

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Populace mechů a lišejníků v oblastech kontaminovaných
rtutí**

Diplomová práce

**Bc. Kristýna Čandová
Ochrana a využívání přírodních zdrojů**

Prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci Populace mechů a lišejníků v oblastech kontaminovaných rtutí jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 12. 4. 2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu mé diplomové práce, paní prof. Ing. Jiřině Szákové, CSc. za odborné vedení a cenné rady. Děkuji také paní doc. RNDr. Janě Kocourkové, CSc., za odborné rady při určování druhů lišejníků a mechů. Dále děkuji Ing. Janě Najmanové za odborné vedené v terénu a v laboratoři. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat své rodině, která mě podporovala a motivovala během celého studia.

Populace mechů a lišejníků v oblastech kontaminovaných rtutí

Souhrn

Tato diplomová práce na téma Populace mechů a lišejníků v oblastech kontaminovaných rtutí je členěna na dvě hlavní části. První část tvoří přehled literatury, ve které jsou popisovány chemické a fyzikální vlastnosti rtuti, dále koloběh rtuti v přírodě i rtuť v půdách. Dále jsou představeny mechy a lišejníky, které se uplatňují jako bioindikátory reagující citlivěji než jiné organismy na obsahy rizikových prvků. A v neposlední řadě tato teoretická část popisuje metody stanovení rtuti a zájmové lokality, kde byly sbírány reprezentativní vzorky mechů a lišejníků. Jedná se o lokality bývalých dolů, Jedová Hora, Libčice a Horní Luby. Celkem bylo odebráno 51 mechů a 48 lišejníků.

Cílem diplomové práce bylo zjistit do jaké míry tyto organismy na znečištění prostředí reagují, a vybrat druhy, které mohou jako bioindikátory poskytnout nejprůkaznější výsledky. Touto problematikou se zabývá praktická část, která je zaměřena na sběr vzorků, úpravou a následnou analýzou na jednoúčelovém atomovém absorpčním spektrometru AMA 254. Celkové zastoupení jednotlivých druhů mechů a lišejníků v zájmových lokalitách, ukazuje změny složení společenstva mechů a lišejníků v závislosti na úrovni kontaminace prostředí. Následně praktická část porovnává obsahy rtuti u vybraných druhů mechů a lišejníků v závislosti na koncentraci v půdě. Jedná se o tyto druhy mechů – *Hypnum cupressiforme*, *Plagiomnium affine*, druhy lišejníků – *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, které byly nejvíce zastoupeny v zájmových lokalitách. Celková koncentrace rtuti u mechů se pohybovala v rozmezí od 0,03 - 3,95 mg.kg⁻¹, u lišejníků minimální hodnota dosahovala 0,03 mg.kg⁻¹ a maximální hodnota byla 5,89 mg.kg⁻¹. Nejvyšších obsahů rtuti bylo naměřeno na lokalitě Jedové Hoře u mechu *Brachythecium albicans*, u lišejníku *Leparia incana*. Z 99 analyzovaných druhů mechů a lišejníků překročilo 55 vzorků stanovené limitní hodnoty pro krmiva a lze je označit za nevhodné ke konzumaci. Byla prokázána závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti v mechu *Hypnum cupressiforme*.

Klíčová slova: Rtuť, mechy a lišejníky, diverzita, akumulace

The mosses and lichens population in mercury polluted areas

Summary

This thesis on the topic of Mosses and Lichen Populations in Mercury Contaminated Areas is divided into two main parts. The first part consists of an overview of the literature, which describes the chemical and physical properties of mercury, as well as the cycle of mercury in nature and mercury in soils. Furthermore, mosses and lichens are presented, which are used as bioindicators reacting more sensitively than other organisms to the contents of risk elements. And last but not least, this theoretical part describes the methods of determining mercury and the locality of interest, where representative samples of mosses and lichens were collected. These are the locations of former mines, Jedová Hora, Libčice and Horní Luby. A total of 51 mosses and 48 lichens were collected.

The aim of the thesis was to find out to what extent these organisms react to environmental pollution, and to select the species that can provide the most convincing results as bioindicators. This issue is dealt with in the practical part, which is focused on sample collection, processing and subsequent analysis on a single-purpose atomic absorption spectrometer AMA 254. The total representation of individual species of mosses and lichens in the localities of interest shows changes in the composition of the community of mosses and lichens depending on the level of environmental contamination. Subsequently, the practical part compares the mercury contents of selected species of mosses and lichens depending on the concentration in the soil. These are the moss species - *Hypnum cupressiforme*, *Plagiomnium affine*, lichen species - *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, which were most represented in the localities of interest. The total concentration of mercury in mosses ranged from 0.03 - 3.95 mg.kg⁻¹, in lichens the minimum value reached 0.03 mg.kg⁻¹ and the maximum value was 5.89 mg.kg⁻¹. The highest mercury contents were measured at the Jedová Hora site in the moss *Brachythecium albicans* and the lichen *Leparia incana*. Of the 99 species of mosses and lichens analyzed, 55 samples exceeded the set limit values for feed and can be classified as unsuitable for consumption. The dependence of the concentration of mercury in the soil on the concentration of mercury in the moss *Hypnum cupressiforme* was demonstrated.

Keywords: Mercury, mosses and lichens, diversity, accumulation

Obsah

1. Úvod	8
2. Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3. Přehled literatury	10
3.1. Rtuť	10
3.1.1. Fyzikální a chemické vlastnosti rtuti	11
3.1.2. Toxicita rtuti	12
3.1.3. Koloběh rtuti v přírodě	12
3.1.4. Rtuť v půdách	14
3.2. Mechy	16
3.3. Lišejníky	17
3.4. Metody stanovení rtuti	18
3.4.1. Metoda studených par	18
3.4.2. Přístroj AMA 254 - princip	18
3.5. Charakteristika zájmového území	19
3.5.1. Popis zájmového území Horní Luby	19
3.5.2. Popis zájmového území Jedová Hora	20
3.5.3. Popis zájmového území Libčice	20
4. Metodika	22
4.1. Sběr vzorků v terénu	22
4.2. Úprava vzorku před analýzou	22
4.3. Analýza rtuti ve vybraných vzorcích	22
4.4. Zpracování dat	23
5. Výsledky	23
5.1. Stanovení celkového obsahu rtuti v půdách v zájmových lokalitách	23
5.2. Horní Luby	24
5.2.1. Mechy	24
5.2.2. Lišejníky	25
5.3. Jedová Hora	27
5.3.1. Mechy	27
5.3.2. Lišejníky	28

5.4.	Libčice	30
5.4.1.	Mechy	30
5.4.2.	Lišejníky	31
5.5.	Celkové zastoupení mechů	33
5.6.	Celkové zastoupení lišejníků.....	34
5.7.	Porovnání obsahu rtuti u vybraných druhů mechů v závislosti na koncentraci v půdě.....	35
5.8.	Porovnání obsahu rtuti u vybraných druhů lišejníků v závislosti na koncentraci v půdě	36
6.	Diskuze	38
6.1.	Horní Luby	38
6.2.	Jedová Hora.....	39
6.3.	Libčice	40
6.4.	Mechy	40
6.5.	Lišejníky	41
7.	Závěr.....	42
8.	Literatura.....	43

1. Úvod

Chemické prvky a jejich sloučeniny jsou nedílnou součástí zemské kůry. Přírodními procesy jako jsou např. zvětrávání, vulkanická činnost nebo větrná a vodní eroze, se dostávají do pedosféry a biosféry. S vývojem lidské technologie se obsah prvků v půdě významně změnil, např. těžbou rud byla narušena přirozená ložiska prvků v podloží, které se při transportu a roztroušování rud dostávají do životního prostředí (Cibulka et al., 1986).

Rtuť se řadí mezi toxické rizikové prvky. Vyskytuje se v různých formách jako elementární, anorganická a organická rtuť (Cibulka et al., 1986). Nejčastější výskyt rtuti v minerální fázi je v podobě cinabaritu neboli rumělky (HgS), který je hlavní složkou rud pro těžbu. Do životního prostředí, zejména do půdy, se dostává jako výsledek rozpadu minerálů při zvětrávání (Grigal, 2003). Přirozeně se vyskytující rtuť obsahuje nízké koncentrace, obsah je zvyšován především činností člověka, např. spalováním fosilních paliv a těžbou rud.

Zemská kůra obsahuje průměrné množství rtuti $0,1 - 0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Mlčoch, 2008). V České republice se průměrná koncentrace rtuti v půdě pohybuje v rozmezí $0,02 - 0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Cibulka et al., 1986). Mobilita a transport rizikových prvků závisí na chemických a mineralogických charakteristikách půdy (Tlustoš et al., 2006).

Pro tuto práci byly vybrány tři lokality bývalých dolů, Jedová Hora, Libčice a Horní Luby. Jedová Hora u Neřežína náleží k několika českým historickým ložiskům těžby cinabaritu, nachází se jihovýchodně od Komárova a jihozápadně od Hořovic nad obcí Neřežín v okrese Beroun Středočeského kraje (Velebil, 2003). Obec Libčice patří k jedné z nejvýznamnějších oblastí dobývání zlata v Čechách na Novoknínsku, kraje s dlouholetou tradicí těžby zlata (Hornické muzeum Příbram, 2022), ležící zhruba 4 km na jih od Nového Knína v okrese Příbram Středočeského kraje (Místopisy.cz, 2022b). Kontaminace půdy rtutí zde pochází z použité technologie těžby zlata, kdy se zlato z rudy získávalo procesem amalgamace. Horní Luby patří k historicky nejvýznamnějším lokalitám, kde se kdysi dobýval cinabarit (Velebil, 2009). Nachází se zhruba 20 km severně od města Cheb a 5 km od hranic s Německem v okrese Cheb Karlovarskému kraji (Místopisy.cz, 2022a).

Rtuť se tak může z těchto míst dále šířit do povrchových vod a sedimentů, kde může být přeměněna na nebezpečnější formy a začleněna do potravního řetězce (Bueno et al., 2009). Rtuť má schopnost přeměny na plynnou formu a volatilizace do atmosféry (Pacyna 2020). Přítomnost rtuti představuje hrozbu nejen pro životní prostředí, ale i pro lidské životy, protože dokáže poškodit téměř každý orgán a tělesný systém (Kim, 2016).

Některé mechorosty se uplatňují jako bioindikátory, díky své anatomické stavbě a fyziologii. Reagují citlivěji než jiné organismy na obsah škodlivých látek ve svém okolí a na některé faktory dokonce i bez zjevného vnějšího poškození např. akumulací látek ve stélce. Proto slouží jako indikátory znečištění ovzduší, a dále jako akumulátory těžkých kovů včetně radionuklidů (Váňa, 2016).

Lišejníky lze využít jako bioindikátory znečištění ovzduší, k měření toxických elementárních polutantů a radioaktivních kovů, neboť tyto látky kumulují ve svých houbových vláknech. (Skalka, 2004). Stélky lišejníků přijímají až desetkrát více škodlivých látek než ostatní cévnaté rostliny (Kubát et al., 2003).

2. Vědecká hypotéza a cíle práce

Hypotéza: Obsahy rtuti v biomase mechů a lišejníků odrážejí obsahy těžkých podílů toho prvku v kontaminované půdě a hladina rtuti v prostředí ovlivňuje zastoupení jednotlivých druhů mechů a lišejníků v prostředí.

Cíle práce: Posoudit, do jaké míry tyto organismy na znečištění prostředí reagují, a vybrat druhy, které mohou jako bioindikátory poskytnout nejprůkaznější výsledky. Důležité je také zjistit, zda a jak se mění složení společenstva mechů a lišejníků v závislosti na úrovni kontaminace prostředí.

3. Přehled literatury

3.1. Rtuť

Rtuť (Hg) řadíme do skupiny kovů a jako jediný kov se při pokojové teplotě (25 °C) stává těžkou kapalinou, tekoucí obdobně jako voda a připomínající roztavené stříbro. Proto byl latinský název rtuti *Hydrargyrum* odvezen od řeckých slov *hydros* voda a *argyros* stříbro (Navrátil, 2011). Pokud nezahrnujeme ložiskové akumulace, jsou koncentrace Hg ve svrchní, střední a spodní kůře Země variabilní (Hazen, 2012). Zemská kůra obsahuje průměrné množství rtuti 0,1 – 0,3 mg.kg⁻¹ (Mlčoch, 2008). V zemské kůře se vyskytuje více než 25 minerálů obsahujících rtuť (Schroeder, Munthe, 1998). Jedná se tedy o přirozeně se vyskytující kov (Selin, 2009). Nejčastější výskyt rtuti v minerální fázi je v podobě cinabaritu neboli rumělky (HgS), který je hlavní složkou rud pro těžbu (Obr. č. 1). Do životního prostředí, zejména do půdy, se dostává jako výsledek rozpadu minerálů při zvětrávání. Koncentrace rtuti v půdě je velmi nízká a to 0,01 mg.kg⁻¹ v minerálních půdách, kromě rudných ložisek rtuti (Grigal, 2003). V České republice se průměrná koncentrace rtuti v půdě pohybuje v rozmezí 0,02 - 0,2 mg.kg⁻¹ (Cibulka et al., 1986).



Obr. č. 1.: Cinabarit, Jedová hora (Velebil, 2003).

První písemné zmínky o rtuti jsou ve spisech Aristotelových 4. stol. př. n. l., pomocí rtuti léčili tehdejší lékaři některé kožní nemoci (Cibulka et al., 1986). Lidem byl cinabarit znám pro svou typickou barvu a hojně ho využívali jako červený pigment v malířství (Vesmír, 2014). Již ve staré Číně (2 000 let př. n. l.) znali tento kov a dokázali jej využívat.

Ve středověku alchymisté používali rtuť v technice nazývané zlacení v ohni, v kapalné rtuti rozpouštěli zlato za vzniku kapalného nebo houbovitého amalgámu (Navrátil, Rohovec, 2014).

V dnešní době se rtuť běžně používá ve formě dentálních amalgámů, k amalgamací zlata, při výrobě chloru, hydroxidu sodného a PVC. Je také obsažena v zářivkovém osvětlení, bateriích, přepínačích a měřicích zařízeních. Dříve našly sloučeniny rtuti využití i v zemědělství na moření osiva proti houbovým chorobám (Bortman et al., 2003).

3.1.1. Fyzikální a chemické vlastnosti rtuti

Rtuť (Hg) existuje pouze ve třech oxidačních stavech - 0, I a II, které stanovují její vlastnosti a chování. I přes omezený počet oxidačních stavů vytváří rtuť velký počet sloučenin, lišící se svými fyzikálními a chemickými vlastnostmi (Houserová et al., 2006). Hovoříme o těžkém kovu, který je lesklý a stříbrně bílý. Tento kov není dobrým vodičem tepla, ale výborným vodičem elektrické energie. Rtuť tvoří 7 stabilních izotopů: ^{196}Hg , ^{198}Hg , ^{199}Hg , ^{200}Hg , ^{201}Hg , ^{202}Hg , ^{204}Hg (Prokeš, 2005).

Elementární rtuť (Hg^0) je chalkofilní kov, který se kvůli slabým atomovým vazbám za pokojové teploty a atmosférického tlaku vyskytuje v kapalném stavu za (teplota tání $-38,83\text{ }^\circ\text{C}$ a teplota varu $356,73\text{ }^\circ\text{C}$). Má protonové číslo 80, relativní atomovou hmotnost 200,59. A její elektronová konfigurace vyplňuje orbitály f a d ($[\text{Xe}] 4f^{14}5d^{10}6s^2$). Elementární rtuť se nachází v kapalných, plynných i rozpuštěných fázích (Hazen, 2012).

Mezi hlavní chemické formy rtuti, které se běžně vyskytují v přírodě, patří anorganické oxidované formy rtuťného (Hg_2^{2+}) a rtuťnatého (Hg^{2+}) iontu a jejich sloučenin (Houserová et al., 2006). Časté sloučeniny jednomocné rtuti jsou halogenidy, obsahující ion Hg_2^{2+} , např. kalomel (Hg_2Cl_2). U dvojmocné rtuti najdeme větší počet chemických sloučenin, např. oxidy, sulfidy, halogenidy nebo soli silných oxokyselin (dusičnany, chloridy a sírany). Organokovové sloučeniny rtuti obsahují jeden nebo dva uhlovodíkové zbytky navázané na atom kovu (Prokeš, 2005).

V půdním a sedimentárním prostředí se může rtuť redukovat zásluhou činnosti železo- (FeRB) či sulfát-redukujících (SRB) bakterií, kterými je Hg^{2+} methylována do organické formy. Pevná kovalentní vazba C-Hg je velice stabilní, a navíc v porovnání s rtutí anorganickou více toxičtější.

Nejčastěji se vyskytující variantou organické rtuti je monomethylrtuť $\text{CH}_3\text{-Hg}^+$, v literatuře nazývaná jako methylrtuť, MMHg nebo MeHg. Tato forma rtuti jeví nevyšší schopnost bioakumulace. V menší míře se v prostředí vyskytuje dimethylrtuť ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ (DMHg) (Liu a kol., 2011).

V atmosféře rtuť vystupuje pouze ve formě par elementární rtuti. V podobě anorganických solí a organických komplexů se nachází ve vodě, v půdě sedimentech i v živých organizmech (Prokeš, 2005). V oceánských vodách je průměrná koncentrace rtuti menší než $5 \times 10^{-7}\text{ mg kg}^{-1}$ (Hazen, 2012).

3.1.2. Toxicita rtuti

Rtuť z pohledu toxikologie dělíme na elementární rtuť, anorganické sloučeniny a organické sloučeniny (Houserová et al., 2006). Elementární forma rtuti se v důsledku nízkého párového tlaku (0,002 mm Hg při 25 °C) vypařuje stokrát rychleji. Její vdechované páry jsou pro člověka na 100 % biodostupné. Rtuť se uloží v lidském mozku, dochází k různým změnám v chování, trest a deprese. Požití elementární rtuti v kapalném stavu nepředstavuje významné zdravotní riziko, protože její biodostupnost je daleko nižší než 0,01 %.

Anorganické soli jsou rozpustné ve vodě, při intoxikaci lidského organismu způsobují podráždění střev nebo poškození ledvin. Sloučeniny obsahující Hg^{2+} jsou více rozpustné a toxické než sloučeniny obsahující Hg^{1+} .

Organické sloučeniny jsou rozpustné v tucích, pronikají hemoencefalitickou bariérou do mozku a způsobují neurologické poruchy vedoucí až k úmrtí (Langford, Ferner, 1999).

3.1.3. Koloběh rtuti v přírodě

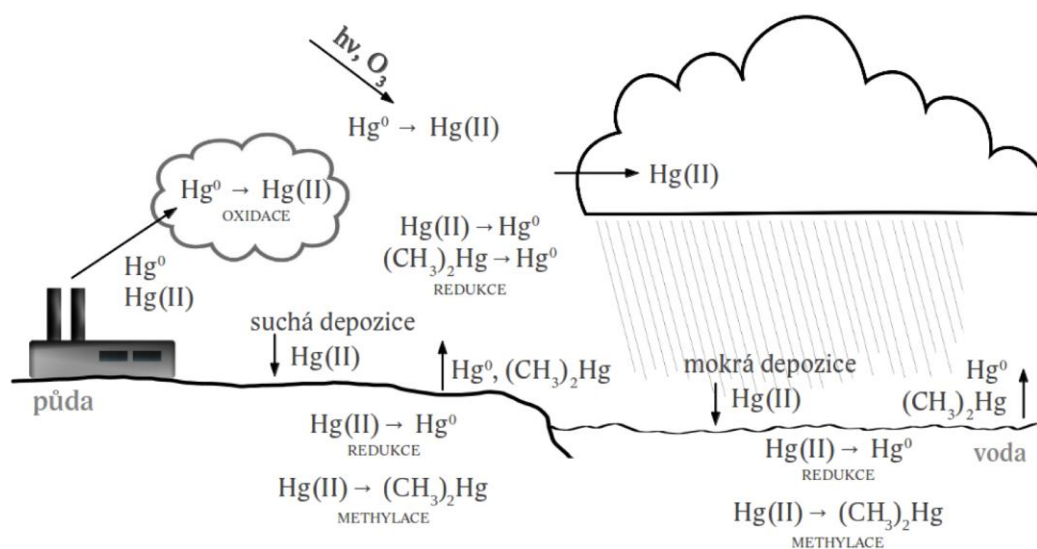
Rtuť je přirozenou součástí zemské kůry, a proto se dá u ní očekávat určitou rovnováhu jejího obsahu mezi složkami životního prostředí. Přirozeně se do životního prostředí dostávala pomocí vulkanické činnosti a erozí půdy. Větrná eroze a volatilizace byly příčinou toho, že se rtuť dostávala z podloží a půdy do atmosféry. Právě v atmosféře se dokáže rtuť šířit na velké vzdálenosti, a proto se stává globálním polutantem. Antropogenní činností se narušila přirozená rovnováha rtuti v životním prostředí, rtuť se pak ukládá a působí v ekosystémech. Obsah rtuti v půdách se pohybuje mezi 0,02 až 0,2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Cibulka et al., 1986).

Koloběh rtuti začíná v atmosféře, kde se vyskytuje přes 95 % v elementární podobě. Tady se rtuť oxiduje za pomoci ozonu na oxid rtuťnatý (HgO) a dochází zde i k fotolýze jejích organických sloučenin. Tyto oxidované formy se v podobě vodních srážek dostanou na zem nebo do vody (Houserová et al., 2006).

Rtuť může být dále sorbována na na půdní částice nebo tvořit další sloučeniny (Selin et al., 2008). Ve slaných vodách se nachází nejčastěji ve formě chloridu rtuťnatého (HgCl_2) a chloridu metylrtuťnatého (CH_3HgCl), ve sladkých vodách se objevuje nejvíce ve formě hydroxidu rtuťnatého ($\text{Hg}(\text{OH})_2$) a hydroxidu metylrtuťnatého (CH_3HgOH) (Moore, 2012). Záleží však na daném typu hornin, velikosti půdních částic a fyzikálně-chemických vlastnostech půdy, které ovlivňují mobilitu toho prvku. Na dně moří, jezer a řek se nejvíce usazuje methylrtuť a kovová rtuť (Dadová, 2014). Elementární rtuť nebo sulfid rtuťnatý (HgS) se pomocí mikroorganismů či abioticky přemění na potencionálně nejtoxičtější a nejrozpuštěnější sloučeniny rtuti, tedy methylrtuť, která se velmi dobře váže na organickou hmotu. Zprvu intoxikuje nejmenší organismy ve vodě, a poté i celý ekosystém (Kafka, 2002), přičemž koncentrace Hg v organismu se zvyšuje se zvyšující se pozicí v potravní pyramidě. Mikroorganismy zapříčiní i redukci Hg^{2+} na elementární rtuť a následnou volatilizaci rtuti zpět do atmosféry (Kabata-Pendias, 1992).

Mezi hlavní přírodní zdroje rtuti patří sopky, ložiska minerálů bohatých na Hg a volatilizace z oceánu. V životním prostředí se rtuť neustále pohybuje, její cyklus lze popsat šesti hlavními kroky: odplynování rtuti z hornin, půd a povrchových vod nebo emisí ze sopek

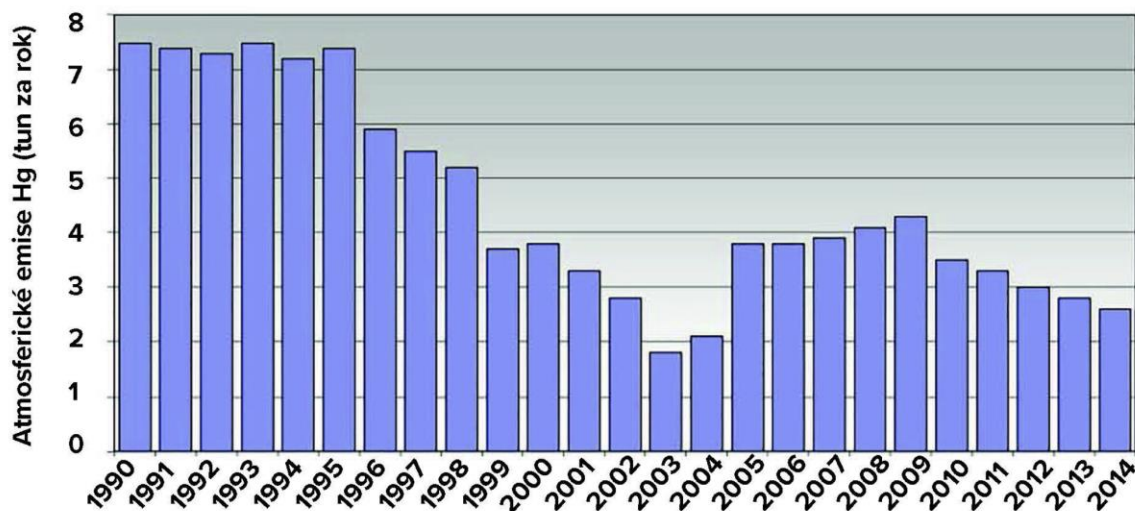
a lidských činností, pohyb v plynné formě atmosférou, ukládání rtuti do půdy a povrchové vody, převod prvku na nerozpustný sulfid rtuti, srážení nebo biokonverze do více těžkých nebo rozpustných forem, jako je methylrtuť, rtuť se vrací zpět do atmosféry nebo se bioakumuluje v potravních řetězcích (Abelsohn et al. 2002). Koloběh rtuti v prostředí popisuje Obr. č. 2.



Obr. č. 2: Zjednodušené schéma transformace rtuti v prostředí (O. Lindqvist, 1985).

Mezi hlavní antropogenní zdroje rtuti se řadí spalování fosilních paliv a odpadu, výroba chloru, zpracování kovů, používání hnojiv a fungicidů s obsahem rtuti. Tyto zdroje zvyšují množství rtuti v atmosféře, a to zhruba o 1,5 % ročně (Krabbenhoft, Rickert 1995). Světové antropogenní emise rtuti do atmosféry dosahují skoro 2000 tun za rok, z toho Evropa zodpovídá zhruba za 10 %. Od devadesátých let emise rtuti poklesly až o 80 %, naopak tomu je v Asii, kde se předpokládá dalšího navýšení. Pokles rtuti do atmosféry byl způsoben poklesem spotřeby energie získávané z fosilních paliv, transformací průmyslového odvětví, a především zákazem používání rtuti ve spousty odvětví průmyslu. Vzhledem k výši antropogenních emisí rtuti do atmosféry Česká republika zaujímá 12. místo v Evropě, dle údajů z databáze evropského monitorovacího programu (EMEP). Dle Grafu č. 1 dochází od devadesátých let k významnému snížení emisí rtuti do atmosféry ze 7,5 tuny v roce 1990 na 2,6 tuny v roce 2014 (Ochrana přírody, 2018). Studie opírající se o stanovení kovů v ledovcových vrstvách, v kterých se kovy akumulují díky dálkovému přenosu emisí, tyto změny jasně potvrzují. Mezi prvotřídní studie záznamu Hg v ledovcovém profilu náleží studie, kterou publikovali Schuster et al. (2002). Tato studie se uskutečnila na ledovci nacházejícím se na území Skalistých hor v USA. Odvrtné ledové jádro v délce 160 m zaznamenalo hlavní historické události, které byly spojené se značnými emisemi Hg. Vůbec nejstarší událostí, která se zachytila ve tvaru anomálního peaku, byla exploze sopky Tambora datovaná do roku 1815. Jako další vulkanické činnosti rozpoznané v záznamu jsou

exploze sopek Krakatau (1883) a Mount Saint Helens (1980). Tyto zaznamenané události vyplývající z antropogenní činnosti, které znázorňují velmi delší časové úseky oproti vulkanickým děním, byly období zlaté horečky (1850-1884), období vzestupu výroby v době 2. světové války (1940-1945) a posléze období průmyslové revoluce (1880 - až po současnost) (Schuster et al., 2002).



Graf č. 1: Historický vývoj antropogenních emisí Hg na území ČR (EMP).

3.1.4. Rtut' v půdách

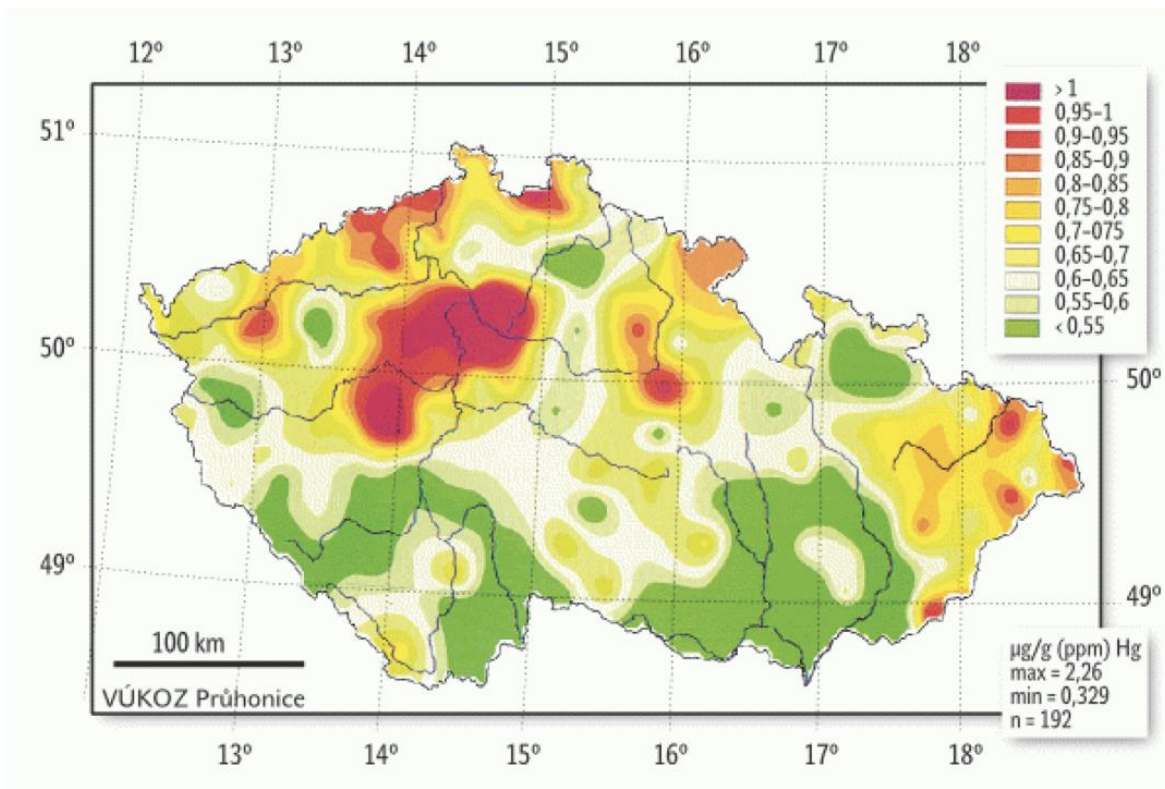
Půda je významnou složkou ekosystému, regulující koloběh látek, pracující i jako úložiště a deaktivátor. Zároveň půda slouží jako zdroj rizikových prvků (Prokeš, 2005). Půda je tvořena organickou i anorganickou hmotou ve stavu drobných částic nebo v koloidním stavu, dále plyny a vodou, společně představuje rovnovážný heterogenní systém. Horní půdní horizont obsahuje zhruba 2–5 % organické hmoty. Hlavní minerální složky půdy jsou jíly, silty a písky (Koplík et al., 1997).

Zemská kůra obsahuje průměrné množství rtuti 0,1 – 0,3 mg.kg⁻¹ (Mlčoch, 2008). V České republice se průměrná koncentrace v půdě pohybuje v rozmezí 0,02 - 0,2 mg.kg⁻¹. Organické půdy mají vyšší množství rtuti než půdy minerální (Bollen et al., 2008). Rtut' je nejméně mobilní v půdách, kde jsou obsaženy jílové minerály (Zhu, Zhong 2015). Rtut' se v půdě nachází ve sloučeninách, v první řadě ve formě Hg(OH)₂ za zásaditých podmínek a HgCl₂ za podmínek kyselých, či se váže na humusové látky (Bollen et al., 2008). Rtut', která se do půdy dostala antropogenní činností je labilnější v porovnání s podobnou kontaminací rtuti geologického původu (Reis et al., 2015).

Množství mobilní rtuti ovlivňuje také obsah síry v půdě (Barnet et al., 1997). Nejčastější sloučeninou, která vznikne při navázání síry na rtut' je HgS a v silně alkalickém prostředí se tvoří i HgS₂²⁺ (Bollen et al., 2008). Účinnými adsorbantů rtuti jsou sulfidické minerály (Barnet et al., 1997). Nejvhodnější podmínky pro adsorpci HgOHCl⁰ jsou při pH = 7. V půdě nastává i k vymývání rtuti a k vypařování elementární rtuti a organokovových sloučenin rtuti.

Díky vypařování se v povrchových vrstvách objevuje méně rtuti než ve vrstvách spodních (Bollen et al., 2008).

Dle výzkumu z roku 1995 byl naměřen průměrný obsah rtuti v lesním humusu 0,66 mg.kg⁻¹, vzhledem ke snížení emisí rtuti bude dnešní průměrná koncentrace nepochybně nižší (Ochrana přírody, 2018). Obr. č. 3 charakterizuje mapu obsahu rtuti v lesním humusu. Tato mapa vznikla na základě měření 192 vzorcích, údaje v legendě odpovídají mg.kg⁻¹.



Obr. č. 3: Mapa obsahu rtuti sloučenin rtuti (Ochrana přírody, 2018).

Vyhláška č. 153/2016 Sb. vymezuje limitní hodnoty pro rtuť stanovenou rozkladem lučavkou královskou na 0,3 mg.kg⁻¹ sušiny pro lehké půdy a na 0,3 mg.kg⁻¹ sušiny pro ostatní půdy.

3.2. Mechy

Oddělení mechy – Bryophyta (syn. Musci, Muscophyta) je nejvíce specializovaná skupina mechorostů – Bryophytinae (syn. Bryophytina, Bryobiota), počet rodů přesahuje 700 a počet druhů se odhaduje nejvýše na 13 000 (Kalina, Váňa, 2010).

Mechorosty jsou mnohobuněčné zelené výtrusné rostliny, zpravidla suchozemské. Některé jsou druhotně přizpůsobené životu ve vodním prostředí (Kalina, Váňa, 2010). Mechorosty neobsahují lignin. V pohlavním rozmnožování zůstaly vázané na vodní prostředí. Mechorosty mají heteromorfní, heterofázickou rodozměnu v životním cyklu. Rozmnožování je buď vegetativní nebo pohlavní. Oproti cévnatým rostlinám, které přijímají vodu pomocí kořenů, mají mechorosty rhizoidy – přichytná vlákna. Větší množství vody a minerálních látek získávají z atmosféry, pouze nepatrné množství ze substrátu (Váňa, 2006). Mechorosty dělíme na pleurokarpní a akrokarpní. Pleurokarpní mechy jsou převážně poléhavé a větvené, oproti mechům akrokarpním, které jsou vzpřímené a nevětvené. Větší část minerální výživy z atmosféry přijímají mechy pleurokarpní ve srovnání s akrokarpními, tyto druhy přijímají některé těžké kovy stoupající kapilární vodou (Tyler, 1990).

Člověk využíval některých vlastností mechorostů již od středověku, např. k balení špiček šípů do mechorostů. V první světové válce se mechorosty používaly jako ob vazový materiál na odřenininy nebo jako izolační materiál kolem láhví (podoba termosek). Použití mechorostů nalezneme i v lidové medicíně. Mechorosty představují prostředí pro život jednotlivých organismů – roztočů, želvušek, chvostosků a vířníků (Váňa, 2006).

Mechorosty představují nezastupitelnou roli v ekosystémech rašelinišť, pramenišť, lesů, tundry a dalších. Vykazují vysokou retenční schopnost, jsou schopny velmi rychle pojmout značné množství vody a velice pomalu a postupně ji uvolňovat. Mechorosty se podílejí na fotosyntéze, na hydrologických, chemických, dekompozicích a dalších procesech (Váňa, 2006).

Životní cyklus zahrnuje pohlavní fázi (gametofyt), ta je tvořena zeleným prvoklíčkem (protonematem), který vyklíčí z výtrusu (spory) a vlastní zelenou rostlinkou (gametofor) (Kalina, Váňa, 2010). Výtrus je ve většině případů jednobuněčný. Na gametoforu se vytvářejí pohlavně orgány (Gamentangia). Spermatozoidy jsou nitkovité, spirálně stočené, s dvěma zpátky ohnutými bičíky a oplozují vaječnou buňku (Váňa, 2006).

Vzhledem k anatomické stavbě a fyziologii se některé mechorosty uplatňují jako bioindikátory. Vyskytují se během celého roku. Mechorosty mají krátký životní cyklus, jejich reakce je tedy relativně rychlá. Mechorosty reagují často citlivěji než jiné organismy na obsah škodlivých látek ve svém okolí a na některé faktory dokonce i bez zjevného vnějšího poškození např. akumulaci látek ve stélce. Proto slouží jako indikátory znečištění ovzduší, a dále jako akumulátory těžkých kovů včetně radionuklidů. Mechorosty reagují na vlivy prostředí odlišně během svého životního cyklu. Nejcitlivějším stadiem je protonema, dále pak gametangia a spermatozoidy (Váňa, 2006).

Mechy jsou rozšířeny skoro po celém světě, chybí výhradně v oblastech extrémně suchých (pouště) a místech pokrytých trvalým ledem či zcela bez vegetace. Kromě toho mechy neosídľují mořský biotop. Převážná část druhů je suchozemských, řada druhů nicméně druhotně osídľila tekoucí i stojaté vody. Základním významem mechů v přírodě je jejich schopnost zadržovat vodu a pozitivně ovlivňují vodní režim krajiny (Kalina, Váňa, 2010).

Klasifikace mechů (Bryophyta) je členěna do 8 tříd – Takakiopsida, Sphagnopsida, Andreaeopsida, Andreaebryopsida, Oedipodiopsida, Polytrichopsida, Tetraphidopsida, Bryopsida. Polytrichopsida zahrnuje 23 rodů a většinu zástupců mechů zahrnuje třída Bryopsida (95 % mechů patří do této třídy) (Váňa, 2006).

V České republice se nachází 669 mechů (Kučera, Váňa, 2005).

3.3. Lišejníky

Lišejníky jsou duální organismy, skládající se z houby (mykobionta) a řasy nebo sinice (fotobionta) (Skalka, 2004). Avšak ne každé soužití řasy nebo sinice a houby pokládáme za lišejník. Organismus označující jako lišejník, musí vytvářet stélku (Kalina, Váňa, 2010). Leckdy se nejedná o vzájemně výhodné soužití mezi organismy, a proto některé druhy mezi sebou vytvářejí specifický vztah nazvaný jako specifický lichenismus (Skalka, 2004). Fotobiont nese své vlastní jméno, k mykobiontu se vztahuje vědecké jméno lišejníku (Kalina, Váňa, 2010). Systematicky jsou řazeny do hub (Nash, 2008).

Koexistenci houby s řasou dochází ke vzniku organismů s mnoho novými vlastnostmi, které disponují odlišnými vlastnostmi jak na rozmnožování, tak i na prostředí. Díky tomu lišejníky zaujímají extrémní stanoviště, jako jsou písčité půdy, skály (Balabán, 1960), substráty s vysokým obsahem kovů, extrémně suchá nebo kyselá stanoviště. Mykobiont zajišťuje organismu přísun vody a anorganické látky, naproti tomu fotobiont dodává organické látky (Kalina, Váňa, 2010).

Pro lišejníky je velmi důležitá vzdušná vlhkost, například mlha, (Büdel, Lange, 1991). Zejména u druhů epifických, které rostou na stromech nebo jiných rostlinách (Svoboda, 2004). Tyto lišejníky jsou vystavovány velkému množství kontaminantů zachycených na velké ploše, jako např. koruna stromů, než je plocha, kde rostou (Nash, 2008).

Lišejníky jsou velice citlivé na znečištění prostředí kyselými dešti, prachovými částicemi a dalšími polutanty (Skalka, 2004). Látky, které přijímají z ovzduší mohou být i toxické a akumulovat se v různých částech lišejníků. Citlivost různých druhů lišejníků oproti toxickým látkám je velice odlišná. Odolné druhy lišejníků přežívají i několik let (Nash, 2008).

Lišejníky jsou dominantní organismy hlavně na extrémních stanovištích jako jsou polární a subpolární oblasti (Bačkor, Loppi, 2009), kde působí jako půdotvorní činitelé. Nalezneme je i na borce dřevin, dřevě, skalách i zemi. Převážně v tropických oblastech se vyskytují na listech stromů. Lišejníky se nacházejí i na speciálních podkladech jako je kov sklo, krunýře želv a krovky brouků. Některé druhy lišejníků jsou jedovaté (např. *Letharia vulpina*, *Vulpcida pinastris*), jedná se o lišejníky obsahující deriváty kyseliny vulpinové, která působí na centrální nervový systém, vyvolává zrychlené dýchání, které přispívá až k vyčerpání organismu. Dalším využitím bylo z lišejníků získat barvivo lakmus (*Rocella*), a parfém (*Evernia prunastri* a *Pseudevernia furfuracea*). Lišejníky se upotřebují i jako krmivo pro zvířata, zejména pro soby (rod *Cladonia*), dále slouží jako potrava a úkryt pro bezobratlé. Lišejníky jsou pověstné a studované pro antibiotické účinky. Dodnes se využívá *Cetraria islandica* na výrobu plicních čajů (Kalina, Váňa, 2010). Lišejníky lze využít jako bioindikátory znečištění ovzduší, k měření toxických elementárních polutantů a radioaktivních kovů, neboť tyto látky kumulují ve svých houbových vláknech. (Skalka, 2004).

Stélky lišejníků jsou z velké části určovány mykobiontem, až na několik výjimek jsou tvary stélky stanoveny fotobiontem (rod *Cystocoleus* nebo *Ephebe*). Její vývoj dochází až po symbióze (Büdel, Scheidegger, 2008). Podle stavby stélky lišejníky dělíme do tří základních skupin: korovité, lupenité a keříčkovité lišejníky (Kalina, Váňa, 2010). Stélky lišejníků přijímají až desetkrát více škodlivých látek než ostatní cévnaté rostliny (Kubát et al., 2003).

3.4. Metody stanovení rtuti

Nejrozšířenější metodou stanovení rtuti v různých matricích je atomová absorpční spektrometrie. Tato analytická metoda je určena k elementární kvantitativní analýze kovových prvků stopových koncentrací. Lze jí stanovit pro šedesát prvků periodické tabulky. Základním principem je absorpce přijatelného elektromagnetického záření volnými atomy v plynném stavu. Jedná se o velmi citlivou, jednoduchou a spolehlivou metodu. Závěrem této analýzy jsou vždy údaje o koncentracích stanovovaných prvků (Klouda, 2016).

3.4.1. Metoda studených par

Podstatou této metody je, že dvojmocná rtuť v iontové formě se v kapalném stavu redukuje na legendární rtuť chloridem cínatým nebo tetrahydroxyboritanem sodným. Uvolňují se tak atomy rtuti v základním stavu za laboratorní teploty bez nutnosti použití zvýšené teploty pro atomizaci. Odtud pochází název metody. Páry rtuti jsou vedeny do měřicí cely. Je možno použít také sušící krok a pro určení nízkých koncentrací může být užit kolekce rtuti na amalgamátoru – křemelina potažená vrstvou zlata nebo stříbra, případně síťové těleso ze zlatého drátku. Po skončení kolekce rtuti za pokojové teploty je amalgamátor zahříván na teplotu až kolem 1000 °C, poté je rtuť vedena proudem nosného plynu do měřicí cely. Důležitým bodem při stanovení rtuti touto metodou je úprava vzorku před analýzou (Černohorský, Jandera, 1997), protože Hg přítomná ve vzorku musí být před analýzou kvantitativně převedena do roztoku.

Rtuť má dostačující tenzi par i za laboratorní teploty, proto lze za této teploty stanovit absorpci odpovídající koncentraci volných atomů rtuti, tento úkaz se používá např. při přímém měření obsahu rtuti v ovzduší (Černohorský, Jandera, 1997).

3.4.2. Přístroj AMA 254 - princip

Efektivní variantou této metody je pak jednoúčelový atomový absorbní spektrometr Advanced Mercury Analyser (AMA 254). Tento přístroj přímo stanovuje obsah rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez nutnosti chemické úpravy vzorku (např. extrakce, mineralizace, rozpouštění). Je založen na principu generování par kovové rtuti s následujícím zachycením a zakoncentrováním těchto par na zlatém amalgamátoru, tímto se docílí maximálně vysoké citlivosti stanovení a nezávislosti výsledku stanovení na matrici vzorku (Komínková, 2010).

Vzorek o známe navážce nebo objemu je umístěn na niklovou lodičku, která je pokynem z řídicího počítače přesunuta do spalovací pece. Zde dochází k řízenému vysoušení a spálení

vzorku. Soustavou prostupuje proud kyslíku při tlaku 200 až 250 kPa s průtokem $0,2 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$ s následnou dekompozicí ($750 \text{ }^\circ\text{C}$), během které je uvolněna veškerá rtuť. Rozkladné produkty jsou vedeny přes katalyzátor, kde je dokončena jejich oxidace a zachycovány látky kyselé povahy (např. halogeny, oxidy nebo síry) (Costley et al., 2000). Následně je rtuť kvantitativně zachycena amalgamátorem, vodní pára obsažená v rozkladných produktech je zahřívána na $120 \text{ }^\circ\text{C}$, aby se zabránilo kondenzaci vody (Komínková, 2010).

Po skončení rozkladu vzorku a stabilizaci teploty je změřeno zachycené množství rtuti. Krátkým ohřevem rtuti se dostává z amalgamátoru, oblak rtuťových par je nosným plynem veden přes delší měřicí kyvetu. Poté se rtuť shlukuje ve zpoždovací nádobce a z ní vstupuje do kratší měřicí kyvety. Systém dvou kyvet různé délky zajišťuje široký rozsah koncentrací rtuti v analyzovaných vzorcích. Po průchodu kyvetou je změřena absorbance záření atomy rtuti na vlnové délce $253,65 \text{ nm}$ a zhodnocena pomocí metodou externí kalibrace. Zdrojem záření je nízkotlaká rtuťová výbojka, detekci zajišťuje křemíková UV dioda. Celková doba analýzy trvá cca 5 až 7 minut. Lze dosáhnout absolutní meze detekce přibližně $0,01 \text{ ng Hg}$ (Komínková, 2010).

3.5. Charakteristika zájmového území

Pro diplomovou práci byla vybrána tři studijní území, u kterých se předpokládá zvýšený výskyt rizikového prvku rtuti.

3.5.1. Popis zájmového území Horní Luby

Obec Horní Luby je místní částí spadající pod obec s pověřeným obecním úřadem Luby, zhruba 20 km severně od města Cheb a 5 km od hranic s Německem. Město Luby náleží k okresu Cheb Karlovarskému kraji (Místopisy.cz, 2022a). Celkem ve městě Luby a přilehlých obcích žije 2179 obyvatel k 1. lednu 2020 (Město Luby, 2023). Horní Luby zaujímají katastrální území o rozloze $3,9 \text{ km}^2$ (CÚZK, 2022b).

Horní Luby patří k historicky nejvýznamnějším lokalitám (Horní Luby u Chebu, Jedová Hora u Hořovic, Svatá u Berouna, Bezdrůžice u Mariánských lázní, Jesenná u Semil), kde se kdysi dobýval cinabarit. Největšího rozkvětu dosáhlo dobývání cinabaritu v první polovině 16. století a ložisko se stalo evropsky významným producentem rtuti. Vytěžený cinabarit byl na místě zpracován, a zároveň větší část byla tavením vyráběna na rtuť. Evropský trh prodával namletou cinabaritovou surovinu spolu s rtutí jako hodnotný červený pigment.

Přímo pod osadou Horní Luby se nachází komplex dolů. Začátky dolování cinabaritu jsou sporné, neboť tito autoři své domněnky ničím nedokládají a počátky dovození spíše přisuzují k nejstarším zmínkám o Lubsku (Luby a okolí) z roku 1158. Uložené archiválie v Okresním archivu v Chebu dokumentují dva doly ve druhé polovině 15. století., Schampach a sv. Petr. Později tyto doly dostaly název Zvěstování Panny Marie a Tří Králů. Mnoho důkazů o dolování cinabaritu je z 16. století, kdy dolování v Horních Lubech zažilo vrchol a největší slávu, a to v letech 1520 až 1570. K roku 1563 zaznamenáno celkem šest dolů, které byly propojeny odvodňovacími štolami. Kolem roku 1580 došlo k přerušení těžby, která byla obnovena v roce 1585 v omezené míře. V letech 1961 až 1962 byl uskutečněn metalometrický průzkum.

Pozůstatkem dolování je soubor několika nevýrazných zbytků aplanovaných hald rozmístěných na ploše 300 x 300 m. Odhad celkové produkce komplexu dolů za celou dobu jeho existence je 200 tun rtuti (Velebil, 2009).

3.5.2. Popis zájmového území Jedová Hora

Jedová Hora (537 m. N. M.) se nachází jihovýchodně od Komárova a jihozápadně od Hořovic nad obcí Neřežín (Velebil, 2003). Jedová Hora katastrálně spadá pod obec Neřežín, která je součástí obce Chaloubky v okrese Beroun Středočeského kraje. Je zde evidováno 65 adres (CÚZK, 2022a). Jedová Hora tvoří předhoří brdskému hřebenu Beranec (662 m.n.m.) (Velebil, 2003).

Jedová Hora u Neřežína náleží k několika českým historickým ložiskům těžby cinabaritu. Od 15. století se zde dobývala sedimentární železná ruda. Jako vedlejší produkt se občas dobýval i cinabarit v 18. a 19. století. Ze cinabaritu byla vyráběna rtuť, kvalitní a čistý cinabarit byl rozemlet a prodáván jako červený pigment (Velebil, 2003). Například v roce 1830 bylo vyprodukováno kolem 1,5 tuny rtuti. Výroba rtuti se prováděla ve zvláštních pecích, a to v komárovském zámku až do roku 1857 (Brdy.info, 2022). Jedová hora bývá rovněž označována jako Dědova hora. Pravděpodobně název Jedová hora byl odvozen od případů otrav dělníků, kteří se nadýchali jedovatých látek vypouštěných do okolního prostředí při zpracování železné rudy s příměsí cinabaritu (Velebil, 2003). V průběhu mineralogických výzkumu vzorků z ložiska Jedová hora byl zjištěn rtuť vyjimečně bohatý makroskopický tetraedrit. Výsledky práce dokazují, že takto vysoký obsah rtuti v tetraedritu byl jeden z nejvyšších dosud zjištěných (Velebil, Losos, 2008).

3.5.3. Popis zájmového území Libčice

Libčice je část města Nový Knín, ležící zhruba 4 km na jih od Nového Knína v okrese Příbram Středočeského kraje Obr. 1. (Místopisy.cz, 2022b). Libčice zaujímá katastrální území o rozloze 6,73 km². Je zde evidováno 84 adres a k roku 2011 tu žilo 219 obyvatel (Mapy.cz, 2022).

Obec Libčice patří k jedné z nejvýznamnějších oblastí dobývání zlata v Čechách na Novoknínsku, kraje s dlouholetou tradicí těžby zlata (Hornické muzeum Příbram, 2022). Zlatý důl se nachází cca 2,5 km jihozápadně od obce Libčice. Nepřímé historické informace o hornické činnosti v této oblasti pocházejí už ze středověku, a to ze třináctého a patnáctého století. Těžba zlata probíhala v sedmáctém až v devatenáctém století. V průběhu devatenáctého století došlo k zastavení těžby. V roce 1912 započal novodobý rozvoj těžby zlata, který byl ukončen roku 1923 (Litochleb et al., 2003). Bylo zde vytěženo přibližně 8661 tun rudy a získáno 25 kg zlata (Váňa, Litochleb, 2001).

Po roce 1923 se těžba neprováděla a důl byl pouze udržován (Český klub Zlatokopů, 2022). Další těžba probíhala v letech od 1940-1945 (období druhé světové války), bylo vytěženo zhruba 16000 tun rudy a získáno 51 kg zlata (Podzemi Solvayovy lomy, 2013). Po válce byl uskutečněn v letech 1945-1957 báňský průzkum, který vyhodnotil minimální zásoby zlata v dole. Důl dosáhl téměř hloubky 400 m (Váňa, Litochleb, 2001).

V současnosti je část těžebního areálu dolu opuštěna a postupně zarůstá okolním lesem. Některé provozní budovy jsou částečně užívány a přeměněny k bydlení, ale větší část se postupně rozpadá. Těžní šachta je zcela zasypána a nepřístupná (Podzemi Solvayovy lomy, 2013). Makroskopické nálezy zlata jsou velmi vzácné (Litochleb et al., 2003). V okolí vznikla naučná stezka Kozí Hory – Libčice (Český klub Zlatokopů, 2022).

Tyto opuštěné doly jsou často považovány za potenciální zdroje znečištění přírodního prostředí. Dochází zde k degradaci místní krajiny. Těžba zlata může ovlivnit půdní strukturu a také fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti půdy. Okolí bývalých i aktivních zlatých dolů bývají zvýšené koncentrace prvků rtuti, která se často používá při těžbě zlata (Amonoo-Neizer et al., 1996). Rtuť pochází z procesu amalgamace, kdy je zlatonosná hornina exponována kovové elementární rtuť, která na sebe váže zlato. Takto vzniklý amalgám, slitina zlata a rtuť, je po oddělení horniny pyrolyzován a rtuť se odpaří do atmosféry (Ped.muni. 2011). V areálu zlatého dolu v Libčicích byly analyzovány půdy, které vykazovaly zvýšené obsahy prvků As, Cd, Cu, Hg, Pb a Zn (Komárek et al., 2013).

Obsahy rizikových prvků a jejich potenciální riziko pro životní prostředí je ovlivněno fyzikálně-chemickými parametry půdy a dalšími charakteristikami. Uvolňování rizikového prvku z koloidních částic bohatých na kovy obsažených v důlní hlušíně do půdy, představuje případné riziko pro rostliny a půdní faunu. Zvýšené obsahy As a Hg byly zaznamenány i v organismu obyvatel, žijící v blízkosti těžebních oblastí (Amonoo-Neizer et al., 1996).

4. Metodika

Mechy a lišejníky byly vzorkovány na třech studijních lokalitách - Horní Luby, Jedová Hora a Libčice. Tyto oblasti byly vybrány na základě mapování kontaminace na půdách, kde se v minulosti těžily železné rudy. Na každé lokalitě bylo náhodně vybráno 7 bodů a v jejich okolí probíhalo vzorkování.

4.1. Sběr vzorků v terénu

Cílem bylo na každé z lokalit sbírat stejné druhy mechů a lišejníků, aby bylo možné jednotlivé druhy mezi sebou porovnávat. Celkem bylo odebráno 51 mechů a 48 lišejníků. Vzorky byly odebírány v dostatečně velké velikosti, přibližně o velikosti dlaně. Tak bylo zajištěno potřebné množství vzorku k následnému rozkladu a chemické analýze. Poté byl každý vzorek vložen do papírového sáčku a označen místem dané lokality a pořadovým číslem.

Odběry vzorků v terénu znázorňuje Tab. č. 1. První sběr se konal dne 26. 5. 2021 na Jedové Hoře a celkem bylo odebráno 31 druhů, z toho 18 druhů mechů a 13 druhů lišejníků. Druhý sběr proběhl dne 2. 6. 2021 v Horních Lubech, celkem bylo nasbíráno 37 vzorků, 15 druhů mechů a 22 druhů lišejníků. Poslední sběr vzorků byl proveden 8. 6. 2021, kdy se sebralo celkem 31 vzorků, 18 druhů mechů a 13 druhů lišejníků. Výsledky byly vyhodnoceny celkem z 99 vzorků mechů a lišejníků.

Tab. č. 1: Sběr a celkové počty vzorků v zájmových lokalitách (Zdroj: vlastní).

Zájmová lokalita	Sběr vzorků	Počet vzorků – mechů	Počet vzorků – lišejníků	Celkem vzorků
Jedová Hora	5/26/21	18	13	31
Horní Luby	6/2/21	15	22	37
Libčice	6/8/21	18	13	31
Celkem vzorků	-	51	48	99

4.2. Úprava vzorku před analýzou

Laboratorní práce probíhaly v laboratoři České Zemědělské Univerzity na fakultě životního prostředí pod vedením paní doc. RNDr. Janě Kocourkové, CSc.. Vzorky byly zbaveny humusové vrstvy a dalších nečistot pod mikroskopem. Následně probíhalo jejich určování. Čisté a vysušené vzorky byly uloženy do pH – neutrálních papírových sáčků a řádně popsány. Poté byly vzorky převezeny na fakultu agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, kde byly rozdrceny v třecí misce a připravené k analýze.

4.3. Analýza rtuti ve vybraných vzorcích

Stanovení obsahů rtuti ve vzorcích bylo provedeno pomocí jednoúčelového analyzátoru AMA - 254, bez předchozího rozkladu vzorků. Nejprve byly samotné vzorky zváženy na analytických vahách s přesností na 4 desetinná místa. Takto připravený vzorek o známe navážce byl umístěn na niklovou lodičku, která byla pokynem z řídicího počítače přesunuta

do spalovací pece spektrometru AMA 254, kde probíhala analýza rtuti. Celý průběh měření je promítán do počítačového programu AMA Analysis, výsledné údaje o obsahu rtuti ve vzorcích jsou uváděny v mg.kg^{-1} .

4.4. Zpracování dat

Statistické vyhodnocení dat bylo zpracováno v programu Microsoft Excel, kde byly použity základní popisné údaje jako je průměr, směrodatná odchylka, lineární regrese.

5. Výsledky

5.1. Stanovení celkového obsahu rtuti v půdách v zájmových lokalitách

Ze zájmových lokalit byly odebrány reprezentativní vzorky pro stanovení celkového obsahu rtuti v půdách. Místa, odkud byly vzorky půd odebírány byly shodné s místy pro vzorky mechů a lišejníků. Výsledky obsahů rtuti v půdách byly porovnány s hodnotami stanovenými ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. pro preventivní a indikativní obsahy Hg v půdách. Celkové obsahy rtuti v půdách uvádí Tab. č. 2.

Tab. č. 2: Celkový obsah rtuti [mg.kg^{-1}] v půdách v zájmových lokalitách (Zdroj: Kosařová, 2022).

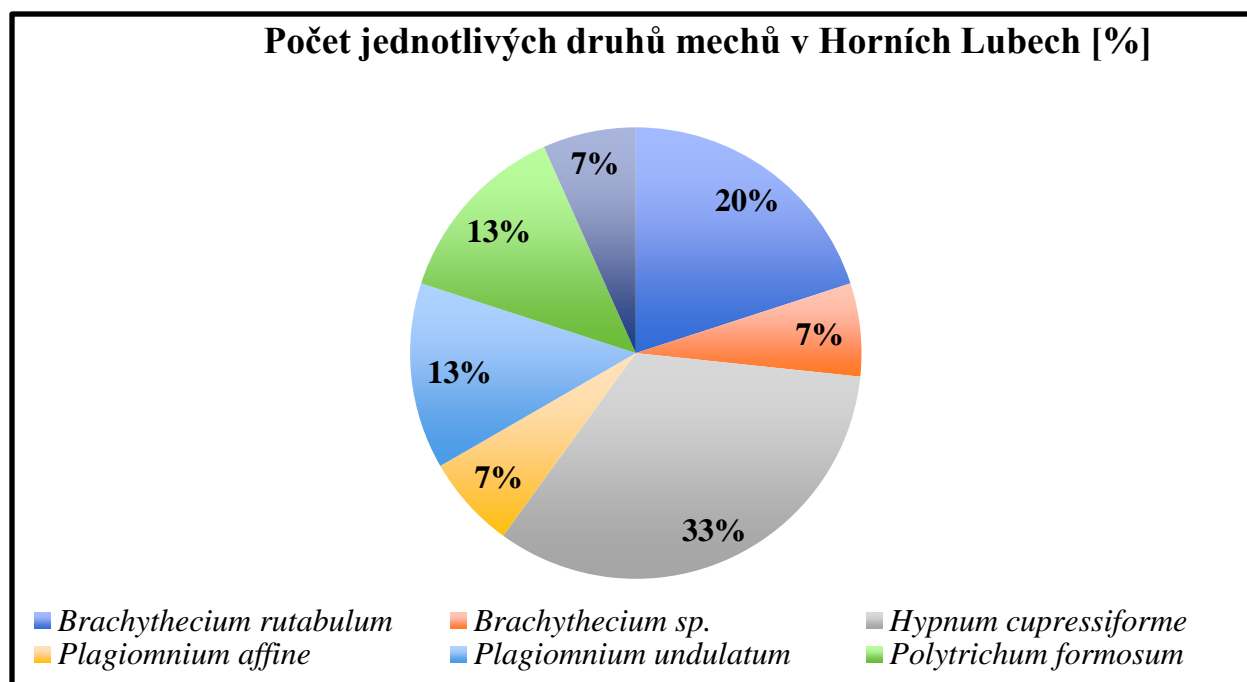
Celkový obsah Hg (mg.kg^{-1}) v půdách dle zájmových lokalit			
Odběrové místo	Horní Luby	Jedová Hora	Libčice
1	34,2	4,78	15,5
2	56,1	8,23	0,663
3	9,9	8,75	5,69
4	50,5	8,9	4,45
5	15,4	0,221	4,27
6	3,3	19,7	6,01
7	117	136	2,45

5.2. Horní Luby

V Horních Lubech bylo nasbíráno celkem 37 vzorků ze 7 odběrových míst. Z toho bylo 15 druhů mechů a 22 druhů lišejníků.

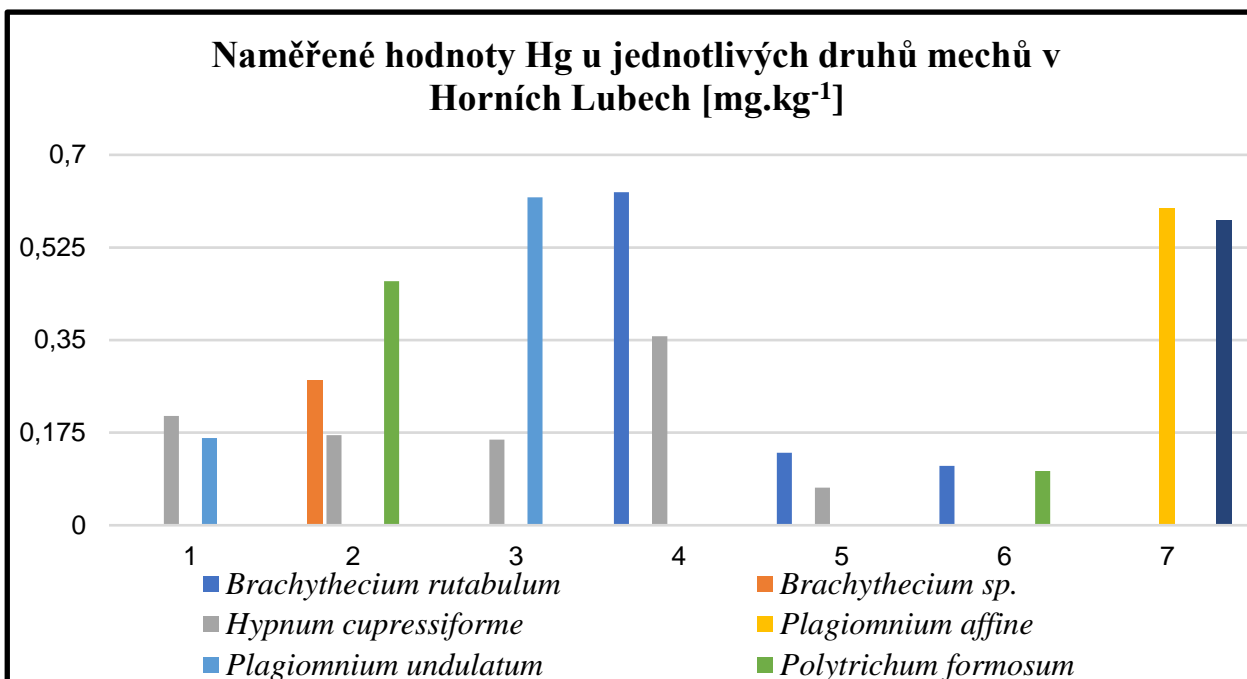
5.2.1. Mechy

Celkové zastoupení jednotlivých druhů mechů ukazuje Graf č. 2, ze kterého je zřejmé, že nejvíce sbíraným druhem v Horních Lubech byl *Hypnum supressiforme*.



Graf č. 2: Celkové zastoupení jednotlivých druhů mechů v Horních Lubech (Zdroj: vlastní).

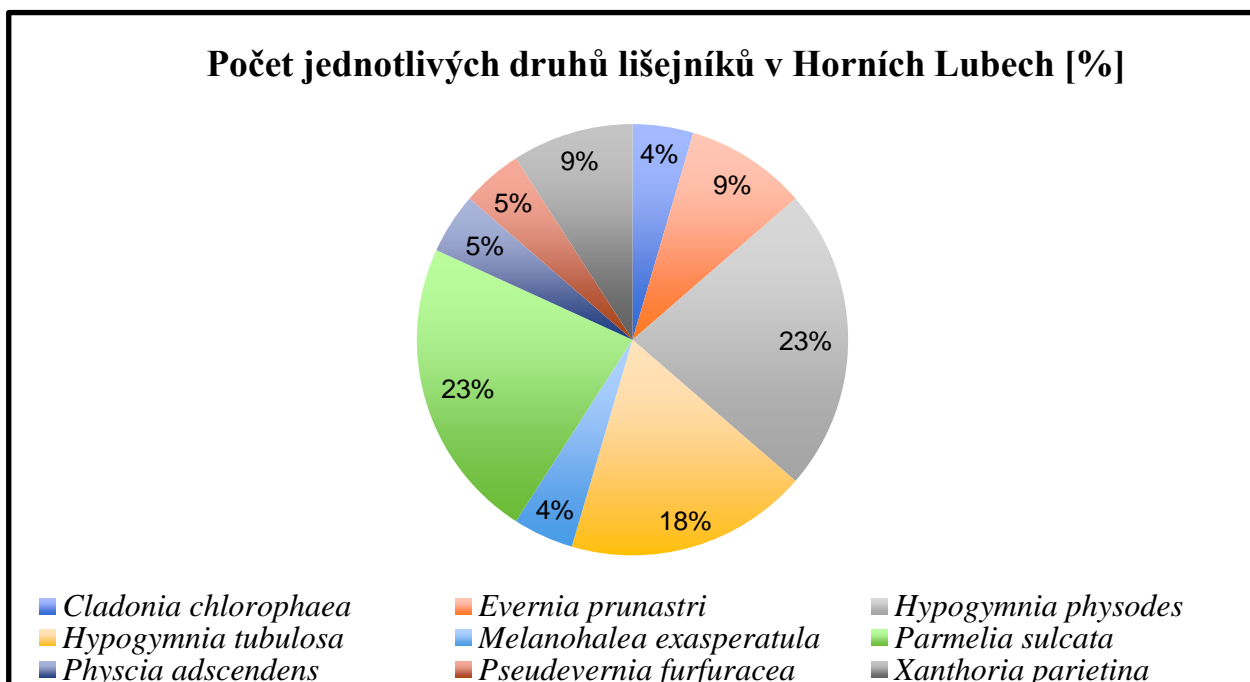
Průměrná hodnota rtuti u těchto mechů byla 0,291 mg.kg⁻¹ se směrodatnou odchylkou 0,211 mg.kg⁻¹. Z Grafu č. 3 vyplývá, že nejvyšší naměřená průměrná hodnota rtuti 0,629 mg.kg⁻¹ byla u vzorku *Brachythecium rutabulum* na 4. bodě odběrového místa.



Graf. č. 3: Naměřené hodnoty Hg u jednotlivých druhů mechů v Horních Lubech [mg.kg⁻¹]
(Zdroj: vlastní).

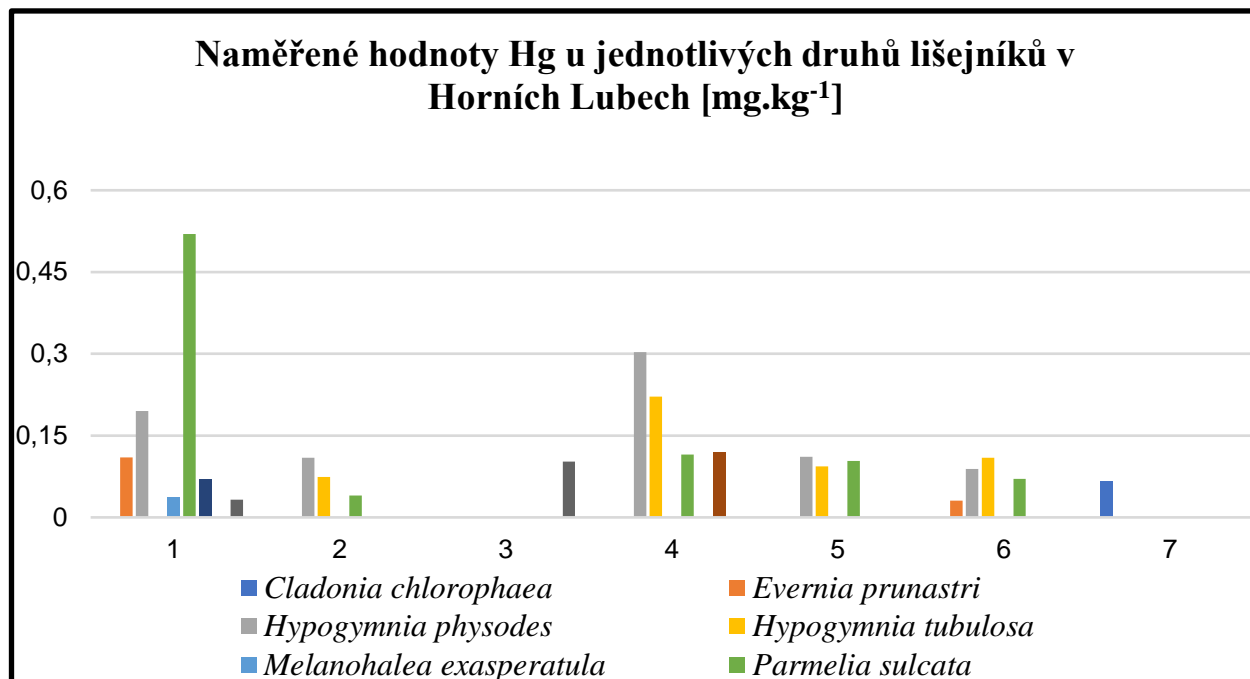
5.2.2. Lišejníky

Celkové zastoupení jednotlivých druhů lišejníků popisuje Graf č. 4. Tyto vzorky lišejníků vykazují průměrnou naměřenou hodnotou 0,124 mg.kg⁻¹ a směrodatnou odchylkou 0,109 mg.kg⁻¹.



Graf č. 4: Celkové zastoupení jednotlivých druhů lišejníků v Horních Lubech [mg.kg⁻¹]
(Zdroj: vlastní).

Nejvyšší naměřená průměrná hodnota rtuti byla u druhu *Parmelia sulcata* 0,519 mg.kg⁻¹, naopak nejnižší naměřená průměrná hodnota rtuti byla u druhu *Evernia prunastri* 0,039 mg.kg⁻¹ (viz Graf č. 5).



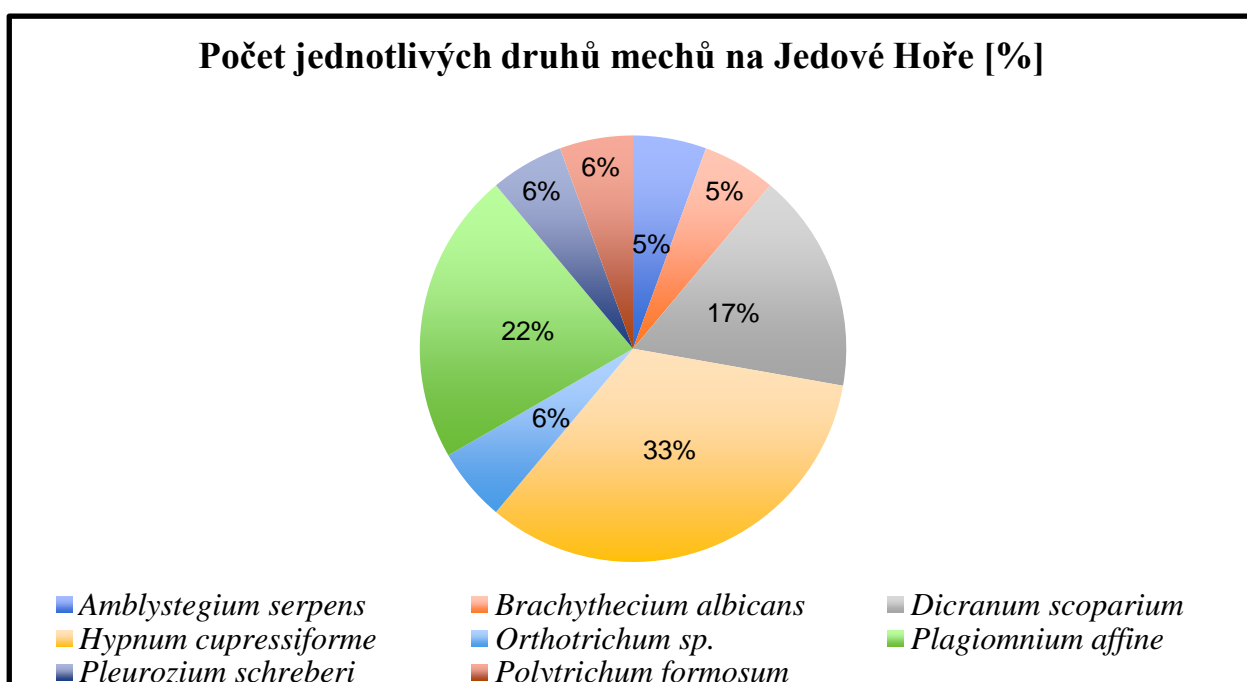
Graf. č. 5: Naměřené hodnoty Hg u jednotlivých druhů lišejníků v Horních Lubech [mg.kg⁻¹]
(Zdroj: vlastní).

5.3. Jedová Hora

Na Jedové Hoře bylo odebráno celkem 31 vzorků, z toho 18 druhů mechů a 13 druhů lišejníků na 7 odběrových místech.

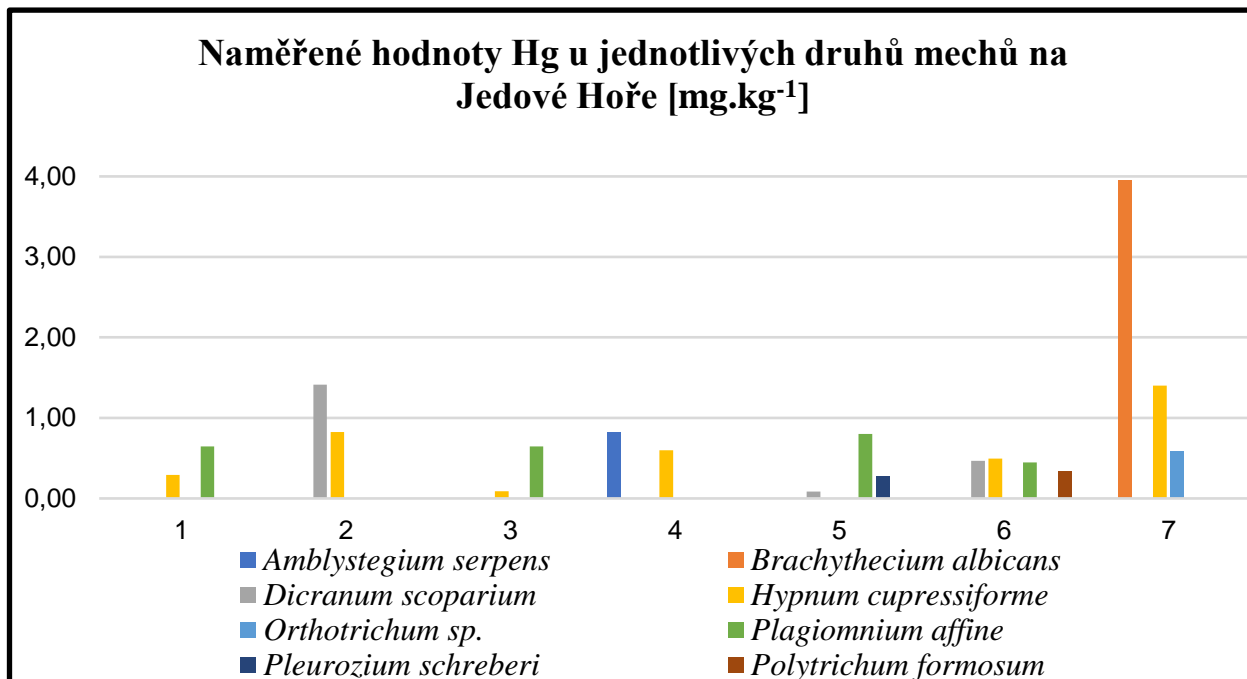
5.3.1. Mechy

Průměrná naměřená hodnota rtuti v těchto vzorcích byla $0,788 \text{ mg.kg}^{-1}$ a směrodatnou odchylkou $0,871 \text{ mg.kg}^{-1}$. Celkové zastoupení jednotlivých druhů mechů ukazuje Graf č. 6, největší zastoupení představuje *Hypnum cupressiforme*.



Graf č.: 6 Celkové zastoupení jednotlivých druhů mechů na Jedové Hoře (Zdroj: vlastní).

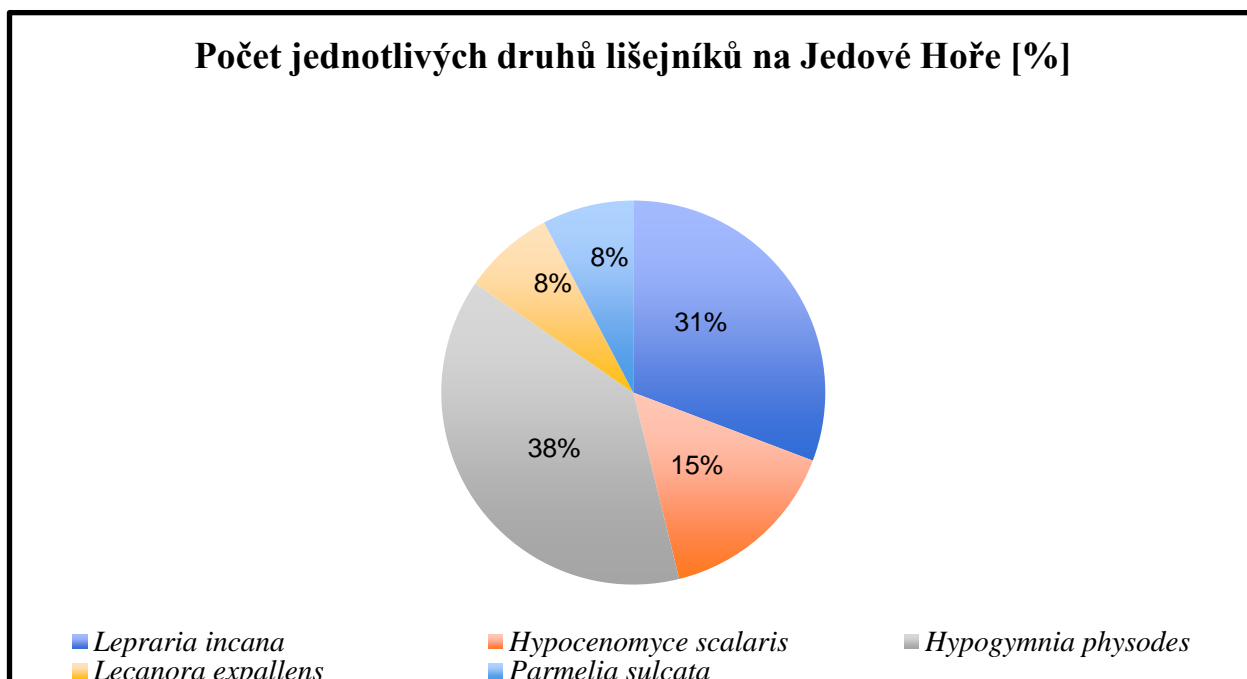
Celkové naměřené hodnoty rtuti na Jedové Hoře znázorňuje Graf č. 7. Nejvyšší naměřenou hodnotu rtuti vykazuje druh *Brachythecium albicans* $3,951 \text{ mg.kg}^{-1}$.



Graf. č. 7: Naměřené hodnoty Hg u jednotlivých druhů mechů na Jedové Hoře [mg.kg⁻¹] (Zdroj: vlastní).

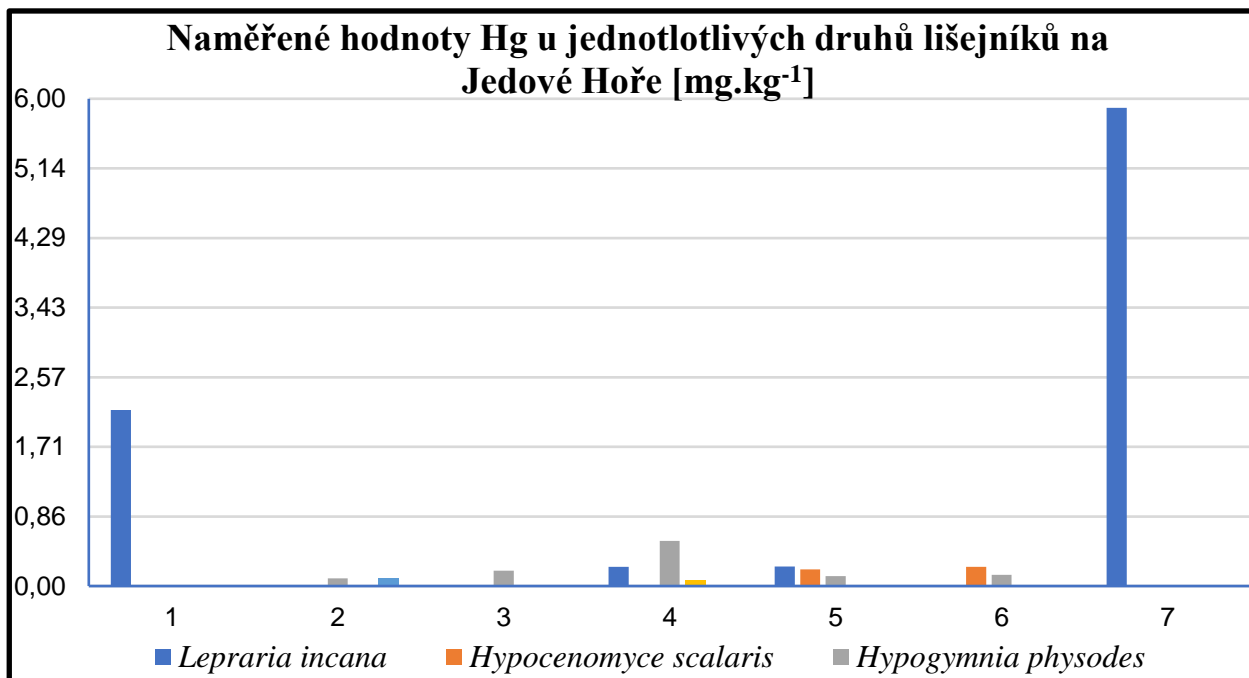
5.3.2. Lišejníky

Naměřené průměrné hodnoty rtuti u lišejníků byly 0,787 mg.kg⁻¹ se směrodatnou odchylkou 1, 632 mg.kg⁻¹. Nejčtenějším druhem na Jedové Hoře byl *Hypogymnia physodes*, četnost dalších 12 -ti druhů je vyobrazeno v Grafu č. 8.



Graf č. 8: Celkové zastoupení jednotlivých druhů lišejníků na Jedové Hoře (Zdroj: vlastní).

Nejvyšší naměřená hodnota rtuti byla u *Leparia incana* 5, 889 mg.kg⁻¹ na 7. odběrovém místě. Druhou nejvyšší naměřenou hodnotou rtuti vykazoval stejný druh *Leparia incana* 2, 168 mg.kg⁻¹ na 1 odběrovém místě (viz Graf č. 9).



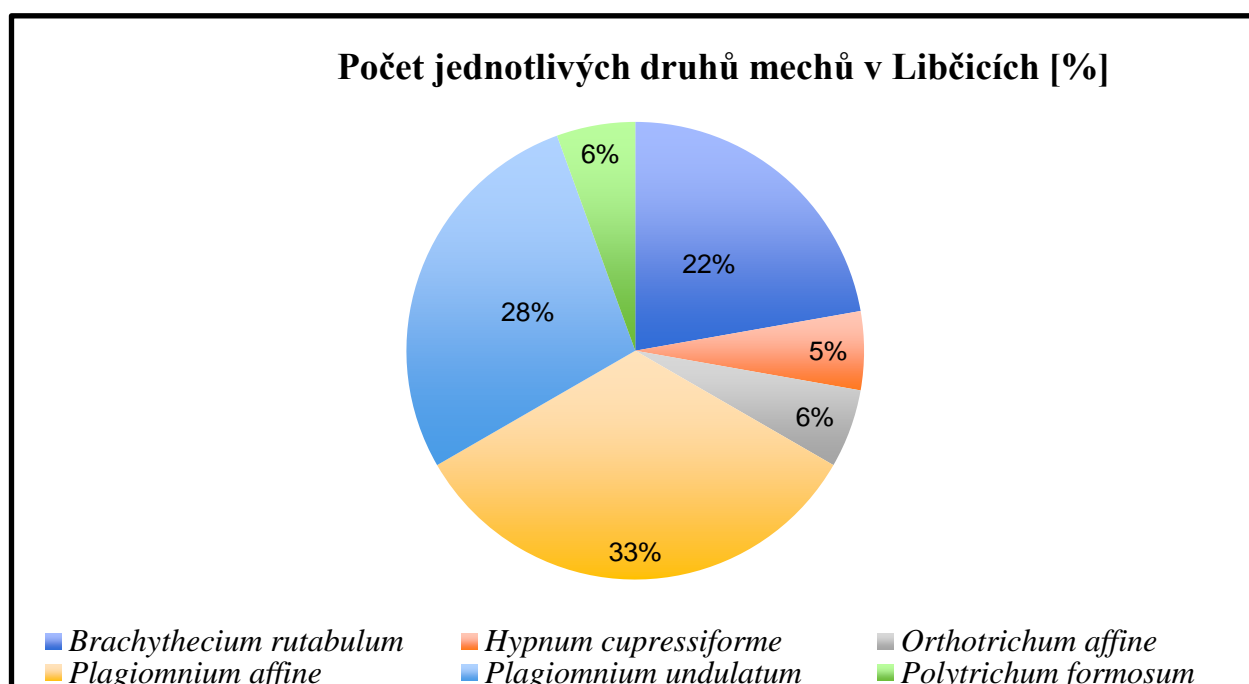
Graf. č. 9: Naměřené hodnoty Hg u jednotlivých druhů lišejníků na Jedové Hoře [mg.kg⁻¹] (Zdroj: vlastní).

5.4. Libčice

V tomto zájmovém území bylo vzorkováno celkem 31 vzorků, 18 druhů mechů a 13 druhů lišejníku ze 7 odběrových bodů.

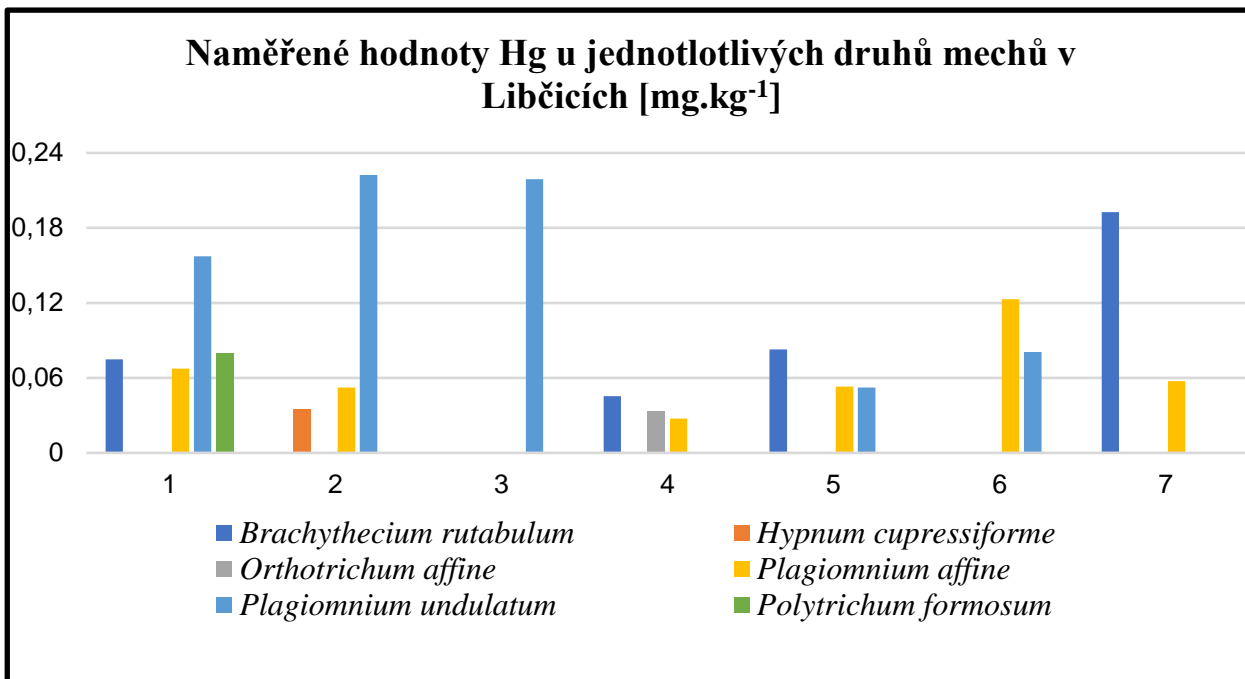
5.4.1. Mechy

Průměrná naměřená hodnota rtuti v této lokalitě byla $0,0919 \text{ mg.kg}^{-1}$ a směrodatná odchylka $0,064 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejčastějším mechem na této lokalitě byl druh *Plagiomnium affine* (viz Graf č. 10).



Graf č. 10: Celkové zastoupení jednotlivých druhů mechů v Libčicích (Zdroj: vlastní).

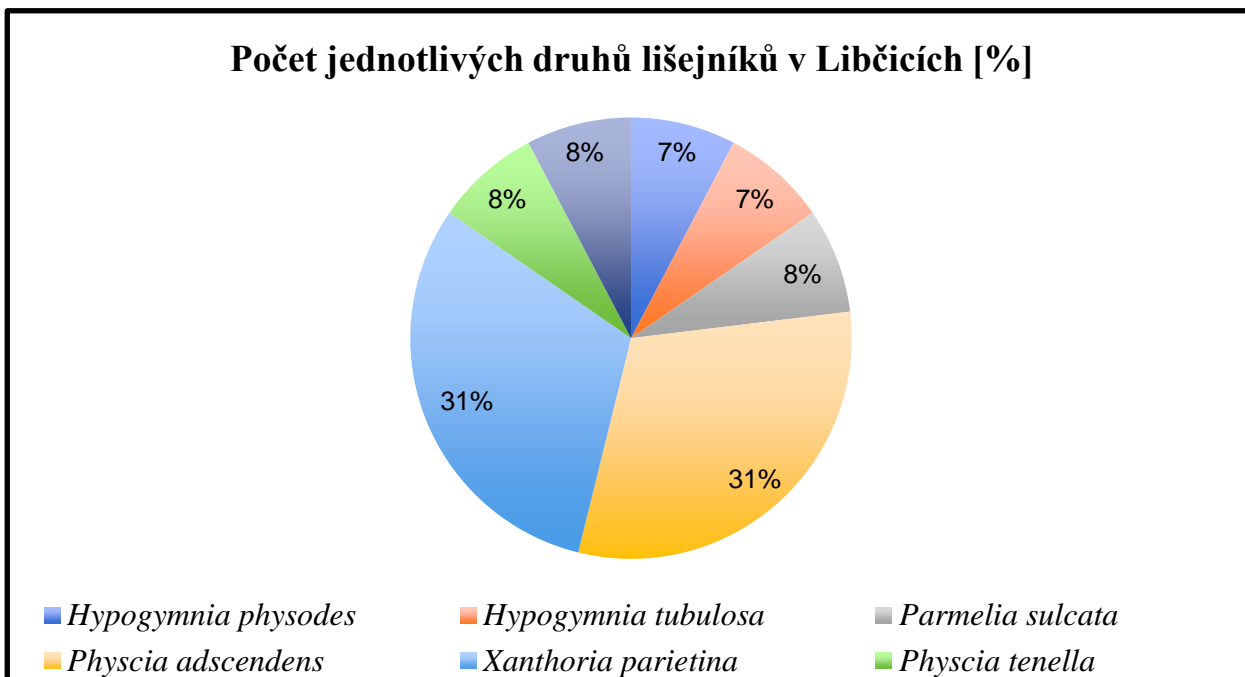
Nejvyšší průměrné naměřené hodnoty rtuti byly u *Plagiomnium undulatum* a *Brachythecium rutabulum*, které ale nepřesáhly $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ (viz Graf č. 11).



Graf. č. 11: Naměřené hodnoty Hg u jednotlivých druhů mechů v Libčicích [mg.kg⁻¹] (Zdroj: vlastní).

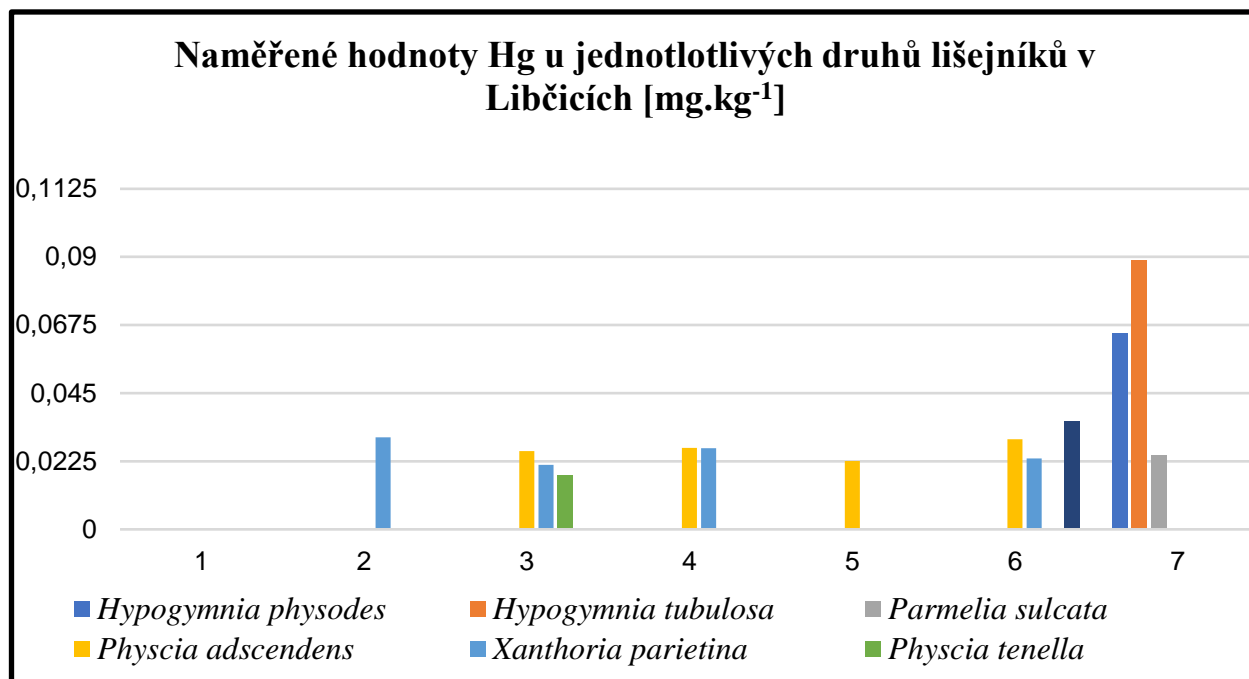
5.4.2. Lišejníky

Průměrná naměřená hodnota rtuti v těchto vzorcích byla 0,034 mg.kg⁻¹ a směrodatná odchylka 0,020 mg.kg⁻¹. Nejvíce vzorkovaným druhem byl *Physcia adscendens* a *Xanthoria parietina* (viz Graf č. 12).



Graf č. 12: Celkové zastoupení jednotlivých druhů lišejníků v Libčicích (Zdroj: vlastní).

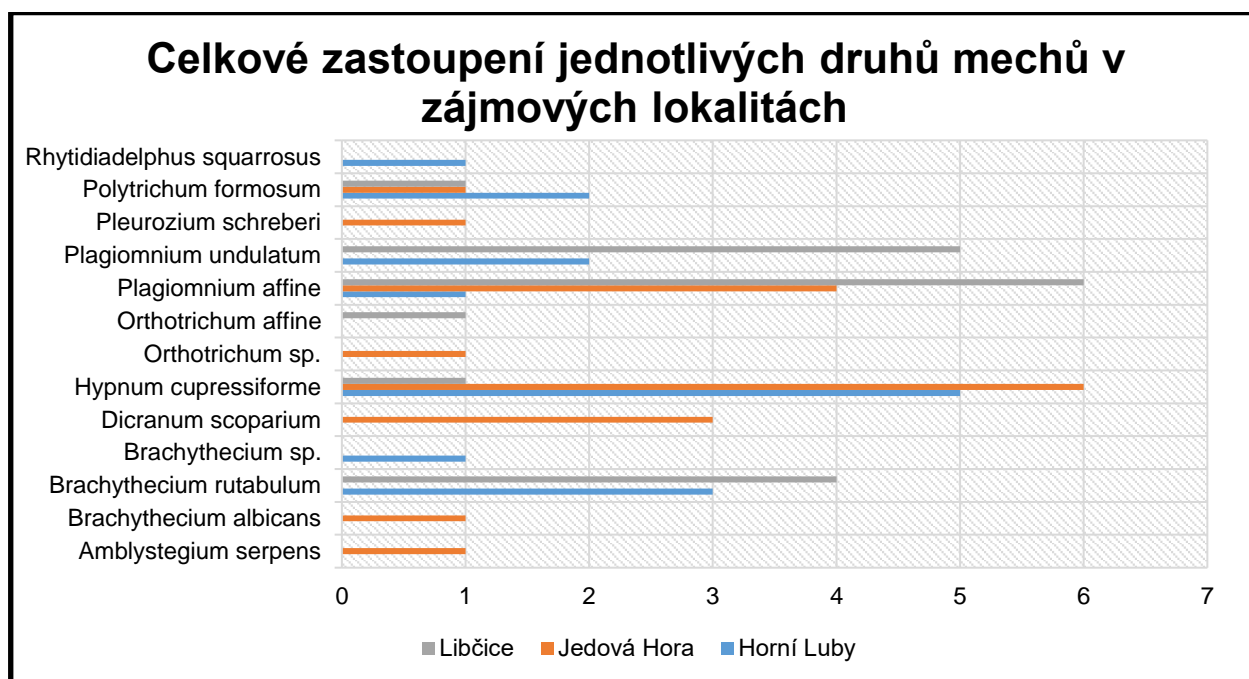
Naměřené průměrné hodnoty rtuti u jednotlivých druhů lišejníků v Libčicích znázorňuje Graf č. 13, z kterého je zřejmé, že nejvyšší naměřenou průměrnou hodnotu rtuti měl druh *Hypogymnia tubulosa* 0,089 mg.kg⁻¹. Bohužel na odběrovém místě č. 1 nebyl žádný druh nalezen.



Graf. č. 13: Naměřené hodnoty Hg u jednotlivých druhů lišejníků v Libčicích [mg.kg⁻¹]
(Zdroj: vlastní).

5.5. Celkové zastoupení mechů

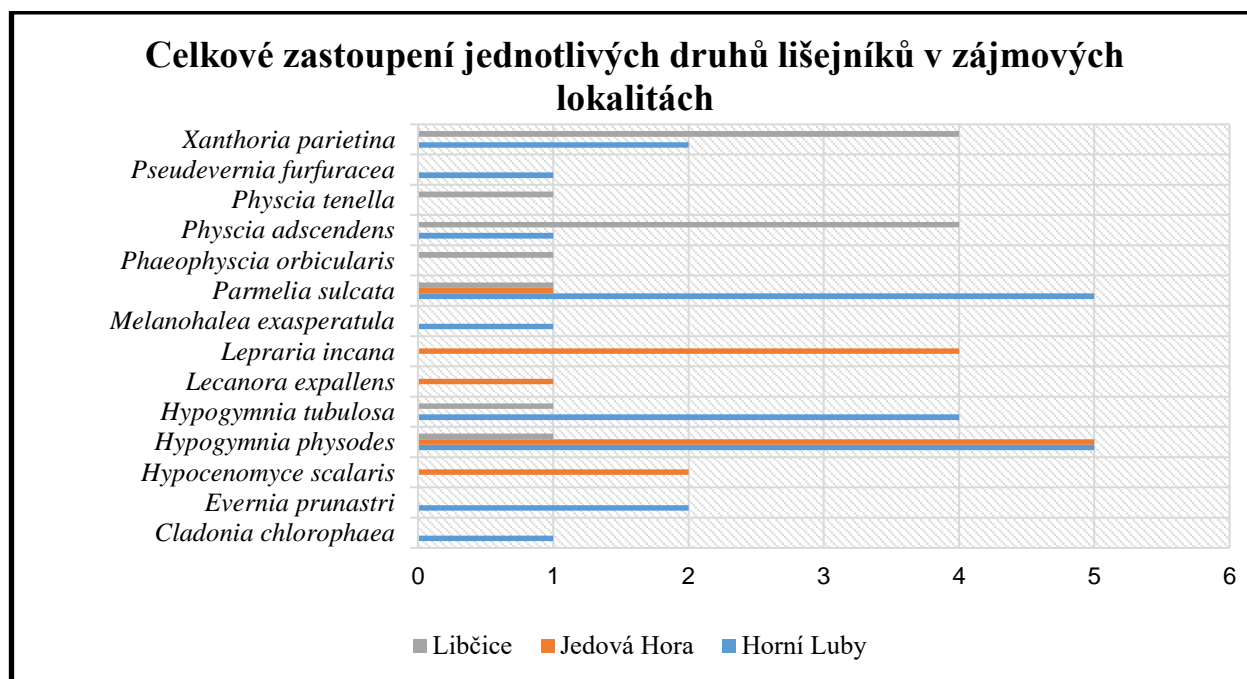
Celkem bylo nalezeno 51 druhů mechů na třech zájmových lokalitách. Nejvíce druhů bylo sesbíráno na Jedové Hoře a v Libčicích, na obou lokalitách celkem 13 druhů. V Horních Lubech se našlo celkem 15 druhů. V Horních Lubech a na Jedové Hoře byl nejpočetnějším druhem *Hypnum cupressiforme*. V Libčicích byl nejvíce zastoupen *Plagiomnium affine*. Celkové zastoupení jednotlivých druhů v zájmových lokalitách popisuje Graf č. 14. Z grafu č. 14 je zřejmé, že nejhoňejším druhem byl *Hypnum cupressiforme*.



Graf č. 14: Celkové zastoupení jednotlivých druhů mechů v zájmových lokalitách (Zdroj: vlastní).

5.6. Celkové zastoupení lišejníků

Celkem bylo nalezeno 48 druhů lišejníků. Nejvíce druhů bylo v Horních Lubech, celkem 22 druhů lišejníky. Na Jedové Hoře a v Libčicích byl počet nalezených lišejníků stejný, celkem 13 druhů nalezených lišejníků. V Horních Lubech byly nejpočetnějšími druhy *Hypogymnia physodes* a *Parmelia sulcata*. Na Jedové Hoře byl nejčastějším sbíraným druhem také *Hypogymnia physodes*. V Libčicích byl nejčastěji vzorkován *Physcia adscendens*. Celkové zastoupení jednotlivých druhů lišejníků v zájmových lokalitách popisuje Graf č. 15, kde je patrné, že dominantním druhem je *Hypogymnia physodes*.

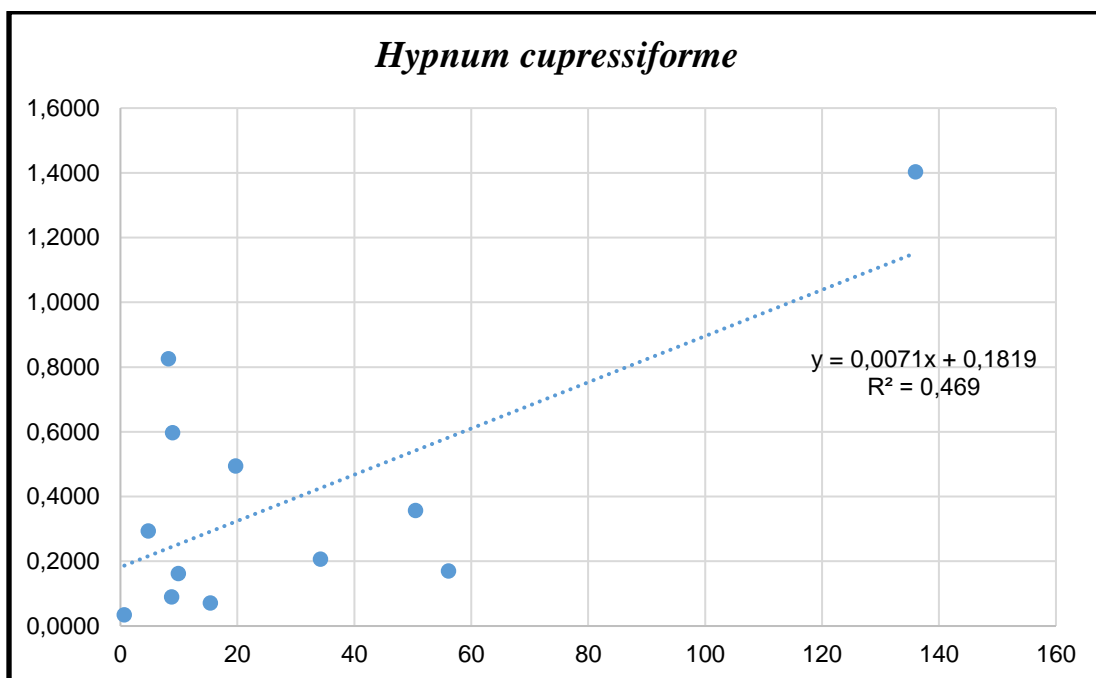


Graf č. 15: Celkové zastoupení jednotlivých druhů lišejníků v zájmových lokalitách (Zdroj: vlastní).

5.7. Porovnání obsahu rtuti u vybraných druhů mechů v závislosti na koncentraci v půdě

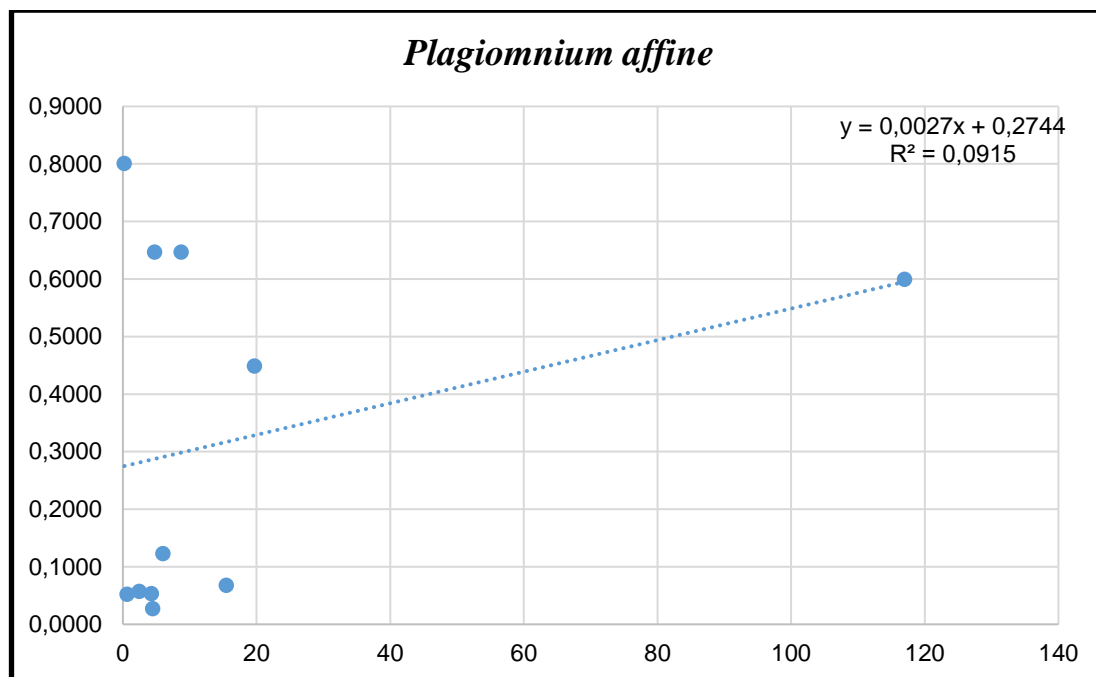
Porovnání obsahu rtuti v závislosti na koncentraci v půdě bylo provedeno u nejvíce s vyskytujících vzorků mechů. Jedná se o tyto druhy – *Hypnum cupressiforme*, *Plagiomnium affine*.

Pomocí lineární regrese a korelace bylo provedeno statistické vyhodnocení. Zjišťovala se síla závislosti mezi hodnotami naměřených koncentrací rtuti v půdě a v meších. Sílu závislosti mezi půdou a mechem *Hypnum cupressiforme* popisuje Graf č. 16. Z kterého je patrné, že se jedná o středně silnou přímou závislost. Míra rozptylu závislé proměnné (*Hypnum cupressiforme*) v závislosti na koncentraci půdy je 46,9 %. Hodnota testové statistiky (hodnota P = 0,014) je menší než kritická hodnota (0,05), tudíž hypotéza nemůžeme být zamítnuta a můžeme přijmout určitou závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti u *Hypnum cupressiforme*.



Graf. č. 16: Lineární regrese koncentrace rtuti[mg.kg^{-1}] v půdě a v *Hypnum cupressiforme* (Zdroj: vlastní).

Sílu závislosti mezi půdou a mechem *Plagiomnium affine* popisuje Graf č. 17, jedná se o slabou přímou závislost. Míra rozptylu závislé proměnné (*Plagiomnium affine*) v závislosti na koncentraci půdy je 27,44 %. Hodnota testové statistiky (hodnota P = 0,366) je větší než kritická hodnota (0,05), tudíž hypotéza je zamítnuta, není prokázána závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti u *Plagiomnium affine*.

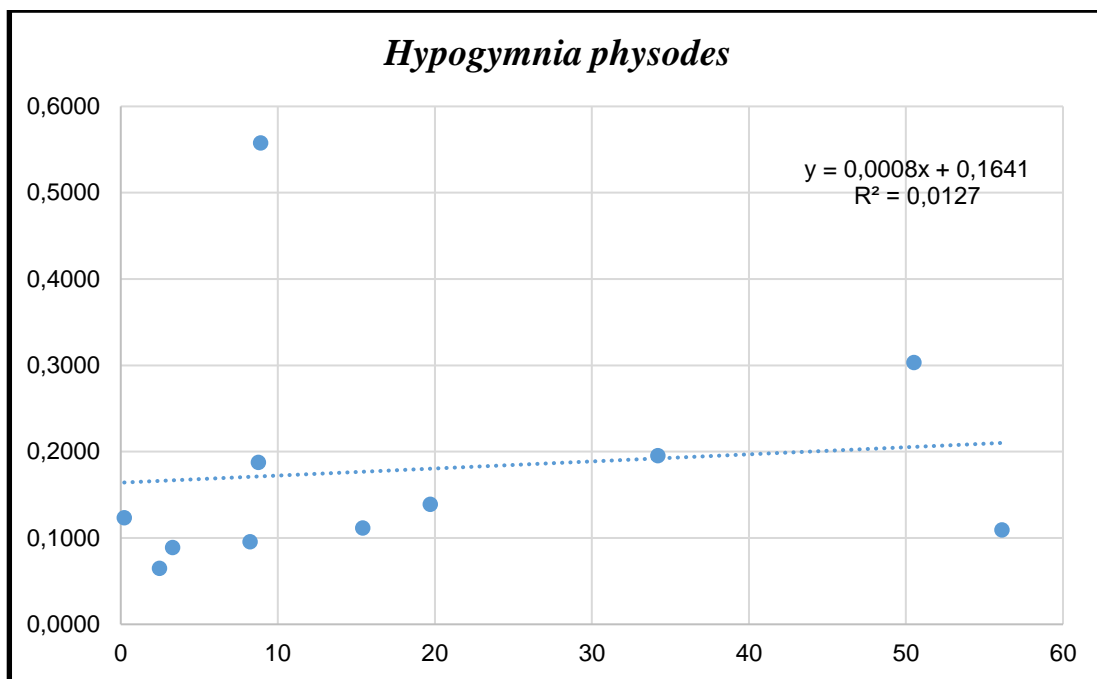


Graf. č. 17: Lineární regrese koncentrace rtuti [mg.kg⁻¹] v půdě a v *Plagiomnium affine* (Zdroj: vlastní).

5.8. Porovnání obsahu rtuti u vybraných druhů lišejníků v závislosti na koncentraci v půdě

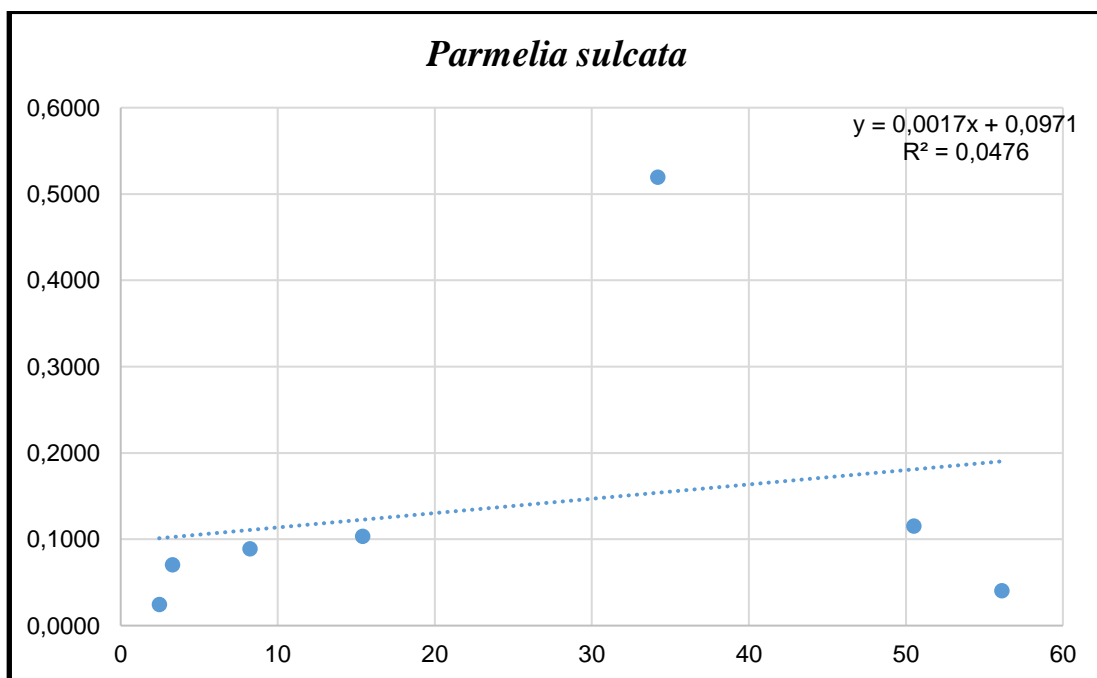
Porovnání obsahu rtuti v závislosti na koncentraci v půdě bylo provedeno u nejvíce s vyskytujícími vzorků lišejníků. Jedná se o tyto druhy – *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*.

Pomocí lineární regrese a korelace bylo provedeno statistické vyhodnocení. Zjišťovala se síla závislosti mezi hodnotami naměřených koncentrací rtuti v půdě a v lišejnících. Sílu závislosti mezi půdou a lišejníkem *Hypogymnia pshysodes* popisuje Graf č. 18, jedná se o slabou přímou závislost. Míra rozptylu závislé proměnné (*Hypogymnia pshysodes*) v závislosti na koncentraci půdy je 16,41 %. Hodnota testové statistiky (hodnota P = 0,741) je větší než kritická hodnota (0,05), tudíž hypotéza je zamítnuta a nelze předpokládat určitou závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti u *Hypogymnia pshysodes*.



Graf. č. 18: Lineární regrese koncentrace rtuti [mg.kg⁻¹] v půdě a v *Hypogymnia physodes* (Zdroj: vlastní).

Sílu závislosti mezi půdou a lišejníkem *Parmelia sulcata* popisuje Graf č. 19, jedná se o slabou přímou závislost. Míra rozptylu závislé proměnné (*Parmelia sulcata*) v závislosti na koncentraci půdy je 9,71 %. Hodnota testové statistiky (hodnota P = 0,638) je větší než kritická hodnota (0,05), tudíž hypotéza je zamítnuta, není prokázána závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti u *Parmelia sulcata*.



Graf. č. 19: Lineární regrese koncentrace rtuti [mg.kg⁻¹] v půdě a v *Parmelia sulcata* (Zdroj: vlastní).

6. Diskuze

V této diplomové práci bylo celkem analyzováno 204 vzorků reprezentujících 99 druhů mechů a lišejníků, z toho 51 druhů mechů a 48 druhů lišejníků. Analyzované vzorky byly sbírány ze třech různých lokalit ovlivněných těžbou. První lokalitou byla Jedová Hora u Neřežina, zde se zikával cinabarit jako vedlejší produkt těžby železné rudy (Velebil, 2003). Druhou lokalitou byly Horní Luby u Chebu, patřící k historicky nejvýznamnějším lokalitám, kde se v minulosti dobýval cinabarit (Velebil, 2009). Třetí lokalita, obec Libčice, ležící zhruba 4 km na jih od Nového Knína, je jednou z nejvýznamnějších oblastí dobývání zlata v Čechách. Rtuť se zde používala během procesu amalgamace (Hornické muzeum Příbram, 2022). Tyto důlní odpady se stále nacházejí na původních místech bez jakéhokoliv preventivního opatření a dochází zde k rozptylování těchto látek do životního prostředí (Hojdová et al., 2008). Z těchto lokalit se může rtuť dále šířit do povrchových vod a sedimentů, zde může být přeměna na nebezpečnější formy a stát se součástí potravního řetězce (Bueno et al., 2009). Lze předpokládat, že mechy a lišejníky spásá lesní zvěř, a proto celkové naměřené průměrné obsahy rtuti v meších a lišejnících jsou porovnány s obsahy rtuti v krmivech. Tyto preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků jsou uvedeny ve směrnici evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002, o nežádoucích látkách v krmivech. Stanovené limitní hodnoty pro rtuť na 0,1 mg.kg⁻¹ pro krmné suroviny a na 0,1 mg.kg⁻¹ pro kompletní krmiva. Pro mechy a lišejníky nejsou stanoveny hygienické limity, a proto lze míru znečištění pouze predikovat.

Celkové obsahy rtuti v půdách se porovnávaly s preventivními hodnotami obsahů tohoto rizikového prvku v zemědělské půdě. Tyto limitní hodnoty jsou stanovené vyhláškou č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy. Stanovené limitní hodnoty pro rtuť na 0,3 mg.kg⁻¹ sušiny pro lehké půdy a na 0,3 mg.kg⁻¹ sušiny pro ostatní půdy. Průměrný obsah rtuti se v zájmových lokalitách pohyboval od 5,6 – 40, 9 mg.kg⁻¹ (Kosařová, 2022). Dle výše uvedené vyhlášky lze všechny tři zájmové lokality pokládat za kontaminované rizikovým prvkem rtuť.

Pomocí lineární regrese a korelace bylo provedeno statistické vyhodnocení. Zjišťovala se síla závislosti mezi hodnotami naměřených koncentrací rtuti v půdě a v analyzovaných vzorcích mechů a lišejníků. Na žádné ze zájmových lokalit nebyly nalezeny shodné druhy mechů a lišejníků. Kvůli mezidruhovým rozdílům se porovnávaly odběrná místa se stejným druhem, který byl v daném bodě nejpočetnější.

6.1. Horní Luby

Zájmová lokalita Horní Luby byla druhově nejrozmanitější, celkem bylo nalezeno 37 druhů. Nejpočetnější byly lišejníky celkem 22 druhů s průměrným obsahem rtuti 0,124 mg.kg⁻¹, minimální hodnota dosahovala 0,031 mg.kg⁻¹ a maximální hodnota byla 0,519 mg.kg⁻¹. Mechů bylo nalezeno celkem 15 druhů, nejméně ze všech zájmových lokalit. Průměrný obsah rtuti v meších byl 0,291 mg.kg⁻¹ rozpětí se pohybovalo od 0,071 mg.kg⁻¹ do 0,629 mg.kg⁻¹.

Tato lokalita vykazovala nejvyšší celkové obsahy Hg v půdách, jedná se o nejkontaminovanější lokalitu. Celkový průměrný obsah Hg byl $40,914 \text{ mg.kg}^{-1}$ v půdách, s nejvyšším obsahem rtuti na 7. odběrovém místě 117 mg.kg^{-1} (Kosařová, 2022). Takto vysoké hodnoty Hg indikují vysoké riziko mobility a následné možnosti vniknout do potravního řetězce.

V Horních Lubech byl nejpočetnějším mechem druh *Hypnum cupressiforme*, jeho nejvyšší naměřený obsah rtuti byl $0,357 \text{ mg.kg}^{-1}$ na 4. odběrovém místě. Nejvyšší naměřenou koncentraci Hg vykazoval mech *Brachythecium rutabulum* na 4. odběrovém místě $0,629 \text{ mg.kg}^{-1}$. V porovnání s nejkontaminovanějším 7. bodem celkového obsahu Hg v půdách, zde byly nalezeny pouze dva druhy mechů, u kterých byly naměřeny tyto hodnoty Hg *Plagiomnium affine* $0,599 \text{ mg.kg}^{-1}$ a *Rhytidiadelphus squarrosus* $0,576 \text{ mg.kg}^{-1}$. Ve všech odběrových bodech byly přesaženy preventivní hodnoty v krmivech. Nejvíce se vyskytující lišejník byl *Hypogymnia physodes* a *Parmelia sulcata*. Nejvyšší naměřenou koncentraci Hg vykazoval *Parmelia sulcata* na 1. odběrovém místě $0,519 \text{ mg.kg}^{-1}$. Ostatní druhy lišejníků nepřekročily hodnotu $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$. Ve všech odběrových bodech byly překročeny limitní hodnoty v krmivech.

6.2. Jedová Hora

Na sledované lokalitě Jedové Hoře bylo odebráno celkem 31 vzorků, z toho 18 druhů mechů a 13 druhů lišejníků. Průměrná naměřená hodnota rtuti v meších byla $0,788 \text{ mg.kg}^{-1}$ a rozpětí se pohybovalo od $0,084 - 3,95 \text{ mg.kg}^{-1}$. Naměřené průměrné hodnoty rtuti u lišejníků byly $0,787 \text{ mg.kg}^{-1}$ s rozpětím od $0,062 - 5,89 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Nejvíce kontaminovaným místem ze všech odběrových míst byl bod 7, na kterém obsah rtuti v půdě dosahoval 136 mg.kg^{-1} . Celkový průměrný obsah rtuti byl $26,6 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejnižší hodnota rtuti byla naměřena na 5. odběrovém místě $0,221 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Kosařová, 2022).

Největší zastoupení u mechů představuje druh *Hypnum cupressiforme*. Celkové naměřené hodnoty rtuti na Jedové Hoře znázorňuje Graf č. 7, nejvyšší naměřenou hodnotu rtuti vykazuje druh *Brachythecium albicans* $3,951 \text{ mg.kg}^{-1}$ na 7. odběrovém místě. Nejnižší naměřená hodnota rtuti byla na 5. odběrovém bodě druhem *Dicranum scoparium* $0,084 \text{ mg.kg}^{-1}$. Pouze na třech odběrových místech byla překročena limitní hodnota pro krmiva a to u druhů *Dicranum scoparium* na 2. odběrovém místě, *Brachythecium albicans* a *Hypnum cupressiforme* na 7. odběrovém místě. Ostatní vzorky vykazovaly podlimitní hodnoty.

Nejččetnějším druhem lišejníků byl *Hypogymnia physodes*. Nejvyšší naměřená hodnota rtuti byla u *Leparia incana* $5,89 \text{ mg.kg}^{-1}$ na 7. odběrovém místě. Druhou nejvyšší naměřenou hodnotou rtuti vykazoval stejný druh *Leparia incana* $2,168 \text{ mg.kg}^{-1}$ na 1. odběrovém místě. Nejnižší naměřená hodnota byla zaznamenána u druhu *Lecanora expallens* $0,062 \text{ mg.kg}^{-1}$ na 4. odběrovém místě. Na lokalitě Jedové Hoře byly překročeny stanovené limitní hodnoty u lišejníků pouze na odběrových lokalitách 1 a 7.

6.3. Libčice

V případě zájmové lokality Libčice bylo odebráno a následně analyzováno celkem 31 vzorků, 18 druhů mechů a 13 druhů lišejníků. Průměrná naměřená hodnota rtuti u mechů v této lokalitě byla $0,092 \text{ mg.kg}^{-1}$ s minimální hodnotou $0,027 \text{ mg.kg}^{-1}$ a maximální hodnota byla $0,222 \text{ mg.kg}^{-1}$. Naměřené průměrné hodnoty rtuti u lišejníků byly $0,034 \text{ mg.kg}^{-1}$ s rozpětím od $0,089 - 0,439 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tato lokalita vykazuje nejnižší naměřené koncentrace rtuti s průměrným obsahem Hg $5,58 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvíce kontaminovaným odběrovým místem byl 1. bod $15,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejnižší obsah Hg byl zaznamenán na 2. odběrovém místě $0,663 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Kosařová, 2022).

Nejčastějším mechem na této lokalitě byl druh *Plagiomnium affine*. Nejvyšší průměrné naměřené hodnoty rtuti byly u *Plagiomnium undulatum* na 2. odběrovém místě a *Brachythecium rutabulum* na 3. odběrovém místě. Naopak tomu nejnižší průměrné hodnoty byly analyzovány u druhu *Plagiomnium affine* na 4. odběrovém místě. Kromě odběrových míst 4. a 5., byly ve všech odběrových bodech překročeny stanovené hygienické limity v krmivech.

Nejvíce vzorkovanými druhy u lišejníků byly *Physcia adsensens* a *Xanthoria parietina*. Naměřené průměrné hodnoty rtuti u jednotlivých druhů lišejníku v Libčicích znázorňuje Graf č. 13, nejvyšší naměřenou průměrnou hodnotu rtuti měl druh *Hypogymnia tubulosa* $0,089 \text{ mg.kg}^{-1}$ na 7. odběrovém místě, oproti tomu nejnižší naměřenou hodnotu vykazoval druh *Physcia tenella* $0,027 \text{ mg.kg}^{-1}$ na 3. odběrovém místě. Bohužel na odběrovém bodě č. 1 nebyl žádný druh lišejníku nalezen. Na této lokalitě nebyla překročena stanovená limitní hodnota v krmivech u analyzovaných druhů lišejníků.

6.4. Mechy

Mechy přijímají převážné množství vody z atmosféry a pouze malé množství ze substrátu. Kvůli absenci kořenového systému jsou závislé na vzdušném příjmu (Váňa, 2006). Minerální výživu z atmosféry získávají pleurokarpní mechy – *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium albicans*, *Brachythecium rutabulum*, *Pleurozium shreberi*, *Rhytidiadelphus squarrosus*. Akrokarpní mechy – *Dicranum scoparium*, *Plagiomnium affine* přijímají některé těžké kovy stoupající kapilární vodou (Tyler, 1990).

Porovnání obsahu rtuti v závislosti na koncentraci v půdě bylo provedeno u nejvíce se vyskytujících vzorků mechů, tedy *Hypnum cupressiforme* a *Plagiomnium affine*. Míra rozptylu závislé proměnné mechu *Hypnum cupressiforme* v závislosti na koncentraci půdy je 46,9 %. Hodnota testové statistiky (hodnota P = 0,014) je menší než kritická hodnota (0,05), tudíž hypotéza nemůžeme být zamítnuta a můžeme přijmout určitou závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti u *Hypnum cupressiforme*. Tento druh mechu patří do pleurokarpních mechů, lze předpovídat větší závislost atmosférického spadu než příjem rizikových prvků z půdy. V případě druhu *Plagiomnium affine*, kde hodnota testové statistiky (hodnota P = 0,366) byla větší než kritická hodnota (0,05), tudíž hypotéza je zamítnuta, není prokázána závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti u *Plagiomnium affine*. Rod *Plagiomnium* řadíme do čeledi *Mniaceae*, v kterém byl nedávno objeven druh *Mielichhoferia mielichhoferiana*, který je vázán na místa s větší koncentrací kovů

(Váňa, 2006a). Lze předpokládat, že analyzovaný mech *Plagiomnium affine* patřící do této čeledi, může vykazovat podobné vlastnosti.

Mechy jsou v biomonitoringu hojněji využívány než lišejníky, z důvodu analytických a technických potíží, kterou s sebou nesou lišejníky. Nejvíce jsou využívány druhy *Pleurozium shreberi* a *Holocimum splendens* (Szczepaniak, Biziuk, 2003).

6.5. Lišejníky

Lišejníky byly popsány velmi dobré bioindikátory v posuzování znečištění životního prostředí těžkými kovy. Lze využít jako bioindikátory znečištění ovzduší, k měření toxických elementárních polutantů a radioaktivních kovů, neboť tyto látky kumulují ve svých houbových vlákních (Skalka, 2004). Porovnání obsahu rtuti v závislosti na koncentraci v půdě bylo provedeno u nejvíce s vyskytujícími vzorků mechů a lišejníků. Jedná se o tyto druhy lišejníků – *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*. Sílu závislosti mezi půdou a lišejníkem *Hypogymnia pshysodes* popisuje graf č. 18, jedná se o slabou přímou závislost. Hodnota testové statistiky (hodnota $P = 0,741$) je větší než kritická hodnota (0,05), tudíž hypotéza je zamítnuta, není prokázána závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti u *Hypogymnia pshysodes*. U druhu *Parmelia Sulcata* nebyla prokázána statisticky významná korelace mezi obsahem Hg a obsahem tohoto prvku v půdě, kde hodnota testové statistiky (hodnota $P = 0,638$) je větší než kritická hodnota (0,05).

Nejčastějšími preferovanými druhy lišejníku k biomonitoringu těžkých kovů jsou druhy *Parmelia sulcata*, *Flavoparmelia Caper*, *Xanthoparmelia chlorochroa* a *Evernia prunastri* (Szczepaniak, Biziuk, 2003).

7. Závěr

Tato diplomová práce na téma Populace mechů a lišejníků v oblastech kontaminovaných rtutí se zabývá stanovením koncentrace rtuti v meších a lišejnících na třech zájmových lokalitách. Cílem této práce bylo posoudit, do jaké míry tyto organismy na znečištění prostředí reagují, a vybrat druhy, které mohou jako bioindikátory poskytnout nejprůkaznější výsledky. Důležité bylo také zjistit, zda a jak se mění složení společenstva mechů a lišejníků v závislosti na úrovni kontaminace prostředí.

Vyhodnocení celkových obsahů rtuti a výpočtů probíhalo dle uvedených bodů:

- Reprezentativní vzorky mechů a lišejníků byly odebrány v Horních Lubech, Jedové Hoře a v Libčicích. Na každé zájmové lokalitě byl stanoven 7 odběrných bodů pro sběr druhů mechů a lišejníků, zároveň byly odebrány vzorky půd pro stanovení celkového obsahu rtuti. Laboratorní analýzou na atomovém absorpčním spektrometru AMA 254 byl stanoven celkový obsah Hg.
- Celková koncentrace rtuti u mechů se pohybovala v rozmezí od 0,03 - 3,95 mg.kg⁻¹, u lišejníků minimální hodnota dosahovala 0,03 mg.kg⁻¹ a maximální hodnota byla 5,89 mg.kg⁻¹. Nejvyšších obsahů rtuti bylo naměřeno na lokalitě Jedové Hoře u mechu *Brachythecium albicans* 3, 95 mg.kg⁻¹ na 7. odběrovém místě, u lišejníku *Leparia incana* 5, 89 mg.kg⁻¹ na 7. odběrovém místě. Z 99 analyzovaných druhů mechů a lišejníků překročilo 55 vzorků stanovené limitní hodnoty pro krmiva a lze je označit za nevhodné ke konzumaci.
- Statistické vyhodnocení dat bylo zpracováno v programu Microsoft Excel, kde byly použity základní popisné údaje jako je průměr, směrodatná odchylka, lineární regrese.
- Z celkových výsledků je zřejmé, že obsahy koncentrací rtuti v meších a lišejnících jsou rozdílné. Je to dáno především výběrem dané lokality a její kontaminací po těžební činnosti a půdním substrátem. Proto na žádné ze zájmových lokalit nebyly nalezeny shodné druhy mechů a lišejníků. Kvůli mezidruhovým rozdílům se porovnávaly odběrná místa se stejným druhem, který byl v daném bodě nejpočetnější. Dalším důvodem je i časová náročnost pro sběr mechů a lišejníků, a i náročnost v určování druhů.
- Dle svých výsledků bych zvolila jako vhodný druh k biomonitoringu hojně vyskytovaný druh mechu *Hypnum cupressiforme*, u kterého byla prokázána závislost koncentrace rtuti v půdě na koncentraci rtuti v mechu.

8. Literatura

- Abelsohn A, Gibson B, Sanborn L, Margaret D, Weir E. 2002. Identifying and managing adverse environmental health effects: 5 persistent organic pollutants. *CMAJ: Canadian Medical Association Journal* 2002 **166(12)**: 1549-1555.
- Amonoo-Neizer EH, Nyamah D, Bakiamoh SB. 1996. Mercury and Arsenic Pollution in Soil and Biological Samples around the Mining Town of Obuasi, Ghana. *Water, Air, Soil Pollut* **91**:363–373.
- Báčkor M., Loppi S. 2009. Interaction of lichens with heavy metals. *Biologia plantarum* **53** (2): 214–222.
- Balabán K. 1960. *Lesnický významné lišejníky, mechorosty, kaprad'orosty*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, Lesnická knihovna (Státní zemědělské nakladatelství).
- Barnet MO, Harris LA, Turner RR, Stevenson RJ, Henson TJ, Melton RC, Hoffman DP. 1997. Formation of mercuric sulfide in soil. *Environmental Science and Technology* **31**:3037-3043.
- Bollen A, Wenke A, Biester H, 2008. Mercury speciation analyses in HgCl₂-contaminated soils and groundwater - Implications for risk assessment and remediation strategies. *Water research* **42**: 91 – 100.
- Bortman M, Brimblecombe P, Cunningham MA, Cunningham WP, Freedman W, 2003. *Environmental Encyclopedia, Third Edition*. Gale, United States, 1675.
- Bueno PC, Bellido E, Rubí JAM, Ballesta RJ. 2009. Concentration and spatial variability of mercury and other heavy metals in surface soil samples of periurban waste mine tailing along a transect in the Almadén mining district (Spain). *Environmental Geology* **56**: 815– 824.
- Buer CS, Muday GK, Djordjevic MA. 2007. Flavonoids Are Differentially Taken Up and Transported Long Distances in Arabidopsis. *Plant Physiology* **145**:478–490. Available from <http://www.plantphysiol.org/cgi/doi/10.1104/pp.107.101824>.
- Cibulka J, et al. *Pohyb olova, kadmia a rtuti v zemědělské výrobě a biosféře*. 2. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1986. 160 s. ISBN 07-100-86.
- Costley CT, Mossop KF, Dean JR, Garden LM, Marshall J, Carroll J. 2000. Determination of mercury in environmental and biological samples using pyrolysis atomic absorption spectrometry with gold amalgamation. *Analytica Chimica Acta* 405 (1-2): 179–183.
- Černohorský T., Jandera P. *Atomová spektroskopie*. Vyd. 2. Pardubice: Univerzita Pardubice, 1997. 149 s. ISBN: 80-7194-114-X.
- Dadová J. Geochemická charakteristika ortuti (výskyt, ťažba, výroba, toxicita), *Acta Universitatis Matthiae Belii séria Environmentálne manažérstvo XVI*. (1); 2014.
- Filippi A, Petrusa E, Braidot E. 2016. Flavonoid facilitated/passive transport: Characterization of quercetin microsomal uptake by a DPBA-dependent assay. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics* **1857**:e64. Elsevier. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0005272816302614?via%3Dihub>.

Frangne N, Eggmann T, Koblischke C, Weissenbock G, Martinoia E, Klein M. 2002. Flavone Glucoside Uptake into Barley Mesophyll and Arabidopsis Cell Culture Vacuoles. Energization Occurs by H⁺-Antiport and ATP-Binding Cassette-Type Mechanisms. *Plant Physiology* **128**:726–733. Available from <http://www.plantphysiol.org/cgi/doi/10.1104/pp.010590>.

Grigal DF. 2003. Mercury Sequestration in Forests and Peatlands. *Journal of Environm, Quality* **32**:393-405.

Hazen RM, Golden J, Downs RT, Hystad G, Grew ES, Azzolini D, Sverjensky DA. 2012. Mercury (Hg) mineral evolution: A mineralogical record of supercontinent assembly, changing ocean geochemistry, and the emerging terrestrial biosphere. *Am, Mineral* **97**: 1013–1042.

Hojdová M, Navrátil T, Rohovec J, Penížek V, Grygar T. 2009. Mercury distribution and speciation in soils affected by historic mercury mining. *Water, Air, and Soil Pollution* **200**: 89–99.

Houserová P, Janák K, Kubáň P, Pavlíčková J, Kubáň V. 2006. Chemical Forms of Mercury in Aquatic Ecosystems - Properties, Levels, Cycle and Determination. 1, 100 (10).

Jeandet P, Hébrard C, Deville M-A, Cordelier S, Dorey S, Aziz A, Crouzet J. 2014. Deciphering the Role of Phytoalexins in Plant-Microorganism Interactions and Human Health. *Molecules* **19**:18033–18056. Available from <http://www.mdpi.com/1420-3049/19/11/18033>.

Kabata-Pendias A, Pendias H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Boca Raton. Ann Arbor, London. pp, 78–226.

Kafka Z, Punčochářová J. 2002. Těžké Kovy v Přírodě a Jejich Toxicita. *Chemické listy*, 96 (7), 611–617.

Kalina T, Váňa J. 2010. Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. p. 394–405, nakladatelství Karolinum, Praha.

Kim KH, Kabir E, Jahan SA. 2016. A review on the distribution of Hg in the environment and its human health impacts. *Journal of Hazardous Materials* **306**: 376-385.

Klouda P. 2016. Moderní analytické metody. Třetí, upravené vydání. Ostrava: Pavel Klouda – nakladatelství Pavko. ISBN 978-80-86369-22-8.

Komarek M, Vanek A, Ettler V. 2013. Chemical Stabilization of Metals and Arsenic in Contaminated Soils Using oxides – A Review. *Environ. Pollut.* 172, 9–22.

Komínková J. 2010. Atomová absorpční spektrometrie - stanovení rtuti pomocí analyzátoru AMA 254. Ústav analytické chemie VŠCHT: 1 - 2.

Koplík R, Čurdová E, Mestek O, 1997. Speciace stopových prvků ve vodách, půdách, sedimentech a biologických matriálech. *Chemické listy* **91**: 38 – 47 s.

Krabbenhoft D, Rickert D. 1995. Mercury Contamination of Aquatic Ecosystems. Lewis Publishers, an imprint of CRC Press.

- Kučera J, Váňa J. 2005. Seznam a červený seznam mechorostů České republiky. – Příroda, Praha **23**: 1–104.
- Kubát K, Kalina T, Kováč J, Kubátová D, Prach K, Urban Z. 2003. Botanika. – Scientia, Praha. 232 s.
- Langford LJ, Ferner RE. 1999. Toxicity of mercury – review. *J. Hum. Hypertens* **13**: 651–656.
- Lindqvist O, Rodhe H. 1985. Atmospheric mercury-a review, *Tellus B*, 37B 136–159.
- Litochleb J, et al. 2003. Zlato na Novoknínsku. Vyd. 1. Kutná Hora: Label spol. s r. o., Kutná Hora. 111 s. ISBN 80-239-0945-2.
- Liu G, Cai Y, O'Driscoll N. 2011. *Environmental Chemistry and Toxicology of Mercury*. First Edition. John Wiley & Sons, New Jersey, 448 str.
- Mlčoch Z. 2008: Otrava rtuťí – příznaky, projevy, léčba, prevence, amalgám. Databáze online [cit. 2023-31-1]. Dostupné z: <http://www.zbynekmlcoch.cz/informace/medicina/nemocilecba/otrava-rtuti-priznaky-projevy-lecba-prevence-amalgam>.
- Moore JW, Ramamoorthy S. 2012. *Heavy Metals in Natural Waters: Applied Monitoring and Impact Assessment*; Springer Science & Business Media.
- Nash T. H. 2008. *Lichen Biology*. – Cambridge University Press. Cambridge [486 pp.].
- Navrátil T. 2011. Dynamika rtuťi v životním prostředí. Habilitační práce, ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů PřF UK, Praha, 20 str.
- Navrátil, T, Rohovec J. 2014. Rtut' minulost a současnost tekutého kovu. *Vesmír* 93 (430).
- Pacyna JM. 2020. Recent advances in mercury research. *Science of the Total Environment* 738:139955.
- Pawlak-Sprada S, Stobiecki M, Deckert J. 2011. Activation of phenylpropanoid pathway in legume plants exposed to heavy metals. Part ii. Profiling of isoflavonoids and their glycoconjugates induced in roots of lupine (*Lupinus luteus*) seedlings treated with cadmium and lead. *Acta Biochimica Polonica* **58**:217–223.
- Prokeš J. et al. 2005. *Základy toxikologie. Obecná toxikologie a ekotoxikologie*. Nakladatelství Galén, Praha, 59 s.
- Reis AT, Lopes CB, Davidson CM, Duarte AC, Pereira E. 2015. Extraction of available and labile fractions of mercury from contaminated soils: The role of operational parameters. *Geoderma*, 259-260, 213–223.
- Selin NE. 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: A review. *Annual Review of Environment and Resources* **34**: 43-63.

Selin NE, Jacob DJ, Yantosca RM, Strode S, Jaeglé L, Sunderland EM. 2008. Global 3-D Land-Ocean-Atmosphere Model for Mercury: Present-Day versus Preindustrial Cycles and Anthropogenic Enrichment Factors for Deposition. *Global biogeochemical cycles*, 22 (2).

Schroeder WH, Munthe J. 1998. Atmospheric mercury - an overview. *Atmospheric Environment* 32, 809-823.

Schuster PF, Krabbenhoft DP, Naftz DL, Cecil LD, Olson ML, Dewild JF et al. 2002. Atmospheric mercury deposition during the last 270 years: a glacial ice core record of natural and anthropogenic sources. *Environmental Science and Technology* 36, 2303-2310.

Skalka M. 2004. Lišejníky jako bioindikátory. *Živa*. (3), 107-108.

Suchara I, Sucharová J. 2000. Distribution of long-term accumulated atmospheric deposition loads of metal and sulphur compounds in the Czech Republic determined through forest floor humus analyses. *Acta Průhonická* 69, 1-178.

Svoboda D. 2004. Český kras – stanovení úrovně znečištění prostředí pomocí lišejníků. (3), 110.

Szczepaniak K, Biziuk M. 2003. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research*. Roč. 93, č. 3, s. 221-230. ISSN 00139351.

Tlustoš P, Száková J, Šichorová K, Pavlíková D, Balík J. 2006. Rizika kovů v půdě v agiroekosystémech v ČR. Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí. VURV, vvi, Praha-Ruzyně.

Váňa J. 2006. *Obecná bryologie*. Praha: Karolinum. 187 s. ISBN 80-246-1093-0.

Váňa J. 2006a. *Speciální bryologie II/1*. Praha: Karolinum. 48 s. ISBN 80-246-1264-X.

Velebil D. 2009. Dolování cinabaritu v Horních Lubech u Chebu, Česká republika. - *Bull. mineral. -petrolog. Odd. Nár.Muz. (Praha)* 17/2, 39-61.

Velebil D., Losos Z. 2008. Rtutí bohatý tetraedrit z Jedové hory u Neřežína a jeho doprovodné minerály. - *Bull. mineral. -petrolog. Odd. Nár. Muz. (Praha)* 16/1, 56-60.

Villegas M, Sommarin M, Brodelius PE. 2000. Effects of sodium orthovanadate on benzophenanthridine alkaloid formation and distribution in cell suspension cultures of *Eschscholtzia californica*. *Plant Physiology and Biochemistry* 38:233–241.

Ye Y, Ding Y, Jiang Q, Wang F, Sun J, Zhu C. 2017. The role of receptor-like protein kinases (RLKs) in abiotic stress response in plants. *Plant Cell Reports* 36:235–242. Available from <https://doi.org/10.1007/s00299-016-2084-x>.

Zhu, D., Zhong, H. 2015. ScienceDirect Potential bioavailability of mercury in humus- coated clay minerals. *JES*, 36, 48–55.

ELEKTORONICKÉ ZDROJE:

Brdy. info. 2022. *Jedová hora a Komárov*. [online]. [cit. 2022-09-23]. Dostupné z: https://www.brdy.info/kapitoly/jedova_hora.php

CÚZK. 2022a. Obec, vojenský újezd. [online]. [cit. 2022-01-25]. Dostupné z: <https://vdp.cuzk.cz/vdp/ruian/obce/531251>

CÚZK. 2022b. *Horní Luby*. [online]. [cit. 2022-01-25]. Dostupné z: https://www.cuzk.cz/Dokument.aspx?AKCE=META:SESTAVA:MDR002_XSLT:WEBCUZK_ID:688142

Český klub Zlatokopů. 2022. *Nový knín stezky*. [online]. [cit. 2022-09-23]. Dostupné z: <https://www.zlatokop.cz/CKZ/clanky/cesky/NovyKninStezky/2StezkaLibcice.htm>

EMEP. 2023. *Monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe*. [online]. [cit. 2023-01-23]. Dostupné z: <https://www.eea.europa.eu/themes/air/links/institutions/emep-european-monitoring-and-evaluation-programme>

Hornické muzeum Příbram. 2022. *Muzeum zlata*. [online]. [cit. 2022-09-23]. Dostupné z: <https://www.muzeum-pribram.cz/cz/muzeum/nabidka/publikace/zlato-na-novokninsku/>

IRZ. 2021. *Rtuť a sloučeniny*. [online]. [cit. 2023-01-23]. Dostupné z: https://www.irz.cz/latky-v-irz/rtut-a-slouceniny-jako-hg#field_content_zakladni_informace

Kosařová, Andrea. 2022. *Houby jako indikátory kontaminace půdy rizikovými prvky*. [online]. [cit. 2023-03-23]. Dostupné z: <https://is.czu.cz/>. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.

Mapy.cz. 2022. *Libčice – část obce*. [online]. [cit. 2022-09-26]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?q=libcice&source=ward&id=5675&ds=2&x=14.3057857&y=49.7592959&z=13>

Město Luby. 2023. *Informace o městě*. [online]. [cit. 2022-09-25]. Dostupné z: <https://www.mestoluby.cz/mesto/informace-o-meste/>

Město Nový Knín. 2022. *Historie a kronika města*. [online]. [cit. 2022-09-23]. Dostupné z: <https://www.mestonovyknin.cz>

Místopisy.cz. 2022a. *Horní Luby*. [online]. [cit. 2022-09-24]. Dostupné z: <https://www.mistopisy.cz/pruvodce/obec/12664/horni-luby/>

Místopisy.cz. 2022b. *Libčice*. [online]. [cit. 2022-09-23]. Dostupné z: <https://www.mistopisy.cz/pruvodce/obec/14390/libcice/>

Ochrana přírody. 2018. *Rtuť v prostředí lesních ekosystémů CHKO Brdy*. [online]. [cit. 2023-01-17]. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/rtut-v-prostredi-lesnich-ekosystemu-chko-brdy/>

Ped.muni. 2011. *Historie chimie*. [online]. [cit. 2023-01-23]. Dostupné z: <https://www.ped.muni.cz/wchem/sm/hc/hist/tov/amalgamace.html>

Podzemí Solvayovy lomy. 2013. *Historie hornictví*. [online]. [cit. 2022-09-23]. Dostupné z: <http://podzemi.solvayovylomy.cz/histor/lokality/libcice/libcice.htm>

Váňa T, Litochleb J. 2001. *Geologická vycházka do Nového Klína a Kozích Hor*. [online]. [cit. 2022-09-23]. Dostupné z: http://www.geology.cz/svet-geologie/vylety/pruvodce/Novy_Knin_a_Kozi_Hory.pdf

Velebil D. 2003. *Jedová hora (Dědova hora) u Neřežína*. [online]. [cit. 2022-09-23]. Dostupné z: <http://www.velebil.net/clanky/jedova-hora/>

Vesmír. 2014. *Rtuť, minulost a současnost tekutého kovu*. [online]. [cit. 2023-01-23]. Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2014/cislo-7/rtut-minulost-soucasnost-tekuteho-kovu.html>

