Environment 1-3. 43–56.
- Dostálová, T. a Seydlová, M. 2008. *Stomatologie*. Vyd. 1. Praha: Grada, 193 s. ISBN 978-80-247-2700-4.
- Emteborg, H., 1995. Speciation of mercury in enviromental and biological matrices at ultra-trace levels based on capillary gas chromatography and atomic spectrometry. Solfjadern Offset AB, Umea University, Sweden. ISBN 978-917-1911-049.
- EPA (2012): Fate and Transport and Ecological Effects of Mercury. Dostupné na <http://www.epa.gov/hg/eco.htm>
- Ettler, V., Tejnecký, V., Mihaljevič, M., Šebek, O., Zuna, M., Vaněk, A. 2010. Antimony mobility in lead smelter-polluter soils. Geoderma. 155. 409-418.
- Greenwood, N., Earnshaw, A. 1993. Chemie prvků. 1. vyd. Praha: Informatorium, s.794-1635. ISBN 80-854-2738-9.
- Han, Y., Bhandari, S., Boylan H. M., Kingston H. M., Link D. D., Rahman G. M. M., Richter R. C., Shah S. 2003. Speciation of mercury in soil and sediment by selective solvent and acid extraction. Analytical and Biochemical Chemistry 375(5), 428-436
- Hojdová, M., Navrátil, T., Rohovec, J., Žák, K., Vaněk, A., Chrastný, V., Bače, R., Svoboda, M., 2011. Changes in Mercury Deposition in a Mining and Smelting Region as Recorded in

Tree Rings, Water, Air, & Soil Pollution, Look Inside, March, Volume 216, Issue 1-4, pp 73-82

Houserová P., Janák K., Kubáň P., Pavlíčková J., Kubáň V. 2006. Chemické formy rtuti ve vodních ekosystémech – vlastnosti, úrovně, koloběh a stanovení. Chemické listy 100, 862 – 876

Järup, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. Department of Epidemiology and Public Health. Imperial British Medical Bulletin. London. 68. 167-182.

Kaiser, G., Tölg, G. 1980. Mercury. In: Hutzinger O. editor. The handbook of environmental chemistry. Vol. 3. Part A. Berlin (Germany): Springer Verlag, 1-58.

Katsuhiko, I., Shigenori, A. 1969. Retention of mercury by soil colloids, Soil Science and Plant Nutrition, 15:2, 86-91

Komárek, J., Červenka, R., Pelcová, P. 2007. Stanovení chemických forem rtuti plynovou a kapalinovou chromatografií s detekcí atomovou fluorescenční spektrometrií. Inovace v atomové a fluorescenční spektroskopii, 149 s. ISBN 978–80–86238–33–3

Krystek P., Ritsema R., 2005, Mercury speciation in thawed out and refrozen fish symplex by gass chromatography coupled to inductively coupled plasma mass spectrometry and atomic fluorescence spectroscopy. Anal. Bional. Chem., 381, 354-359 s.

Kubík, L. 2009. Registr kontaminovaných ploch 1990-2008. Brno: ÚKZÚZ v Brně. s.14.

Langworth, S., Bjorkman, L., Elinder, C.G., Jarup, L., Savlin, P., 2002. Multidisciplinary examination of patients with illness attributed to dental fillings. J Oral Rehabil ;29: 705–13

Leopold K., Foulkes M., Worsfold P. J. 2009. Preconcentration techniques for the determination of mercury species in natural waters. Trends in Analytical Chemistry. 28: 426-435.

Lindh, U., Hudecek, R., Danersund, A., Eriksson, S., Lindvall, A., 2002. Removal of dental amalgam and other metal alloys supported by antioxidant therapy alleviates symptoms and improves quality of life in patients with amalgam-associated ill health. Neuroendocrinol Lett ; 23: 459–82

Markert, B., Berlekamp, J., Grodzinska, K., Herpin, Lieth, H. U., Oehlmann, J., Mankovska, B., Suchara, I., Siewers, U., Weckert, V., 1996. 'A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the 'Black Triangle' ', Sci. Total Environ. 193, 85–100.

- Mason, R. P. 2009. Mercury Emissions from Natural Processes and their Importance in the Global Mercury Cycle, Springer, New York, Chap. 7, 173–191, 4723, 4724
- Mudgal, S., Van Long, L., Mitsios, A., Pahal, S., De Toni, A., Hylander, L., 2012, Study on the potential for reducing mercury pollution from dental amalgam and batteries, 245 p.
Dostupné také z http://ec.europa.eu/environment/chemicals/mercury/pdf/Final_report_11.07.12.pdf
- Nacht, D. M., Gustin, M. S. 2004. Mercury emissions from background and altered geologic units throughout Nevada, Water Air Soil Poll., 151, 179–193, 4724
- Němeček, J. a kolektiv. 2001. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU. Praha. 78 s. ISBN: 8023880616
- Paleček J., Linhart I., Horák J., 1999. Toxikologie a bezpečnost práce v chemii. Praha : VŠCHT, 66-67 s. ISBN 80-7080-266-9.
- Perk, M. 2006. Soil and water contamination: from molecular to catchment scale. New York: Taylor and Francis/Balkema, 389 p. ISBN 978-041-5409-438.
- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., R., B. Finkelman, H., Friedli, R., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A. B., Stracher, G. B., Streets, D. G., and Telmer, K. 2010, Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources, Atmos. Chem. Phys. Discuss., 10, 4719–4752
- Rahill, P., 2012, Mercury and Cremation Issues Revisited, Cremation Assotiation of North America Dostupné také z <http://www.cremationassociation.org/?MercuryAndCremation>
- Remi, H., Earnshaw, A. 1962. Anorganická chemie: II. díl. 2. vyd. Praha: SNTL, 831 s. ISBN 80-854-2738-9.
- Sallsten, G., Thoren, J., Barregard, L., Schutz, A., Skarping, G., 1996. Long-term use of nicotine chewing gum and mercury exposure from dental amalgam fillings. J Dent Res 75: 594–8
- Sáňka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Planeta. XII (11).
- Shigeyoshi, G., Hiroo, O., Hiroshi, K. 1979. Volcanic influence on mercury in soils of kagoshima, Southern Kyushu, Japan. Soil Science and Plant Nutrition 25:4, pages 523-537
- Smotlacha, M. 1999. Smotlachův atlas hub: oficiální příručka pro určování jedlých a jedovatých hub. České vyd. 4., upr., V Ottově nakladatelství 1. Ilustrace Jiří Malý. Praha: Cesty, 271 s. ISBN 80-718-1311-7.

SUCHARA, I., SUCHAROVÁ, J., 2002. Distribution of sulphur and heavy metals in forest floor humus of the Czech republic. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 136, Issue 1-4, p. 289-316

Suchara, I., Sucharová, J. 2010. Zjišťování starých a dlouhodobých zátěží území ČR vybranými kovy analýzou lesního humusu. In *Ochrana přírody 1*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha : ENVIRONS, s. 32. ISSN 1210-258X

Sposito, G., 2008. *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press. NY. p. 329. ISBN: 9780195313697.

Svoboda L. 2000. Concentrations of mercury, cadmium, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of a copper smelter and a mercury smelter. *The Science of The Total Environment*. 1. 61–67.

Vyhláška Ministerstva životního prostředí č.13/1994 Sb. ze dne 29. prosince 1993.

Watt, S. 2005. *Mercury*. New York: Benchmark Books, p. cm. Elements (Benchmark Books). ISBN 07-614-1814-8

Welz, B. 1999. *Atomic Absorption Spectrometry*. 3rd rev. Ed. Weinheim: Wiley-VCH, , 941 s. ISBN 35-272-8571-7.

WHO. Methyl Mercury. *Environmental Health Criteria*, vol. 101. Geneva: World Health Organization, 1990

ZBÍRAL, J., 2002. *Analýza půd I: Jednotné pracovní postupy*. Vyd. 2. Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno, 197 s. ISBN 80-86548-15-45.