Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra chemie

Rtuť v plodnicích hub

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Jakub Pácal
Obor: Kvalita a zpracování zemědělských produktů

Vedoucí práce: Ing. Matyáš Orsák, Ph.D.

Konzultant: Ing. Tereza Michlová, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Rtuť v plodnicích hub" jsem vypracoval 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 autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 30. 6. 2020 _____

Jakub Pácal

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval panu Ing. Matyáši Orsákovi, Ph.D. a paní Ing. Tereze Michlové, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady a informace, a také celé mojí rodině za pomoc, ochotu a podporu při zpracování této práce.

Rtuť v plodnicích hub

Souhrn

Rtuť (Hg) je přirozený prvek, který se nachází v zemské kůře a díky svým jedinečným vlastnostem se používá v různých aplikacích. V přírodě se vyskytuje jen zřídka ve své volné formě. Polovina uvolněné rtuti v atmosféře je důsledkem antropogenních účinků. Nejdůležitější chemické formy rtuti jsou elementární rtuťové komplexy Hg^{2+} s různými anorganickými a organickými ligandy a organická rtuť ve formě methyl a dimethyl rtuti. Methyl forma je považována za nejtoxičtější se známým neurotoxickým účinkem a stále více údajů naznačuje její škodlivý účinek na kardiovaskulární, imunitní a reprodukční systém.

Diplomová práce se zabývá měřením a vyhodnocením rtuti ve vybraných vzorcích jedlých hub. Celkem bylo měřeno 140 vzorků hub v pěti krajích České republiky, mezi které patřily kraj Vysočina, Jihočeský kraj, Liberecký kraj, Jihomoravský kraj, a také kraj Středočeský. Zkoumány byly tyto druhy: hřib kovář, hřib dubový, hřib hnědý, hřib smrkový, hřib žlutomasý, kozák habrový, kozák osikový, klouzek sličný, bedla vysoká a liška obecná.

Bylo zjištěno, že nejvíce kumulujícím druhem je hřib smrkový. U vzorků tohoto druhu docházelo nejčastěji ke zvýšeným hodnotám rtuti a některé z nich také přesahovaly limitní hodnoty. Právě u tohoto druhu byla naměřena nejvyšší koncentrace rtuti, a to 2,11 $mg.kg^{-1}$ a 1,91 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Druhým nejvíce kumulujícím vzorkem byla bedla vysoká. Zde dosahovaly koncentrace hodnot až 1,93 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Ostatní koncentrace byly, bez ohledu na místo sběru, pouze zvýšené. Ze zkoumaných krajů vycházel nejhůře kraj Vysočina, kde byla naměřena nejvyšší průměrná hodnota rtuti 0,21 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Byly zde také nejvyšší naměřené hodnoty rtuti u výše zmíněných vzorků. Tuto skutečnost lze přisuzovat lokalitě, ve které byly vzorky sbírány, a to poblíž průmyslové oblasti, kde můžeme předpokládat zvýšené hodnoty rtuti. Podle dostupných informací měly být hodnoty nejvyšší ve Středočeském kraji, kde je historicky doložená těžba stříbra a daly se zde předpokládat také zvýšené hodnoty rtuti. Tyto informace nebyly prokázány především z důvodu malého množství odebraných vzorků v této lokalitě. Nejmenší naměřené hodnoty se pohybovaly v kraji Libereckém a nejméně kumulující druhy hub, ve kterých byly nalezeny pouze nepatrné koncentrace rtuti, bylo zbylých 8 druhů, a to konkrétně hřib kovář, hřib hnědý, hřib dubový, hřib žlutomasý, liška obecná, kozák osikový, kozák habrový a klouzek sličný.

Klíčová slova: detoxikace, hřib, hygienický limit, kumulace, toxický kov

Mercury in fruiting bodies of fungi

Summary

Mercury (Hg) is a natural element found in the Earth's crust, and thanks to its unique properties, can be used in various applications. In nature, it rarely occurs in free form. Half of the mercury released in the atmosphere is due to anthropogenic effects. The most important chemical forms of mercury are elemental mercury complexes Hg^{2+} with inorganic and organic ligands and organic mercury in the methyl and dimethyl mercury components. Methyl-mercury is considered to be the most toxic form with a known neurotoxic effect and increasing data on the deleterious effect on the cartuvascular, immune and reproductive systems.

The diploma thesis is carried out by measuring and evaluating mercury in selected samples of edible mushrooms. A total of 140 fungal samples were measured in five regions of the Czech Republic, including the Vysočina Region, the South Bohemian Region, the Liberec Region, the South Moravian Region and the Central Bohemian Region. The following species were investigated: blacksmith boletus, oak boletus, brown boletus, boletus boletus, yellow boletus, hornbeam boletus, birch bolete, birch bolete, parasol mushroom and red fox.

It has been found that a possible cumulative species is the boletus edulis. Samples of this type showed increasing levels of mercury and others exceeded limit values. Now this species is referred to as the best dose of mercury, up to 2,11 $mg.kg^{-1}$ and 1,91 $mg.kg^{-1}$ in dry matter. The second possible cumulative species was the tall parasol. Here you can reach values of up to 1,93 $mg.kg^{-1}$ in dry matter. The worst out of the territory was the Vysočina Region, where the highest measured average value of mercury was 0,21 $mg.kg^{-1}$. This opportunity can be attributed to sites that affect collectors, even near industrial areas where you can expect to increased mercury kontent. According to data in the Central Bohemian Region around the town of Kutná Hora, where historically documented heavy silver and can be expected to have a higher value. This informatik can be shown from a small number of sa mples taken in this location. The largest cumulative region was the Liberec Region and it was looking for cumulative species of mushrooms in which only minor doses of mercury were found, the remaining 8 species namely blacksmith boletus, brown boletus, oak boletus, yellow boletus, red fox, aspen cossack and hornbeam cossack.

Keywords: detoxification, boletus, hygienic limit, cumulation, toxic metal

Obsah

1 Úvod 7

2 Vědecká hypotéza a cíle práce 8

3 Literární rešerše 9

3.1 Rtuť 9

3.1.1 Toxicita rtuti 9

3.2 Koloběh rtuti v přírodě 10

3.3 Rtuť v houbách 13

3.3.1 Kumulace rtuti houbami 14

3.3.2 Snížení obsahu rtuti v houbách při kuchyňských úpravách 15

3.4 Houby – základní charakteristika 15

3.5 Metody stanovení rtuti v houbách 17

3.5.1 Přístroj AMA 254 – princip 17

3.5.2 Stanovení rtuti v houbách technikami CV - AAS a ICP - AES 20

4 Metodika 21

4.1 Přístroje 21

4.2 Pomůcky 22

4.3 Charakteristika analyzovaných hub 22

4.3.1 hřib dubový (*Boletus aestivalis*) 22

4.3.2 hřib žlutomasý – babka (*Xerocomellus chrysenteron*) 22

4.3.3 hřib kovář (*Boletus erythropus*) 23

4.3.4 hřib smrkový (*Boletus edulis*) 24

4.3.5 hřib hnědý (*Boletus badius)* 24

4.3.6 bedla vysoká (*Macrolepiota procera)* 25

4.3.7 klouzek sličný (*Suillus grevillei*) 25
4.3.8 kozák osikový (*Leccinum rufum)* 26
4.3.9 kozák habrový (*Leccinum carpini*) 26
4.3.10 Liška obecná (*Cantharellus cibarius*) 27
4.4 Metodický postup 27
4.4.1 Úprava vzorku před analýzou 27
4.4.2 Analýza rtuti ve vybraných vzorcích 27
5 Výsledky 29
6 Diskuze 49
7 Závěr 52
8 Seznam literatury a použitých zdrojů 54
9 Seznam obrázků 60
10 Seznam tabulek 62
11 Seznam použitých zkratek 63

1 Úvod

Rtuť je toxický kovový prvek, který je při pokojové teplotě kapalný, a který se snadno vypařuje do atmosféry z různých zdrojů, přírodních i antropogenních (Saba et al. 2015). Rtuť a její sloučeniny patří k nejnebezpečnějším kontaminantům životního prostředí. Biota může být vystavena rtuti z různých zdrojů životního prostředí, jako jsou hlušiny dolů, průmyslová odpadní voda a atmosférická depozice při výrobě elektrické energie. Bioakumulace anorganických i methylovaných sloučenin rtuti v potravinovém řetězci vede také k toxikózám u krmiv s vysokou trofií (Száková et al. 2003).

Molekulární anorganické formy rtuti jako HgSe (minerální selenid rtuťnatý), HgS (minerál cinnabar – sulfid rtuťnatý) a málo relevantní pro životní prostředí Hg_2Cl_2 (kalomel), jsou považovány za "bezpečné", protože mají nízkou rozpustnost ve vodě. Avšak po požití dochází k disociaci a k rozpouštění ve vysoce kyselém pH (žaludeční tekutiny). Například ve svalech ryb se rtuť vyskytuje téměř úplně ve formě methylrtuti vázané na thioly (-SH) cysteinu (MeHg-cys) v proteinech (Falandysz et al. 2015). Naopak molekulární organické formy rtuti jsou nebezpečné pro člověka. Tyto sloučeniny jsou považovány za nejrizikovější jak z hlediska životního prostředí, tak z hlediska toxicity a tedy vlivu na lidské zdraví. Za nejtoxičtější sloučeniny rtuti jsou pokládány její ethyl- a především methyl- sloučeniny. Obecně jsou to alkyl- sloučeniny, které navíc mají výraznou tendenci k bioakumulaci (King et al. 2002). Účinek toxické rtuti na živé organismy je velice různorodý. Obecně lze konstatovat, že zasahuje negativně do metabolismu například tím, že inhibuje činnost enzymů, způsobuje denaturaci bílkovin a ovlivňuje redoxní pochody a pH (Hejtmánková & Dolejšová, 2015).

Rtuť je všude přítomná a kontaminuje tyto nejčastější rizikové oblasti jako jsou vzduch, voda, jídlo, průmyslová místa, půda, zubní výplně, vyrobené z rtuťového amalgámu, teploměry, žárovky, cigarety a cigaretový kouř, stará barva a baterie. Kontaminací životní prostředí může dojít také k otravě, která může vést k celé řadě příznaků. Mají tendenci se objevovat, jak se rtuť pomalu hromadí v našem těle po dlouhou dobu. Příznaky se mohou také náhle objevit, pokud byl subjekt nedávno vystaven velkému množství rtuti. Možné příznaky zahrnují: únavu, deprese, letargie, bolesti hlavy, kašel, bolest na hrudi nebo pálení, zánět plicní tkáně, změny chování, podrážděnost nebo vzrušivost, nedostatek koncentrace nebo problémy s pamětí (Healthline 2015).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Diplomová práce navazovala na bakalářskou práci, která pojednávala o teoretickém přehledu a charakteristice rtuti. Zabývala se její kontaminací životní prostředí a toxickými formami a jejich přeměnami. V této práci literární rešerše shrnovala základní poznatky o rtuti od toxicity, až po koloběh v životním prostředí. V praktické části zkoumala obsahy rtuti v jednotlivých vzorcích nasbíraných hub a výsledky byly porovnávány s vyhláškou České republiky, která vychází z nadřízení Evropské komise, zda vzorky volně rostoucích hub splňovaly nařízené limity v sušině.

Hypotéza: „Existuje statisticky významný rozdíl mezi druhem houby a množstvím naměřené rtuti“. Hypotéza: „Existuje statisticky významný rozdíl mezi lokalitou a množstvím naměřené rtuti“.

3 Literární rešerše

3.1 Rtuť

Rtuť (Hg) je všudy přítomný prvek a je považována za jednu z nejvíce toxických látek znečišťujících životní prostředí. Je vysoce nebezpečná pro lidské zdraví. Jedná se hlavně o nebezpečí při vývinu kojenců a dětí. Objevuje se přirozeně a v různých formách (WHO 2006). Mezi hlavní antropogenní zdroje emisí Hg patří těžba zlata a spalování fosilních paliv. Jakmile je rtuť uložena ve vodním prostředí, může podstoupit redoxní reakce, vytvářet komplexy s ligandy a adsorbovat se na částice. Může být také methylována mikroorganismy (Asaduzzaman et al. 2019). Znečištění rtutí je v ekotoxikologii důležitým tématem, protože její osud a důsledky nejen v mořských organismech závisí na různých faktorech, jako je její fyzikálně - chemická forma nebo cesta expozice. Toxicita rtuti a tendence k akumulaci jsou určovány její tzv. sociací. Například methylrtuť (MeHg) má výrazný neurotoxický účinek, zatímco anorganická rtuť primárně narušuje buněčnou redoxní rovnováhu. Ve vodním prostředí podléhá rtuť transformacím mezi různými chemickými formami, jako je elementární rtuť (Hg^0), anorganická rtuť (Hg^{2+}), monomethylrtuť ($MeHg^+$), dimethylrtuť (Me_2Hg) a další organické sloučeniny (Tlili et al. 2019).

3.1.1 Toxicita rtuti

Rtuť je považována za "globální znečišťující látku" a vyvolává obavy po celém světě. Jakmile rtuť vstoupí do těla, bude distribuována po celém těle, ale nejvíce se hromadí v mozku, ledvinách a játrech (Zhang et al. 2018). Anorganické soli rtuti jsou rozpustné ve vodě, dráždí střeva a způsobují vážné poškození ledvin. Naopak organické sloučeniny rtuti, které jsou rozpustné v tucích, mohou procházet hematoencefalickou bariérou a způsobit neurologické poškození. Rtuťový kov představuje dvě nebezpečí. Může být odpařen: tlak par při pokojové teplotě je asi 100krát vyšší než bezpečné množství, takže pokud se rtuťový kov rozlije do štěrbin nebo trhlin v podlahových deskách, může dojít k otravě. Druhým nebezpečím kovové rtuti je to, že je biotransformována na organickou rtuť bakteriemi na dně jezer. To může být předáno potravním řetězcem až nakonec k člověku (Langford & Ferner 1999). Toxická rtuť, která se obvykle vyskytuje v malé koncentraci, může být do houby, včetně jedlých druhů, dobře přenesena z půdy. Existují regiony s půdami přirozeně obohacenými na rtuť kvůli tvorbě rtuťových pásů s polymetalickými půdami /geochemickými anomáliemi. Houby z půd s přirozeně zvýšeným obsahem rtuti nebo znečištěných kvůli těžbě a zpracování rumělky nebo z jiných zdrojů mohou hromadit rtuť ve zvýšených koncentracích.

K znečišťování životního prostředí vzduchem přenášeným Hg v celosvětovém měřítku přispívá také znečišťování lesní půdy. Přenos rtuti z polymetalických půd do humánních jídel obsahujících kontaminované houby může představovat zdravotní rizika, proto je důležité porozumět nejen obsahu surových hub, ale také vlivu vaření, speciace a dostupnosti (Falandysz et al. 2019).

S toxicitou rtuti velmi úzce souvisí tzv. methylace rtuti. Anorganická forma rtuti není sama o sobě toxická avšak elementární rtuť Hg^0 lze snadno vstřebat do dýchacích cest a nervového systému a způsobit vážné zdravotní riziko u lidí (Ghimire et al. 2019). Přeměna anorganické rtuti = **methylace**, na organickou formu je však velmi nebezpečná (Hassan Dar, 2010). Kontaminace rtutí je důležitým environmentálním problémem, přičemž methylrtuť je druhem, který je nejvíce rizikový kvůli její toxicitě a stupni bioakumulace ve vodních a suchozemských potravních sítích, s negativními dopady na volně žijící zvířata a lidské zdraví. Tvorba MeHg je zprostředkována anaerobními organismy nesoucími hgcA a hgcB geny a železo redukujícími bakteriemi (Haiyan et al. 2020). Ve vodném prostředí může být MeHg produkována biotickými i abiotickými procesy. Mikroby jsou považovány za primární producenty MeHg v životním prostředí, převážně v anaerobních sedimentech, půdě a spodní vodě. Podle Yuan et al. (2019) bylo prokázáno, že bakterie redukující síru (SRB) a bakterie redukující železo (IRB) byly nejvíce dominantní mikrobiálními kmeny odpovědnými za methylaci anorganické rtuti. Wang et al. (2020) tvrdí, že methylace a demethylace v mořské vodě jsou pseudo- reakce prvního řádu s rychlostmi závislými pouze na koncentraci anorganické Hg^{2+} nebo MeHg. Tyto předpoklady jsou učiněny za podmínek, že koncentrace potenciálních enzymů, reakčních míst a dalších reakčních složek zůstávají ve velkém nadbytku než koncentrace anorganických Hg^{2+} nebo MeHg, a tedy neomezují tyto reakce v mořské vodě.

3.2 Koloběh rtuti v přírodě

Chemie životního prostředí rtuti vyžaduje definování faktorů, které určují relativní afinity různých ligandů pro jednotlivé druhy Hg, protože jsou rozhodující pro pochopení její speciace, transformace a bioakumulace v životním prostředí. Kvantová chemie byla použita ke zkoumání katalytických mechanismů enzymatické methylace a demethylace. Složitá souhra mezi nesčetnými chemickými reakcemi a transportními vlastnostmi uvnitř i vně mikrobiálních buněk určuje čistou biogeochemickou cyklizaci. Dále se objevují důkazy, že ledové povrchy hrají důležitou roli v transportu a transformaci Hg v polárních a alpských

oblastech. Proto byla charakterizována difúze rtuti a jejích iontů přes idealizovaný ledový povrch. Mikroorganismy jsou hlavními hráči v environmentální cyklistice s rtutí (Asaduzzaman et al. 2019).

Konečným zdrojem rtuti je pro většinu vodních ekosystémů depozice z atmosféry, která je primárně spojena s dešťovými srážkami. Atmosférická depozice obsahuje tři hlavní formy rtuti, i když většina je jako anorganická rtuť Hg^{2+} a iontová rtuť (Krabbenhoft & Rickert 1995). Atmosféra je efektivní cestou pro dálkový transport a celosvětové šíření Hg (Krasińska & Falandysz 2015). V atmosféře mohou rtuťové páry cirkulovat až jeden rok, a proto se značně rozptýlí. Elementární rtuťové páry se pak mohou podrobit fotochemické oxidaci, aby se z nich stala anorganická rtuť, která se může kombinovat s vodními parami a jako déšť se může vrátit zpět na zemský povrch (Abelsohn et al. 2002). Jakmile je rtuť v povrchové vodě nebo půdě, vstupuje do složitého cyklu, ve kterém může být jedna forma přeměněna na jinou. Může být přivedena do sedimentů usazením částic a později uvolněna difúzí nebo resuspendováním. Může vstoupit do potravinového řetězce nebo může být uvolněna zpět do atmosféry těkáním. Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) a pH mají silný vliv na konečné uložení rtuti v ekosystému. Studie ukázaly, že u stejných druhů ryb odebraných ze stejné oblasti vede zvýšení kyselosti vody (snížení pH) nebo obsahu DOC obecně k vyššímu tělesnému zatížení ryb. Mnoho vědců si v současné době myslí, že vyšší kyselost a úroveň DOC zvyšují mobilitu rtuti v životním prostředí, a proto zvyšují pravděpodobnost vstupu do potravinového řetězce. Přesný mechanismus, kterým rtuť vstupuje do potravinového řetězce, zůstává do značné míry neznámý a pravděpodobně se liší v jednotlivých ekosystémech. Víme však, že určité bakterie hrají důležitou ranou roli, především bakterie, které zpracovávají síran (SO_4^{2-}) v životním prostředí. Přijímají rtuť v její anorganické formě a metabolickými procesy ji přeměňují na methylrtuť. Bakterie mohou uvolnit methylrtuť do vody, kde se mohou rychle adsorbovat na plankton, který je také spotřebován další úrovní v potravním řetězci (Krabbenhoft & Rickert 1995). Takto to pokračuje, jak se malé ryby/organismy jedí postupně většími a většími rybami, dokud ryby konečně nesní lidé nebo jiná zvířata. Alternativně se může jak elementární rtuť, tak organická rtuť odpařit a znovu vstoupit do atmosféry a cyklicky procházet prostředím (Abelsohn et al. 2002). Velmi důležitá v tomto cyklu je také mobilita a transformace rtuti v půdě. Rtuť může podléhat biologickým a chemickým reakcím vedoucí k transformaci druhů a v důsledku změny rozpustnosti, toxicity a biologické dostupnosti (Biester et al., 2002). Toxicita závisí primárně na konkrétní formě rtuti (Logar et al., 2002). V tomto smyslu je nejvíce methylrtuť toxická forma rtuti pro lidi a zvířat. Spekulace rtuti v půdách lze studovat na internetu aplikací

metod sekvenční extrakce. Tyto extrakce se používají k rozdělení obsahu rtuti ve vzorcích půdy do několika provozně definovaných skupin více či méně rozpustných druhů. Od rozpustnosti rtuťové druhy v rozpouštědle závisí na půdní matrici a provozní podmínky, metody sekvenční extrakce nejsou schopné identifikovat jednotlivé druhy; mohou však poskytnout užitečné informace o mobilitě rtuti v půdách (Fernández-Martínez et al. 2005). Jakmile byla zavedena elementární rtuť do vodního prostředí, může být přeměněna na methylrtuť bakteriálním působením v anoxických prostorech obklopujících vodní rostliny a je intenzivně akumulován vodními živočichy fauna, zejména dravci, jejichž spotřeba je jednou z nejdůležitějších zdrojů zdravotních rizik. Fyzikálně - chemické úvahy o sociaci rtuti ukazují, že Hg v atmosféře se většinou vyskytuje jako Hg^0 (> 98 %), zbytek je považovány za reaktivní plynné formy, jako je HgO, $HgCl_2$, $HgBr_2$, HgOH a Hg. Vysoká těkavost a chemická stabilita Hg^0 umožňuje dlouhou dobu pobytu v atmosféře 1-2 roky. Hg^0 je také dominantní druh Hg emitovaný půdou. Hlavní faktory, které určují celkové hladiny plynné rtuti (TGM) v ovzduší jsou Hg speciace a její koncentrace v ornici. Navíc TGM v EU také souvisí s teplotou půdy, vlhkostí půdy, slunečním zářením, srážky a směr a rychlost větru (Santos-Francés et al. 2011).

Existuje mnoho zdrojů rtuti do životního prostředí, jak přírodních, tak lidských. Přírodní zdroje zahrnují sopky, přírodní rtuťová ložiska a volatilizaci z oceánu. Mezi hlavní lidské zdroje patří: spalování uhlí, zpracování alkalických chloridů, spalování odpadu a zpracování kovů. Lidské aktivity přibližně zdvojnásobily nebo ztrojnásobily množství rtuti v atmosféře a atmosférická zátěž se zvyšuje o přibližně 1,5 % ročně (Krabbenhoft & Rickert 1995). Rtuť v životním prostředí je neustále cyklována a recyklována biogeochemickým cyklem. Obecně lze tedy říci, že cyklus má šest hlavních kroků:

- 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 těkavých nebo rozpustných forem, jako je methylrtuť.
- Rtuť se vrací zpět do atmosféry nebo se bioakumuluje v potravních řetězcích (Abelsohn et al. 2002).

3.3 Rtuť v houbách

Houby jsou tradiční a populární potravina, která je považována za bohaté makro a mikroelementy a různé organické sloučeniny výživných a léčivých vlastností (Kalač 2016). Jedlé houby jsou cennými zdravými potravinami, a to jak pro jejich strukturu a chuť, tak pro jejich nízký energetický obsah, vysoký podíl nestravitelné vlákniny, specifických β-glukanů a antioxidačních složek. Kromě toho obsahují významné množství vitamínů, minerálů a stopových prvků, jako je Fe, Zn, Se, K. (Árvay et al. 2015). Kvůli specifičnostem ve své fyziologii mohou akumulovat v těle různé toxické chemické prvky, např. kadmium a rtuť (Brzostowski et al. 2011). Kromě antropogenního znečištění rtuti mohou houby akumulovat tento prvek ve velké koncentraci také tehdy, když rostly v půdách bohatých na geogenní rtuť, kde je podloží přirozeně obohaceno rtutí kvůli geochemickým anomáliím (Kojta et al. 2015). Pokládá se za prokázané, že obsah řady kovů v plodnicích, především rtuti, je v prvé řadě záležitostí druhu a do jisté míry i rodu. Dalším významným faktorem je složení substrátu, z něhož houba získává živiny. Mycelium (podhoubí) většiny hub je rozšířeno ve svrchní organické vrstvě rozkládajícího se odpadu jehličí a listů. V plodnicích se kromě rtuti kumuluje také kadmium, olovo, cesium, měď, železo, zinek a mangan. Méně významný je vliv stáří, resp. velikost plodnice. Některé výsledky výzkumu uvádějí vyšší obsah kovů v mladých plodnicích. To se přisuzuje jejich transportu z mycelia hned na počátku tvorby plodnic (fruktifikace), takže při následujícím nárůstu hmoty plodnice koncentrace kovů postupně klesají. Nejvyšší nárůst rtuti, a také ostatních kovů, je v první sklizňové vlně pěstovaných hub. Hladiny kovů v plodnicích pěstovaných hub jsou podstatně nižší než ve stejném druhu volně rostoucí v přírodě (Kalač 2008). Obsah kovu se obvykle vyjadřuje v $mg.kg^{-1}$ sušiny. Existuje shoda ohledně přepočtu na čerstvou hmotu, že houby mají obsah sušiny 10%. Pro výpočet příjmu se obvykle předpokládá 300 g čerstvých hub na jedno jídlo. Například současné české předpisy uvádějí 66 volně rostoucích a 15 pěstovaných obchodovatelných druhů s limity 2,0 a 5,0 $mg.kg^{-1}$sušiny pro kadmium a rtuť, respektive u volně rostoucích hub 1,0 $mg.kg^{-1}$ sušiny pro rtuť u kultivovaných druhů. Podle doporučení FAO / WHO je přijatelný týdenní příjem 0,007 a 0,005 $mg.kg^{-1}$ tělesné hmotnosti kadmia a rtuti (Kalač et al. 2003). Pro porovnání, zemská kůra obsahuje v koncentraci od 0,02 do 0,06 $mg.kg^{-1}$ rtuti v sušině (Falandysz & Drewnowska 2015). Dosud bylo hlášeno asi 40 stopových prvků, přičemž kadmium a rtuť jsou z hlediska lidského zdraví nejdůležitější. V houbách se rtuť kumuluje nejvíce v plodnicích (viditelná obvykle nadzemní část houby). Plodnice poté vznikají procesem zvaným fruktifikace. Houba pohlcuje živiny ze substrátu prostřednictvím

velkorysého mycelia. Obsah kovů v plodnicích je výrazně ovlivněn věkem mycelia a intervalem mezi fruktifikacemi. Vědecké důkazy pro takové stanovisko však chybí. Nejvyšší obsah byl pozorován v části spóry klobouku, nižší obsah byl zjištěn potom ve zbytku klobouku a nejnižší hladina v noze. Obsah kadmia a rtuti v plodnicích se však ve znečištěných oblastech zvyšuje. Vysoká hladina kovů byla pozorována u hub rostoucích v silně kontaminovaných oblastech, jako jsou ty v těsné blízkosti dálnic s hustým provozem, emisní oblasti (Lepšová & Mejstřík 1988) a vnitřní města (Svoboda & Kalač 2003). Podle Falandysz et al. (2007) bylo prokázáno, že žádné vyšší druhy hub nemohou být užitečnými bioindikátory znečištění životního prostředí těžkými kovy včetně rtuti.

3.3.1 Kumulace rtuti houbami

Opakovaně bylo prokázáno, že mezi výrazně kumulující druhy hub patří čirůvka májovka, čirůvka fialová, pečárka ovčí, ale obecněji i další druhy pečárek, a také běžné bedly. Extrémně vysoké obsahy rtuti 100 - 200 $mg.kg^{-1}$ sušiny byly zjištěny u kumulujících druhů v oblasti střední Spíše na východním Slovensku. Obecně lze říci, že nejčastěji kontaminované houby jsou v průmyslových oblastech nebo dolech. Vyhláška č. 53/2002 Sb. uváděla nejvyšší přípustné obsahy rtuti 0,05 $mg.kg^{-1}$ čerstvé hmoty či 0,5 $mg.kg^{-1}$ sušiny pro volně rostoucí houby, ale jen 0,1 - 1,0 $mg.kg^{-1}$ pro houby pěstované. Podle světové zdravotnické organizace WHO je přijatelná týdenní dávka rtuti 0,005 $mg.kg^{-1}$ tělesné hmotnosti, neboli 0,3 mg pro osobu o hmotnosti 60 kg. Z toho nesmí být více než 0,2 mg ve formě velmi nebezpečných methylrtuťnatých sloučenin (Kalač 2008). Jediným způsobem jak zjistit kolik rtuti je ve vašem těle, je nechat lékaře zkontrolovat hladinu rtuti. Existuje několik testů, které může lékař použít. Krevní test ukazuje, zda byl subjekt v posledních několika dnech vystaven rtuti. Hladina některých typů rtuti v krvi však během tří až pěti dnů rychle klesá. Další možností je test moči avšak během několika měsíců klesá také hladina rtuti v moči. Může se používat také test na vlasy, které mohou vykazovat známky dlouhodobé expozice rtuti (Healthline 2015).

O složení rtuti, která se váže na organické složky houby, je málo známo. Methylrtuť, která je nejvíce toxickou formou mezi rtuťovými sloučeninami tvoří 1 - 16 % celkové rtuti kvantifikované v plodnicích hub, jak uvádí (Falandysz et al. 2007). Lze tedy methylrtuť považovat za minoritní sloučeninu rtuti a pouze v několika zprávách byla stanovena až do 25 %. Bylo také prokázáno, že některé části celkové rtuti přítomné v plodnicích jsou vázány na proteiny s vysokou molekulovou hmotností (Falandysz & Drewnowska 2015).

3.3.2 Snížení obsahu rtuti v houbách při kuchyňských úpravách

Houby lze vařit různými způsoby a existují různá ošetření. Některá z těchto ošetření jsou obecnější nebo univerzálnější povahy, např. kratší úpravy (5 – 15 min.), jako je blanšírování nebo vaření po delší dobu. Blanšírování je kuchařská technika založena na ponoření plodu do horké vody na krátkou dobu a jeho následné ochlazení. Způsobuje dehydrataci a smršťování ovoce, denaturaci, hydrolýzu a rozpouštění dalších organických složek hub. Blanšírování účinně odstraňuje nebezpečné složky (Skibniewska & Smoczyński 1999). Blanšírování také významně odstraňuje z hub mnoho bio-prvků a může také snížit obsah toxických kovových kontaminantů, jako je kadmium, olovo a rtuť (Svoboda et al. 2002). Při blanšírování po dobu 15 minut může dojít k poklesu koncentrace rtuti až o více než 50 %, zato při blanšírování hub ve slané vodě o 15 % a pokud dochází k blanšírování hub, které před tímto procesem byly lyofilizované, může dojít ke snížení obsahu rtuti o 22 %. Je to proto, že během blanšírovací doby došlo ke ztrátě části rtuti a odpovídající ztrátě části organických složek rozpustných ve vodě (např. fenolických sloučenin, uhlohydrátů, vitamínů, pigmentů a volných aminokyselin) plodnic, a také její původní vlhkosti (Falandysz & Drewnowska 2015). V případě metody moření dochází pouze k minimálním nebo žádným změnám koncentrace rtuti. Nedostatek vyluhování rtuti z loupaných hub při nakládání za použití zředěného octa může znamenat výskyt v houbách ve formě šumivých sloučenin typu HgSe, HgS se sulfhydrylovými skupinami (-SH), které nebyly degradovány a vyluhovány vroucí vodou (Falandysz & Drewnowska 2017). Bylo pozorováno, že krátkodobé vaření je účinnější ošetření než namáčení. Kovy byly vyluhovány v největší míře z nejvíce zničených tkání zmrazených plátků. Nejnižší pokles byl u čerstvých nebo zmrazených hub. Kadmium bylo vyluhováno ve větší míře než rtuť (Kalač et al. 2003). Dosud nebyla popsána žádná látka pocházející z jedlých hub schopná absorbovat rtuť. Bylo zjištěno, že houba grifola frondosa vykazovala absorpční kapacitu rtuti. Polysacharid peptid (GFPP), vykazující jedinečnou N-koncovou aminokyselinovou sekvenci APPGMHQKQQ a 7 dílčích sekvencí s vysokou spolehlivostí získanou pomocí LC-MS / MS, byl izolován extrakcí jejích plodonosných těl horkou vodou s následnou ionexovou chromatografií a gelem filtrační chromatografie (Zhang et al. 2018).

3.4 Houby – základní charakteristika

Houby jsou organismy, které neobsahují chlorofyl a jsou tvořeny protáhlými, vzájemně propojenými a různě větvenými vlákny (hyfami) s jedno- nebo vícejadernými

buňkami. Buněčné stěny obsahují většinou chitin a celulózu. Jemná vlákna hub tvoří řidší nebo hustší sleť tzv. podhoubí mycelium, které může mít velmi rozličnou podobu i barvu, jak se můžeme často přesvědčit na spodní části plodnice. Čemu říkáme "houba" a co sbíráme jako "houby", to jsou pouze plodnice. Určení druhu provádíme hlavně podle nich. V plodnicích nebo na jejich povrchu se vytvářejí výtrusy, důležité pro rozmnožování hub. Houby je možno rozdělit do tří velkých tříd na:

- Houby stopkovýtrusé – *Basidiomycetes.*
- Houby vřeckovýtrusé – *Ascomycetes.*
- Hlenky - *Myxomycetes* (spíše houbové organismy).

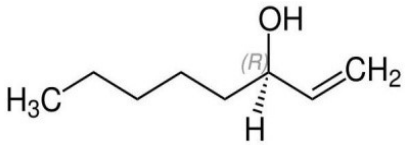
Jestliže vřeckovýtrusé nebo vzácněji stopkovýtrusé houby vytvoří s řasami samostatnou jednotku, pak se tyto "nové" organismy nazývají *lišejníky*. Výtrusy jsou životně důležité pro udržení a rozšiřování druhu. Z jedné plodnice – podle jednotlivých druhů se uvolní několik miliard výtrusů. Pouhým okem je vidíme pouze jako obláček prachu, nikoliv jednotlivé výtrusy, například pýchavka (Grunertovi 1995). U hub je třeba brát v úvahu, a to zřejmě více než u zeleniny a ovoce, otázku využitelnosti jednotlivých složek. Houby obsahují značné množství nestravitelného chitinu, který omezuje stravitelnost i dalších látek. To je příznivé z hlediska snížení rizika nežádoucích složek, např. těžkých kovů či radioaktivních prvků (Kalač 2008).

Důležité jsou také některé vonné látky přítomné v houbách. Výrazná vůně čerstvých i sušených hub je velmi podstatnou motivací pro jejich sběr a konzumaci. Dosud známé vonné látky hub se obvykle člení na těkavé a netěkavé. Netěkavé látky ovlivňují vnímání vůně v kombinaci s chuťovými vjemy při konzumaci hub. Těkavé složky lze zařadit do několika skupin:

- Derivát oktanu a oktenu.
- Nižší terpeny.
- Benzaldehyd a příbuzné látky.
- Sirné sloučeniny.
- Další různé látky.

Za nejvýznamnější vonné látky hub je pokládána skupina příbuzných látek odvozovaných od alifatických uhlovodíků s osmiuhlíkovými přímými řetězci nasyceného oktanu a nenasycených oktenů s dvojnou vazbou vycházejícího ze druhého (2-okten) či prvého (1-okten) atomu uhlíku. Do této skupiny patří zejména alkoholy 1-oktanol, 3-oktanol, 1-okten-3-ol a *trans*-2-okten-1-ol a některé další ketony a estery. Za nejúčinnější z celé skupiny je pokládán "houbový alkohol" - 1-okten-3-ol, který v řadě druhů volně rostoucích

hub představuje 50 – 90 % ze zachycených těkavých látek. 1-okten-3-ol se vyskytuje ve formě dvou isomerů – optických antipodů (enantiomerů). Výchozí látkou pro vznik tohoto alkoholu je volná kyselina linolová ze skupiny nenasycených vyšších mastných kyselin. Ta podléhá zvláštnímu typu oxidace vzdušným kyslíkem katalyzovaného dvěma enzymy – lipoxygenázou a hydroperoxidlyázou, které se v podobné kombinaci v jiných potravinách či pochutinách nevyskytují. Pochody probíhají značně intenzivně zejména během sušení hub na vzduchu. Proto je vůně sušených hub výraznější než původních čerstvých hub. Při tepelných úpravách hub vysoký podíl 1-okten-3-olu vytěká až 90 % výchozího obsahu (Kalač 2008).



Obrázek 1 Chemická struktura tzv. "houbového alkoholu" - 1-okten-3-olu
Zdroj: https://es.wikipedia.org/wiki/1-Octen-3-ol#/media/Archivo:1-Octen-3-ol_FormulaV1.svg

3.5 Metody stanovení rtuti v houbách

3.5.1 Přístroj AMA 254 – princip

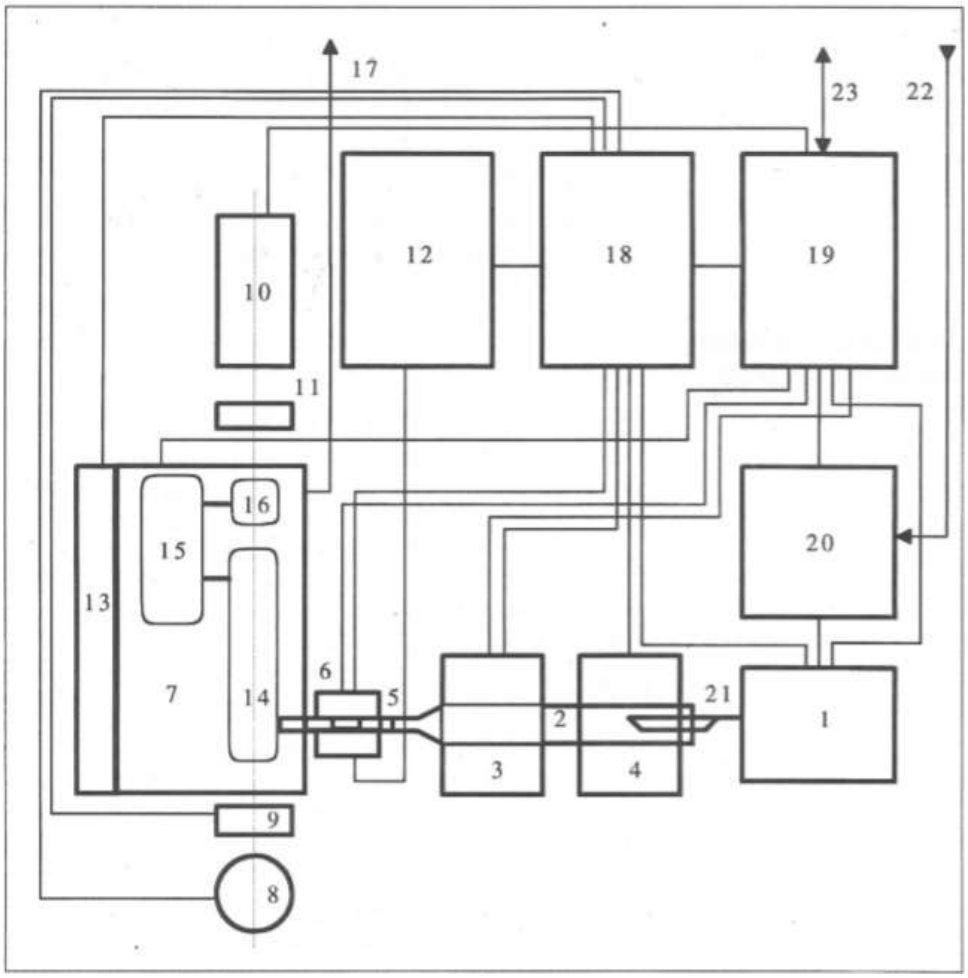
ADVANCED MERCURY ANALYZER AMA 254 je jednoúčelový atomový absorpční spektrofotometr pro stanovení rtuti. Je určen pro přímé stanovení obsahu rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez potřeby chemické úpravy vzorku (mineralizace, rozpouštění, digesce apod.), což je případ jiných analytických technik. Využitím techniky generování par kovové rtuti s následným zachycením na zlatém amalgamátoru se dosahuje mimořádně vysoké citlivosti stanovení a nezávislosti výsledku stanovení na matrici vzorku, což zjednodušuje postup kalibrace (Komínková 2010). Citlivost přístroje je více než dostatečná pro splnění požadavků analýzy vod, nápojů, potravin, petrochemických produktů, uhlí a popílku z uhlí. Sériové uspořádání buněk umožňuje měření ve dvou koncentračních rozsazích na jedné dráze vzorku. Analyzátor Trace Mercury AMA 254 pracuje pod úplným počítačovým ovládáním pomocí grafického rozhraní a myši (Courtage Analyses Services 2004).

Při měření kapalných vzorků se dávkovaný objem řídí očekávanou koncentrací rtuti. Maximální použitelný objem je 500 µl na jednu dávku. Pro vzorky s nízkým obsahem rtuti (cca pod 5 ng) je nutné uvažovat existenci slepého pokusu přístroje, tj. množství rtuti, které

přístroj naměří, aniž by do něj něco bylo dávkováno. Naopak při měření pevných vzorků používáme pomůcky pro měření (lodičku, pinzetu…), které je nutné před použitím vyžíhat v plameni do červeného žáru. Tím se odstraní případná kontaminace prachem. Při měření pevných vzorků se navážka opět řídí předpokládaným obsahem rtuti. Parametry analýzy závisí na navážce a povaze vzorku (Komínková 2010).

3.5.1.1 Popis základních částí AMA 254

Základní funkční schéma přístroje je uvedeno na obr. 2. Dávkovací zařízení 1 a dávkovací lodička 2 slouží ke vnesení vzorku do přístroje. Vstupní část spalovací trubice 2 slouží k termickému rozkladu vzorku pomocí spalovací pece 4. Výstupní část spalovací trubice je vyplněna katalyzátorem, jehož teplota je udržována na konstantní hodnotě (cca 750 ^{o}C) pomocí katalytické pece 3. Amalgamátor 5, obsahující zlato nanesené na inertním nosiči slouží 1 k zachycení rtuti z proudu rozkladných produktů, rtuť zachycenou na amalgamátoru je možno vypudit pomocí vypuzovací pece 6. Blok měřících kyvet 7, který je vyhříván na konstantní teplotu pomocí topení bloku měřících kyvet 13, obsahuje dvě sériově zapojené kyvety. Délka první kyvety 14 a druhé kyvety 16 je v poměru cca 1 : 10. Mezi kyvety je zapojena zpožďovací nádobka 15 ležící mimo optickou osu měřících kyvet. Objem zpožďovací nádobky je větší než objem delší měřící kyvety 14. Jako zdroj záření slouží nízkotlaká rtuťová výbojka 8. Zdroj záření je možné na povel z řídícího počítače zcela zaclonit pomocí clonky 9. Před detektorem 10 je umístěn interferenční filtr 11, který slouží k izolaci spektrální čáry 253,65 nm. Chladicí čerpadlo 12 umožňuje rychlé ochlazení amalgamátoru po vypuzení rtuti. Analogová elektronika 18 obsahuje zdroj pro napájení rtuťové výbojky a detektoru, napájecí zdroje pro mikropočítač 8051 a potřebné výkonové spínače pecí a ostatních ovládacích prvků. Slouží rovněž ke galvanickému oddělení elektroniky mikropočítače od výponových obvodů. Modul mikropočítače 8051 19 obsahuje kromě číslicových obvodů ještě 12-ti bitový A/D převodník a měřící zesilovače signálů z detektoru a čidel. Sériová linka 23 zajišťuje komunikaci mikropočítače s počítačem. Celou analytickou částí přistroje trvale pochází kyslík, od vstupu 22 přes regulátor 20, který udržuje průtok na konstantní hodnotě, až k výstupu 17 (Altec s.r.o. 2008).



Obrázek 2 Funkční schéma přístroje AMA 254
Zdroj: www.onlinecas.com

3.5.1.2 Popis zpracování vzorku v AMA 254

Vzorek o známé váze či objemu je umístěn na dávkovací lodičku, která je na povel z řídícího počítače pomocí dávkovacího zařízení zasunuta do spalovací trubice. Řízeným ohřevem spalovací pece dojde nejprve k vysušení vzorku a poté k jeho termickému rozkladu, eventuálně spálení. Produkty rozkladu vzorku jsou proudem kyslíku unášeny do druhé části spalovací trubice vyplněné katalyzátorem. Zde dochází k dokončení oxidace a k zachycení halogenů a oxidů dusíku a síry.

Produkty rozkladu vzorku jsou ze spalovací trubice dále vedeny do amalgamátoru, kde je selektivně zachycena rtuť, zbytek prochází přes blok měřících kyvet na výstup kyslíku z přístroje. Amalgamátor i blok měřících kyvet jsou temperovány na 120 ^{o}C pro zabránění kondenzace vody. Po dokončení rozkladu vzorku a ustálení teplotních poměrů v amalgamátoru dochází k měření množství rtuti zachycené na amalgamátoru. Nejprve probíhá cyklus automatického nulování, zahrnující automatické nastavení zisku zesilovače signálu z detektoru, automatickou korekci temného proudu detektoru a ofsetu zesilovače

a odečtení základního světelného toku pro výpočet absorbancí během vlastního měření. Po ukončení automatického nulování je rtuť z amalgamátoru vypuzena krátkodobým intenzivním ohřevem. Oblak uvolněné rtuti je nosným plynem převeden přes delší měřící kyvetu, poté se prakticky veškerá rtuť shromáždí ve zpožďovací nádobce a z ní prochází přes kratší měřící kyvetu ven z přístroje. Stejné množství rtuti je tudíž měřeno dvakrát s různou citlivostí. Výsledkem je dynamický rozsah analyzátoru 0,05 – 600 ng Hg v jednom měření. Zároveň s ukončením ohřevu amalgamátoru je zapojeno chladící čerpadlo, které ochlazuje amalgamátor tak, aby mohl být použit bez zbytečného zdržení v další analýze.

Veškerá data naměřená modulem mikropočítače 8051 jsou vysílána počítači, který je zpracovává do formy přístupné uživateli (Altec s.r.o. 2008).

3.5.1.3 Příprava standardních roztoků

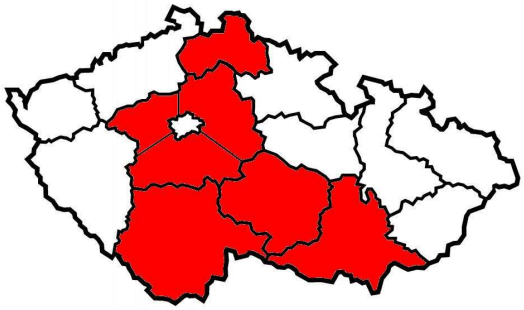
Veškeré odměrné nádobí a ostatní nádobí přicházející do styku s míchanými roztoky je nutno dekontaminovat – nejlépe těsně před použitím vyloužením horkou kyselinou dusičnou čistoty p. p., zředěnou demineralizovanou vodou v poměru 1:10 a následným oplachem demineralizovanou vodou a vysušením. Základní roztok 1000 ppm rtuti se připraví rozpuštěním 1 g kovové rtuti čistoty min. 99,99 % v 30 ml konc. HNO_3 čistoty p. p. a doplněním na objem 1 l demineralizovanou vodou. 1 ml takto připraveného roztoku obsahuje 1 mg rtuti. Pracovní kalibrační roztoky se připraví ředěním základního roztoku (Altec s.r.o. 2008).

3.5.2 Stanovení rtuti v houbách technikami CV - AAS a ICP - AES

Pro další metody stanovení rtuti v houbách a dalších vzorcích životní prostředí se používá atomová absorpční spektroskopie studených par (CV - AAS). Princip této metody spočívá v přímé pyrolýze vzorku připojené k lapači zlaté vlny. Druhou metodou byl postup, který zahrnoval konečné měření rtuti pomocí atomové emisní spektroskopie s indukčně vázanou plazmou (ICP - AES) při A 194,166 nm. Bylo zjištěno, že metoda využívající ICP - AES při A 194,166 nm poskytla nepřesné výsledky. Při zkoumání touto metodou je tedy nutné hledět na výsledky s opatrností, protože údaje jsou velmi zkreslené (Jarzynska & Falandysz 2011).

4 Metodika

V této diplomové práci byly použity vzorky jedlých hub nasbírané po celé České republice. Konkrétně se jednalo o Středočeský kraj (okres Kutná Hora), kde byla v minulosti zvýšená těžba stříbra, a tedy místo v této lokalitě by mohlo být kontaminováno. V Libereckém kraji se jednalo o místa poblíž měst Tanvald a Velké Hamry. V Jihočeském kraji u města Tábor a Jihomoravský kraj byl zaměřen na město Veverská Bitýška nacházející se u města Brno – venkov. Jako poslední byl kraj Vysočina, a to konkrétně obec Kameničky a obec Vysoké u Žďáru nad Sázavou. Všechny lokality jsou znázorněny na obrázku č. 3. V těchto lokalitách bylo sbíráno hned několik druhů jedlých hub: hřib kovář, hřib dubový, hřib hnědý, hřib smrkový, hřib žlutomasý, kozák habrový, kozák osikový, klouzek sličný, bedla vysoká a liška obecná. Celkem se jednalo o 140 vzorků hub pro analýzu a byly sbírány od června do října roku 2019. Výsledky byly vyhodnoceny v programu Microsoft Excel a v programu Statistica.



Obrázek 3 Mapa České republiky se znázorněnými oblastmi, kde byly sbírány vzorky
Zdroj: http://www.mapaceskerepubliky.cz/slepa-mapa-cr

4.1 Přístroje

Při úpravě vzorků před analýzou byl použit lyofilizátor Coolsafe basic od společnosti TRIGON PLUS s.r.o. Na úpravu vzorku před samotnou analýzou byly vzorky homogenizovány ručním mlýnkem na drcení A11 basic od výrobce IKA. Samotná analýza se poté prováděla na analyzátoru rtuti AMA 254 od společnosti Altec s.r.o. napojená na počítačovou sestavu Acer, Lynx MS express. Všechny postupy pro stanovení rtuti byly prováděny na České zemědělské univerzitě v Praze.

4.2 Pomůcky

Při praktické části této diplomové práce byly použity tyto pomůcky:

- Analytické váhy (Sartorius analytic, Zurich).
- Laboratorní kleště.
- Skleněné misky.
- Laboratorní lžička.
- Kahan.

4.3 Charakteristika analyzovaných hub

4.3.1 hřib dubový (*Boletus aestivalis*)

Šedavě okrový nebo světle šedohnědý klobouk, sametový až jemně plstnatý. Dužina je bílá, neměnná, má velmi lahodnou chuť a příjemnou vůni. Vyskytuje se velmi hojně od jara do podzimu v listnatých nebo smíšených lesích, zvláště v trávě pod duby, buky, lipami, někdy i mimo les. Je jedlý a velmi chutný ve všech úpravách (Erhartovi 1995).

Obrázek 4 hřib dubový
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/hrib-dubovy/

4.3.2 hřib žlutomasý – babka (*Xerocomellus chrysenteron*)

Klobouk hřibu žlutomasého má hnědou až olivově hnědou barvu, starší plodnice potom mají rozpukaný klobouk, který může být vínově načervenalý. Roste velmi hojně od června do října především v jehličnatých lesích, vzácněji i pod listnáči (buk), ale rovněž

mimo les v parcích a zahradách pod solitérními stromy. Je to dobrá, jedlá houba, vhodná pro všechny kuchyňské úpravy. Ke sběru je doporučeno zejména mladé plodnice, neboť starší bývají často červivé a jsou náchylné k plesnivění. Hřibu žlutomasému se říká hojně "babka" (Mikšík 2011).

Obrázek 5 hřib žlutomasý
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/hrib-zlutomasy/

4.3.3 hřib kovář (*Boletus erythropus*)

Jeho klobouk má tmavohnědou až černohnědou barvu, stářím a pomačkáním šedě černající. Otlačená místa modrozelenavý. Chuť a vůni má nenápadnou a příjemnou. Roste v létě a na podzim v lesích jehličnatých a listnatých, hojně i ve vyšších polohách. Je jedlý a velmi chutný, avšak je nutná delší tepelná úprava. Syrový nebo nedovařený může vyvolat trávicí potíže (Erhartovi 1995).

Obrázek 6 hřib kovář
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/hrib-kovar/

4.3.4 hřib smrkový (*Boletus edulis*)

Tato houba je ve Střední Evropě obecně rozšířená. Tvoří mykorrhizu se smrky a najdeme ji od nížin až po horské oblasti. Má ráda chudé, kyselé, písčité a silikátové půdy. Nezřídka se objevuje ve společenstvu s muchomůrkou červenou. Její čas je od září do října. Klobouk je 5 – 25 cm široký, nejdřív je polokulovitý, pak sklenutý až rozložený. Je mnoha rozličných barev: bělavý, světlehnědý, červenohnědý až tmavohnědý (Grunertovi 1995).

Obrázek 7 hřib smrkový
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/hrib-smrkovy/

4.3.5 hřib hnědý (*Boletus badius)*

Klobouk má v průměru 4 – 12 cm, kaštanově až čokoládově hnědý, hladký, za vlhka lepkavý, jinak suchý a sametový. Mladé plodnice téměř nemodrají. Chuť a vůně je příjemná, ale nenápadná. Vyskytuje se v květnu až říjnu, dosti hojně v jehličnatých i ve smíšených lesích. Je to výborná jedlá houba, která se téměř vyrovná hřibu smrkovému (Erhartovi 1995).

Obrázek 8 hřib hnědý
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/hrib-hnedy/

4.3.6 bedla vysoká (*Macrolepiota procera)*

Bedla vysoká roste velmi hojně od června do října, často v menších i větších skupinách, v lesích všech typů, ale také na okraji lesů, lesních pasekách, lesních cestách a na hrázích rybníků. Nejvíce však ve smíšených lesích. Je to dobrá jedlá houba, která je mezi houbaři hojně sbírána. Ke sběru jsou vhodné jen klobouky a třeně pouze u velmi mladých plodnic. Výtečně se hodí zejména k obalování, jako houbové řízky. Někdy dorůstá skutečně mimořádných rozměrů (Mikšík 2011).

Obrázek 9 bedla vysoká
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/bedla-vysoka/

4.3.7 klouzek sličný (*Suillus grevillei*)

Klouzek je většinou citronově žlutý až oranžový, za vlhka slizký, za sucha lesklý. Chuť je lahodná, vůně příjemná. Roste hojně v červnu až listopadu v lesích všech typů, výhradně pod modříny. Je jedlý (Erhartovi 1995).

Obrázek 10 klouzek sličný
Zdroj:https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/klouzek-slicny/

4.3.8 kozák osikový (*Leccinum rufum)*

Kozák osikový roste hojně samostatně či v menších skupinkách od nížin až do hor, od června do října v listnatých lesích a hájích pod břízami. Je také velmi variabilní, co se týče barvy klobouku, který může být téměř bílý, ale i uhlově černý. Všechny jeho druhy i formy jsou však jedlé. Doporučuje se sbírat mladší plodnice. Vzhledem k tužší dužině je možné třeň sušit a pak je rozdrcené na prášek použít např. do polévek, jako houbové koření. Jinak se jedná o všestranně upotřebitelnou houbu, která se nejlépe hodí do směsi s jinými druhy hub. Kozák osikový bývá často napaden plísní (Mikšík 2011).

Obrázek 11 kozák osikový
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/kozak-osikovy/

4.3.9 kozák habrový (*Leccinum carpini*)

Povrch klobouku má proměnlivou barvu, je nerovný s jamkami a hrbolky, pokožka matná, za vlhka slabě lepkavá. Tento druh kozáka roste poměrně hojně od června do září v nížinách a pahorkatinách, převážně v listnatých lesích pod habry, vzácně i pod lískami (Mikšík 2011).

Obrázek 12 kozák habrový
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/kozak-habrovy/

4.3.10 Liška obecná (*Cantharellus cibarius*)

Barva klobouku této houby je žloutkově nebo okrově žlutá, střed klobouku mívá sytější barvu. Liška obecná je vynikající jedlá houba, v kuchyni všestranně upotřebitelná, i když pro tuhou dužinu je hůře stravitelná. Liška roste od května až do listopadu většinou ve velkých skupinách v lesích všech typů, nejčastěji se však vyskytuje ve vlhkých smrčinách a v borových lesích v borůvčí. V České republice se nachází zejména v podhorských oblastech. Upřednostňuje spíše písčité půdy. Lišku můžeme zaměnit především za jiné druhy žlutě zbarvených lišek, kterých je více druhů, a jsou všechny jedlé (Mikšík 2011).

Obrázek 13 liška obecná
Zdroj: https://www.nahoubach.cz/atlas-hub/liska-obecna/

4.4 Metodický postup

4.4.1 Úprava vzorku před analýzou

Po ručním sběru byly houby očištěny a uloženy do polyethylenových sáčků. Každý z nich byl označen štítkem (druh houby, místo sběru, datum sběru). Odebrané vzorky byly zamraženy při teplotách – 18 ^{o}C a následně lyofilizovány (vysušeny mrazem). Po lyofilizaci byly vzorky nadrceny ručním mlýnkem a naváženy na analytických vahách v řádech 30 mg (rozmezí navážky bylo 28 – 33 mg).

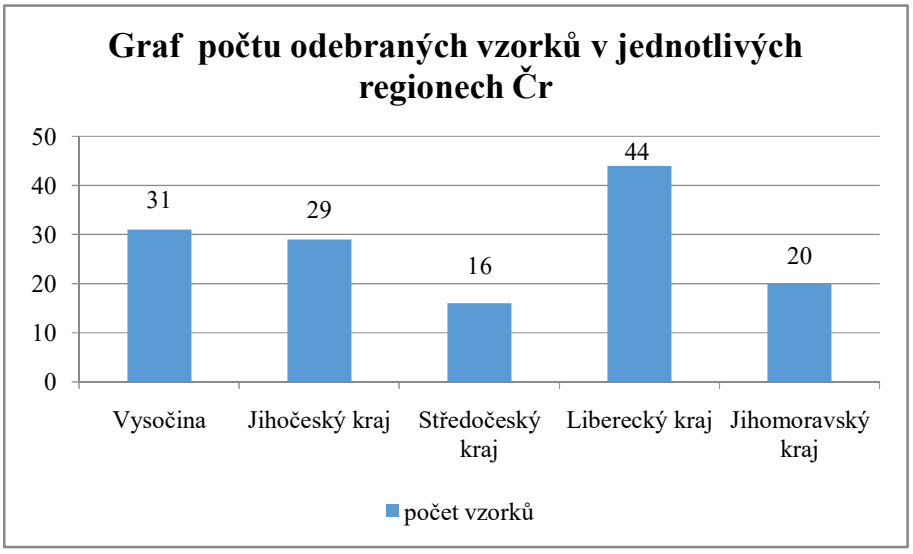
4.4.2 Analýza rtuti ve vybraných vzorcích

Navážené vzorky byly vloženy na předem vyžíhanou niklovou lodičku, a poté vloženy do analyzátoru AMA 254 na České zemědělské univerzitě v Praze, vždy s jedním opakováním. Při zvýšeném obsahu rtuti bylo prováděno ještě jedno opakování navíc. Na pokyn řídícího počítače byla lodička zasunuta do přístroje, který byl předem vyčištěn a stanoven referenčním materiálem a slepým pokusem (BLANC). Jako referenční materiál byl použit vzorek listu žita (Rye grass) s obsahem rtuti 0,0215 mg.kg^{-1}. Vzorek byl na základě

principu generování studených par, bez předchozí chemické úpravy kovové rtuti tepelně rozložen ve spalovací trubici s následným zachycením a zakoncentrováním na zlatém amalgamátoru. Následně byl opět tepelně vypuzen a detekován. Tímto bylo dosaženo vysoké citlivosti bez závislosti na matrici (Cuni 2007). Jako nosný plyn byl použit kyslík Linde od společnosti Autogen. Výsledky byly zaznamenány a zpracovány na počítači v programu AMA Analysis a následně zpracovány a vyhodnoceny v programu Microsoft Excel a v programu Statistica.

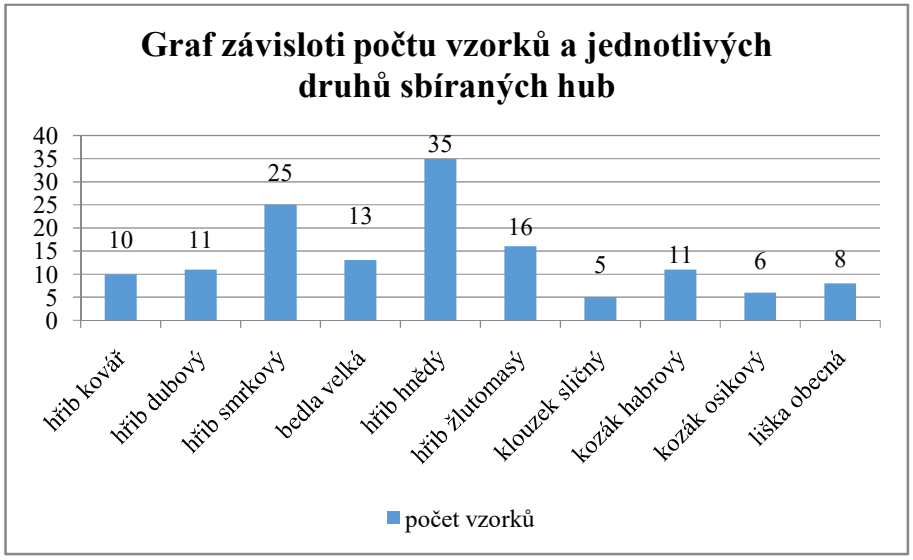
5 Výsledky

Výsledky byly vyhodnoceny ze 140 vzorků jedlých hub, které pocházely z pěti různých krajů České republiky. Vzorky byly sbírány od června do října roku 2019 a výsledky byly zpracovány v programu Microsoft Excel. Ze dvou měření každého vzorku byl získán průměr a přepočítán na sušinu, který byla 10 %. Celkový průměrný obsah rtuti byl 0,1072 $mg.kg^{-1}$. Směrodatná odchylka byla ± 0,2925. Výsledky byly porovnány s nařízením komise Evropské unie 2018/73 ze dne 16. ledna 2018, kterým se změnily přílohy II a III nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 396/2005, pokud jde o maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti v některých produktech a na jejich povrchu, které stanoví maximální limity rtuti pro volně rostoucí houby 0,5 $mg.kg^{-1}$ v sušině.



Obrázek 14 Graf počtu odebraných vzorků v jednotlivých regionech Čr

Graf (obrázek č. 14) ukazuje základní rozdělení vzorků v jednotlivých regionech, které byly zkoumány. Největší zastoupení měl kraj Liberecký se 44 %. Následoval kraj Vysočina 22 %, Jihočeský kraj 21 %, Jihomoravský kraj 14 % a nejméně vzorků bylo ze Středočeského kraje, kde bylo 11 % z celkového množství vzorků.

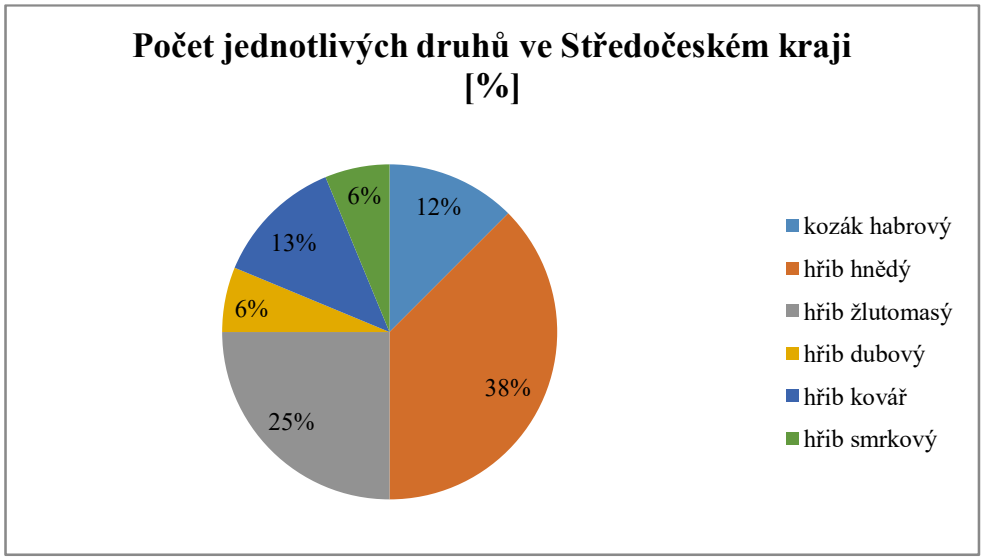


Obrázek 15 Graf závislosti počtu vzorků a jednotlivých druhů sbíraných hub

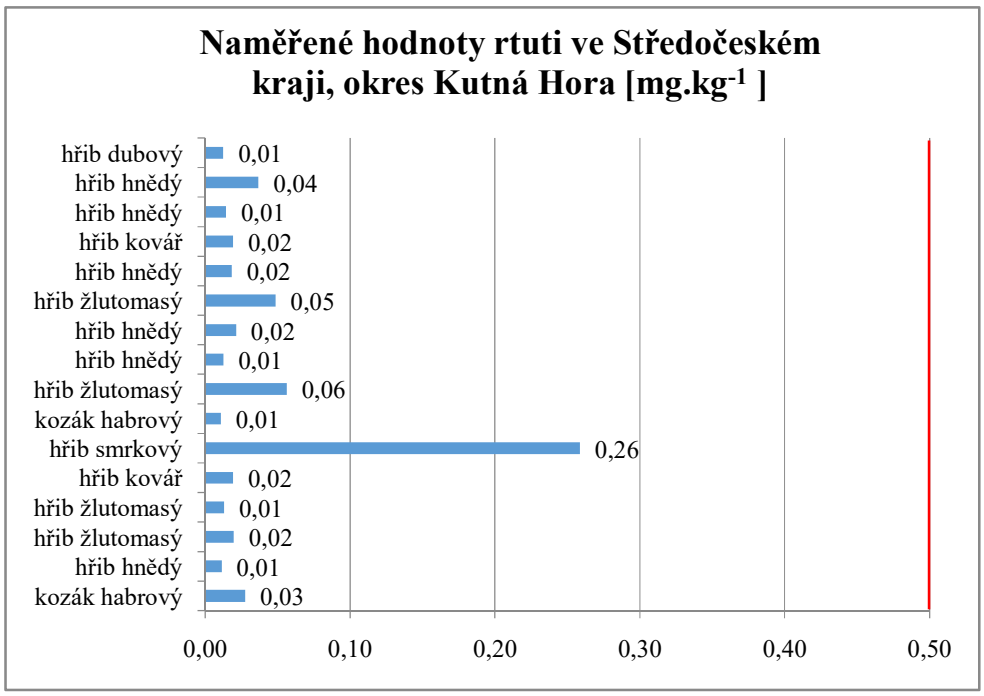
Obrázek č. 15 ukazuje zastoupení jednotlivých druhů hub, které bylo nezávisle na lokalitě, následující. Nejvíce byl zastoupen hřib hnědý 25 %, hřib smrkový téměř 18 %, hřib žlutomasý 11 %, bedla velká 9 % a hřib dubový společně s kozákem habrovým po 8 %. V mnohem menší míře potom hřib kovář 7 %, liška obecná 6 %, kozák osikový 4 % a nejméně klouzek sličný 3 %.

Středočeský kraj (okolí města Kutná Hora)

Ve Středočeském kraji bylo sbíráno celkem 16 vzorků v okolí města Kutná hora, s průměrnou naměřenou hodnotou rtuti 0,0475 $mg.kg^{-1}$ a směrodatnou odchylkou ± 0,0586. Obrázek č. 16 ukazuje graf zastoupení jednotlivých hub ve Středočeském kraji.



Obrázek 16 Počet jednotlivých druhů ve Středočeském kraji [%]

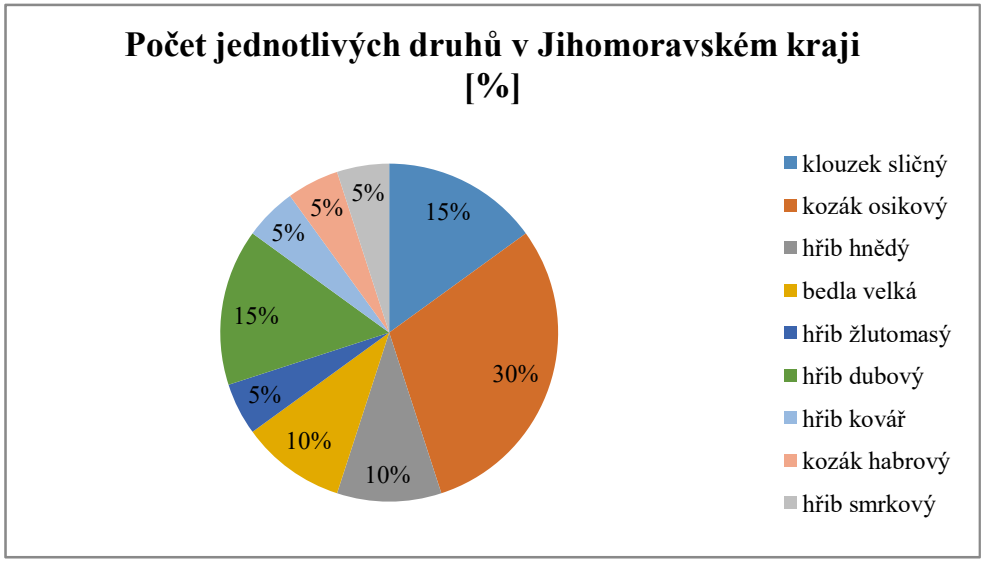


Obrázek 17 Naměřené hodnoty rtuti ve Středočeském kraji, okres Kutná Hora [mg.kg^{-1}]

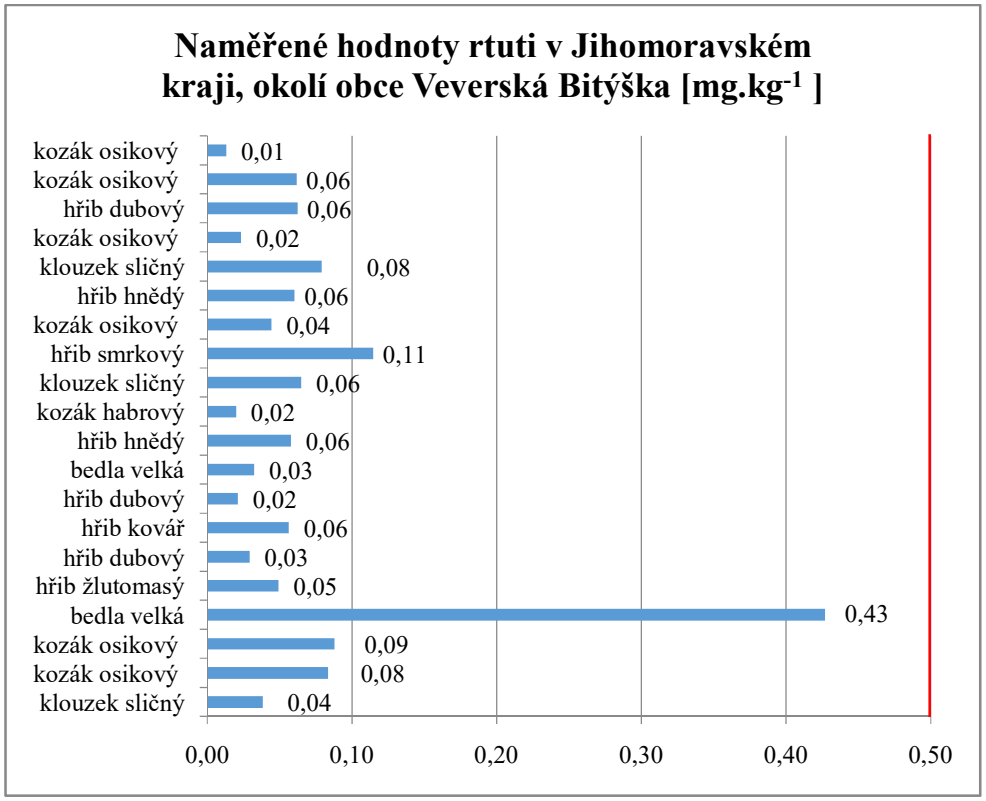
Z grafu výše (obrázek č. 17) vyplývá, že ve Středočeském kraji nebyl žádný vzorek nad limitní hodnotou. Nejvyšší naměřená hodnota rtuti byla u vzorku hřib smrkový, kde byla naměřena průměrná hodnota 0,26 $mg.kg^{-1}$. U ostatních vzorků byly hodnoty v řádech setin.

Jihomoravský kraj (okolí města Veverská Bitýška)

V tomto kraji bylo odebráno celkem 20 vzorků. Naměřené průměrné hodnoty rtuti byly 0,0714 mg.kg^{-1} se směrodatnou odchylkou ± 0,0855. Zastoupení jednotlivých druhů je zobrazeno na obrázku č. 18.



Obrázek 18 Počet jednotlivých druhů v Jihomoravském kraji [%]

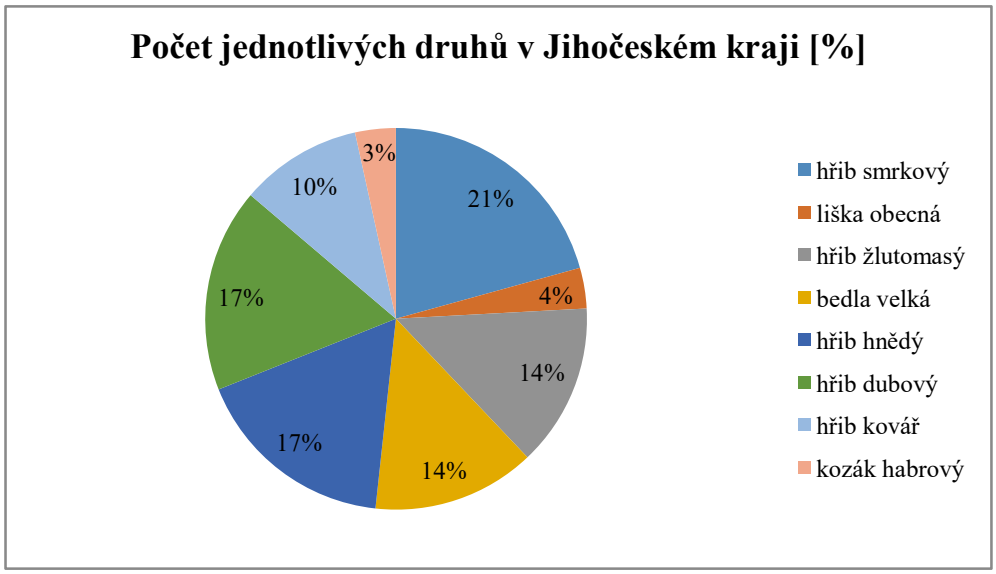


Obrázek 19 Naměřené hodnoty rtuti v Jihomoravském kraji, okolí obce Veverská Bitýška [mg.kg^{-1}]

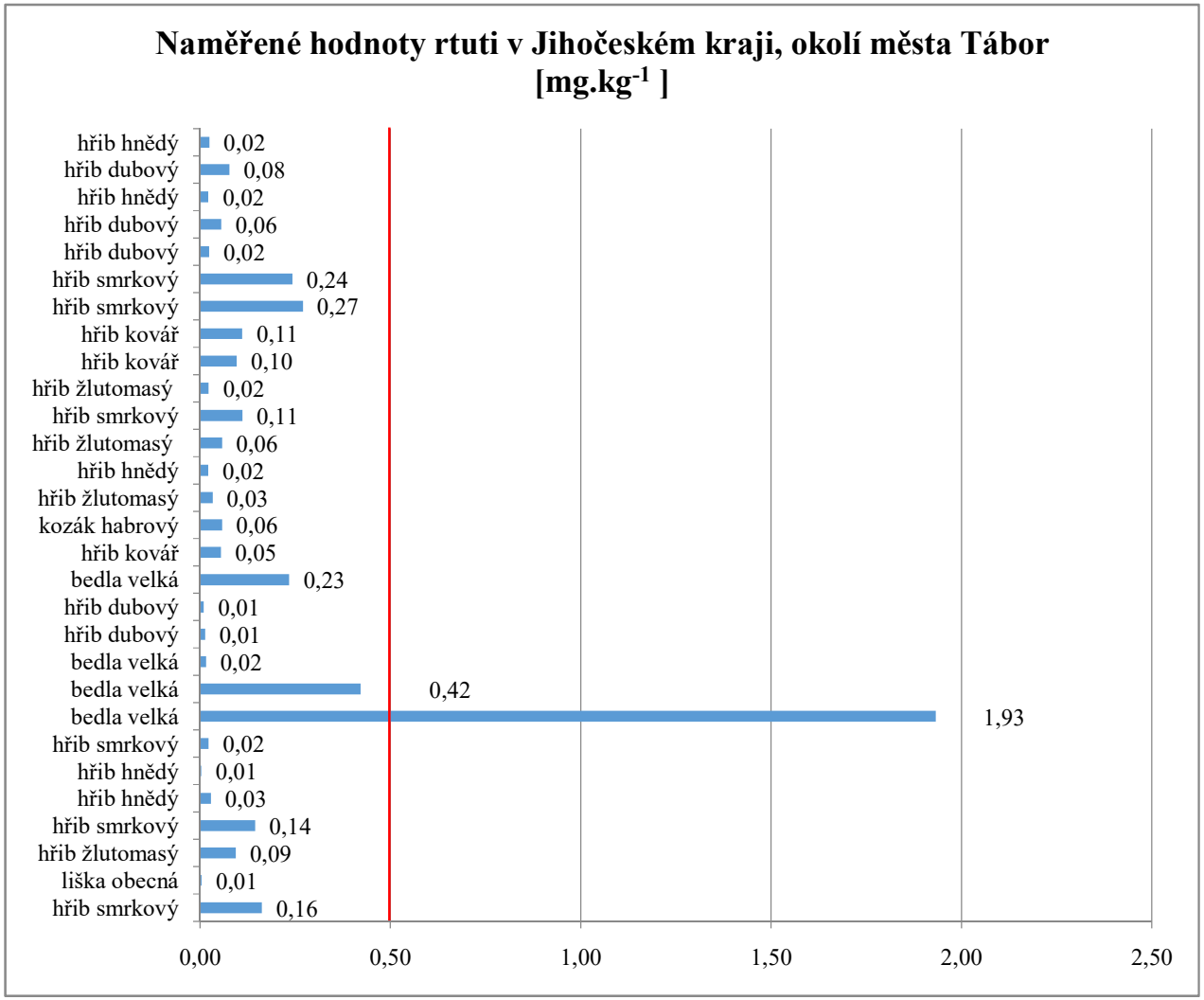
Z dvaceti vzorků v tomto kraji nepřesáhly limitní hodnoty 0,5 mg.kg^{-1} žádný z těchto vzorků. Byla zjištěna zvýšená koncentrace u vzorku druhu bedla velká, kde se hodnota 0,43 mg.kg^{-1} přibližovala limitní hodnotě. U ostatních vzorků nebyla prokázána žádná zvýšená hladina. Nejmenší aktivitu vykazoval druh kozák osikový a klouzek sličný.

Jihočeský kraj (okres Tábor)

Jihočeský kraj představoval celkem 29 vzorků z okolí města Tábor. Průměrná naměřená hodnota v tomto kraji byla 0,1506 mg.kg^{-1}. Směrodatná odchylka potom byla ± 0,3502. Všechny odebrané vzorky jsou znázorněny na obrázku č. 20.



Obrázek 20 Počet jednotlivých druhů v Jihočeském kraji [%]

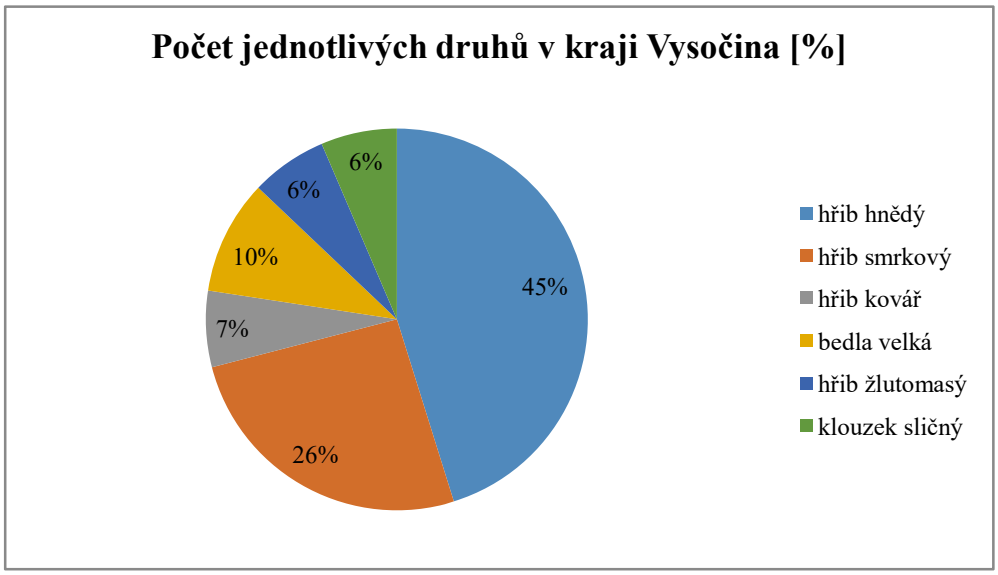


Obrázek 21 Naměřené hodnoty rtuti v Jihočeském kraji, okolí města Tábor [mg.kg^{-1}]

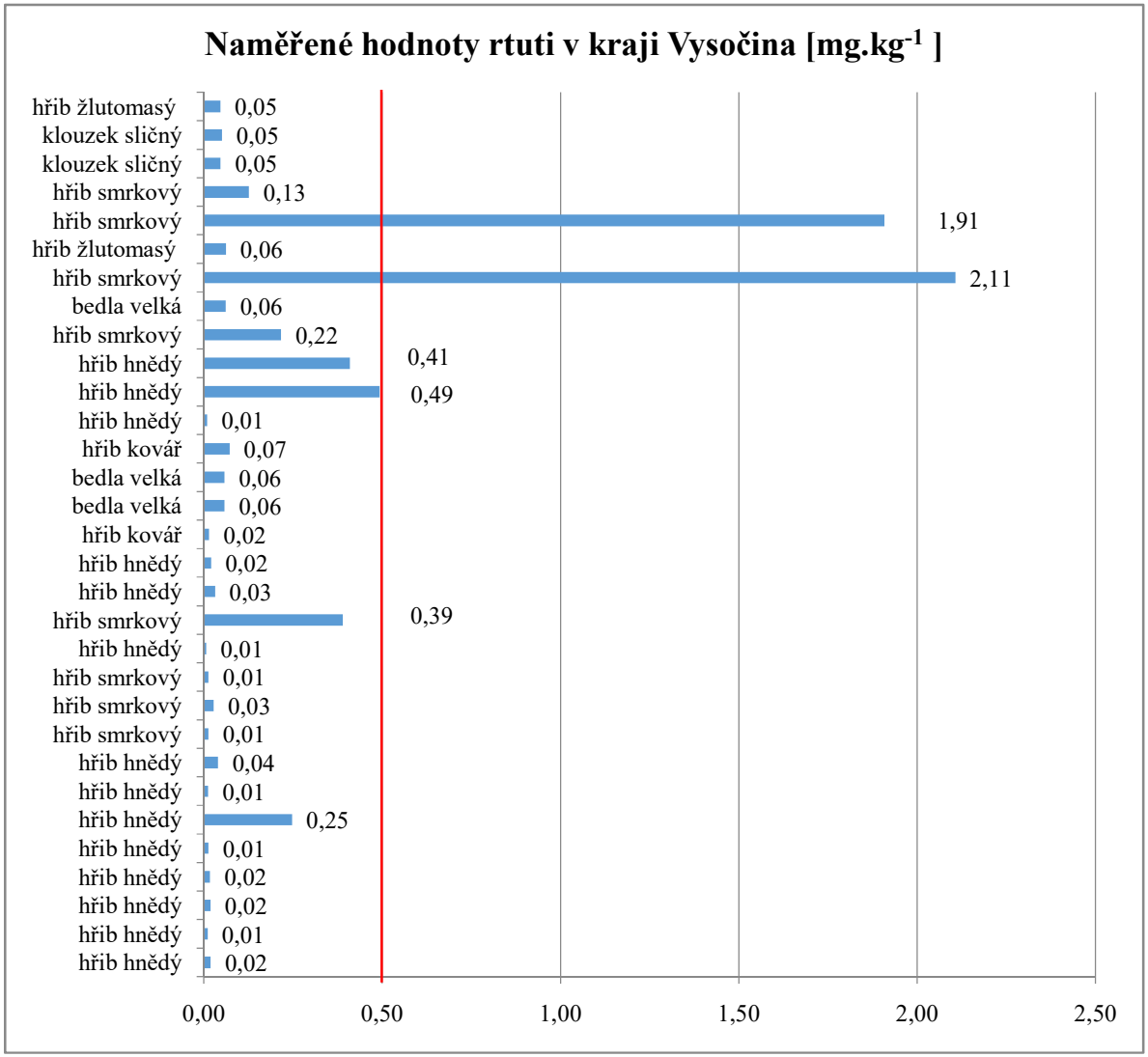
Ze všech vzorků v tomto kraji byl jako nadlimitní určen pouze jeden vzorek. Jednalo se o druh bedla velká, u které bylo naměřeno 1,93 mg.kg^{-1}, což je hodnota překročena téměř až 4x. Ostatní vzorky byly v souladu s vyhláškou, nicméně u dalšího vzorku bedly velké byla naměřena zvýšena koncentrace, která připadá na 0,42 mg.kg^{-1} nebo také 0,23 mg.kg^{-1}. Pokud bychom se zaměřili na zvýšené koncentrace rtuti u hřibů smrkového, hřibu dubového, hřibu hnědého nebo hřibu žlutomasého, tak nejvíce zvýšené koncentrace vykazoval právě hřib smrkový.

Kraj Vysočina

V kraji Vysočina bylo měřeno celkem 31 vzorků. Vzorky byly sbírány v okolních lesích u Žďáru nad Sázavou. Průměrná naměřená hodnota rtuti byla 0,2135 mg.kg^{-1} a směrodatná odchylka ± 0,4882. Všechny sbírané druhy jsou zobrazeny na obrázku č. 22.



Obrázek 22 Počet jednotlivých druhů v kraji Vysočina [%]

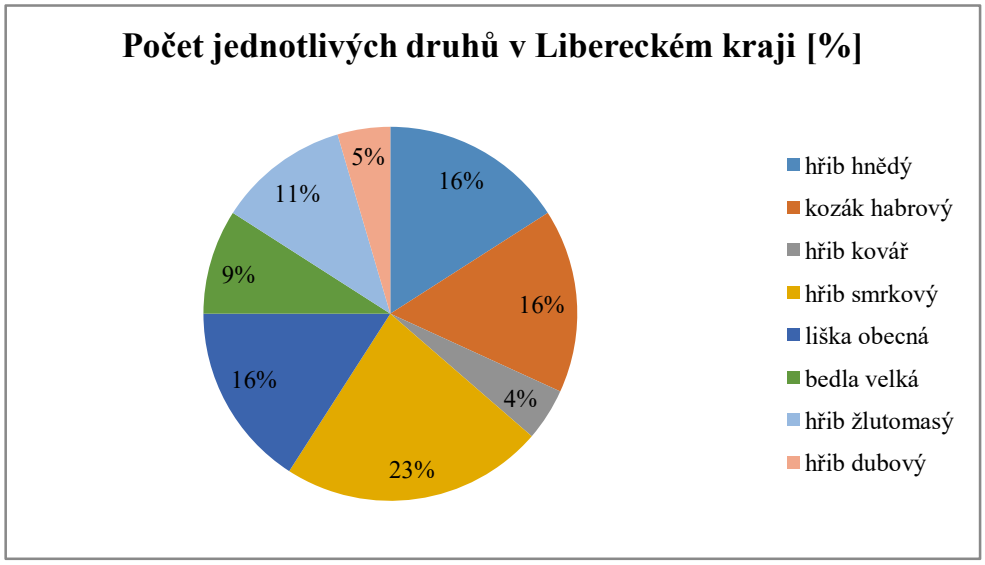


Obrázek 23 Naměřené hodnoty rtuti v kraji Vysočina [mg.kg^{-1}]

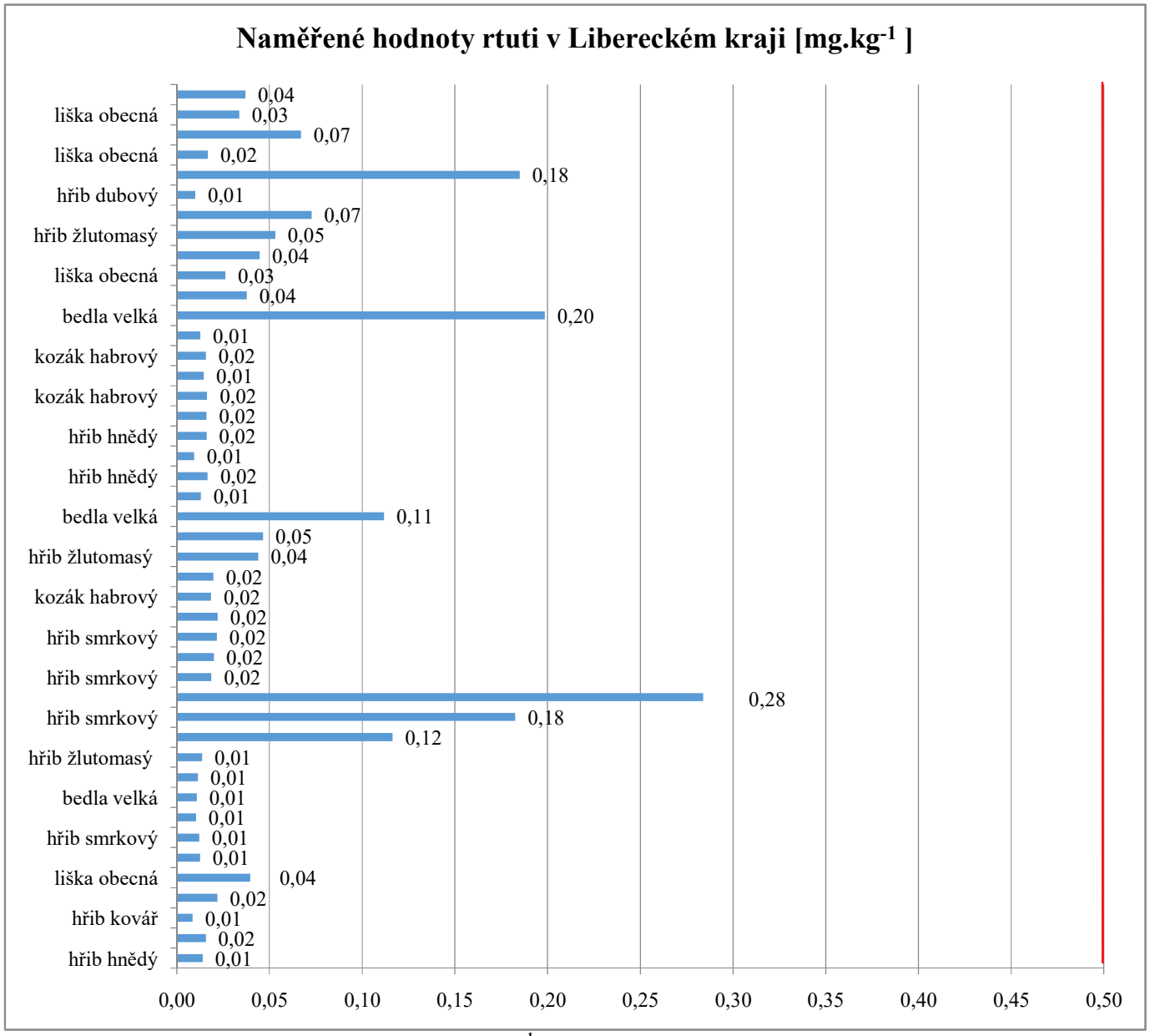
V kraji Vysočina byly hodnoty naměřené rtuti nejvyšší. Limitní hodnotu přesáhly dva vzorky. V obou případech se jednalo o hřib smrkový 2,11 $mg.kg^{-1}$ popřípadě 1,91 $mg.kg^{-1}$. Zvýšené, ale ne nadlimitní, hodnoty vykazovalo také několik vzorků u hřibu hnědého, nejvíce 0,49 $mg.kg^{-1}$ a 0,41 $mg.kg^{-1}$. Zajímavostí je, že v tomto kraji byly také tři vzorky bedly velké a ani jedna z nich nevykazovala vyšší hodnotu rtuti na rozdíl od jiných krajů.

Liberecký kraj (Jizerské hory)

V Libereckém kraji bylo vzorků nejvíce, a to konkrétně 44. Vzorky zde byly sbírány v okolí města Tanvald a Velké Hamry. Průměrná naměřená hodnota rtuti v těchto vzorcích byla 0,0452 $mg.kg^{-1}$ a směrodatná odchylka ± 0,0594. Obrázek č. 24 ukazuje zastoupení jednotlivých druhů v tomto kraji.



Obrázek 24 Počet jednotlivých druhů v Libereckém kraji [%]



Obrázek 25 Naměřené hodnoty rtuti v Libereckém kraji [mg.kg^{-1}]

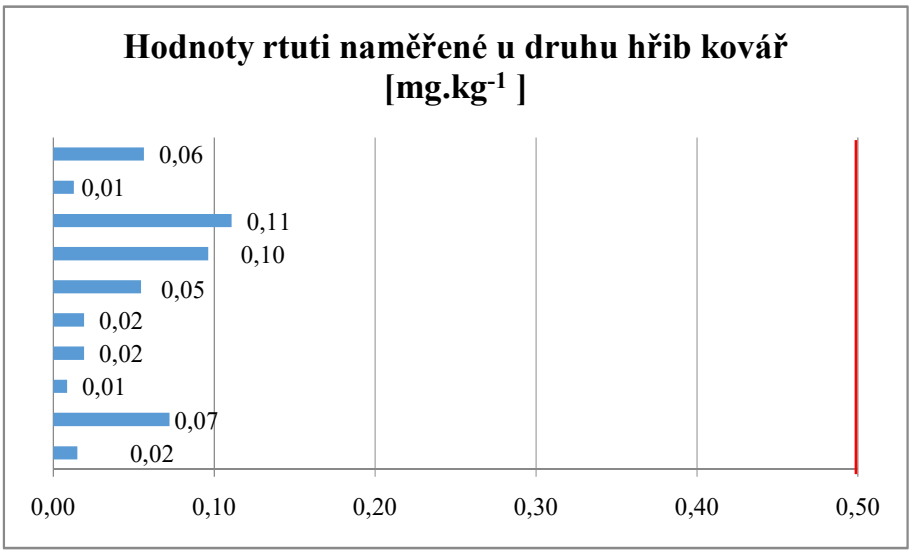
Z celkového počtu 44 vzorků nepřesáhl ani jeden vzorek limitní hodnotu. Všechny vzorky byly pod 0,5 $mg.kg^{-1}$ (obrázek č. 25). Na výše uvedeném obrázku jsou znázorněny vzorky, u kterých byla vykazována zvýšená hodnota rtuti. Nejvyšší hodnoty se pohybovaly u druhu hřib smrkový a bedla velká. Nejvyšší hodnota v tomto kraji byla naměřena 0,28 $mg.kg^{-1}$ právě u hřibu smrkového. Níže uvedená tabulka (tabulka č. 1) znázorňuje přehled jednotlivých krajů.

Tabulka 1 Porovnání jednotlivých krajů

Kraj	Počet vzorků	Průměrná naměřená hodnota rtuti [$mg.kg^{-1}$]	Nejvyšší naměřená hodnota [$mg.kg^{-1}$]
Středočeský	16	0,05	0,26
Jihomoravský	20	0,07	0,43
Jihočeský	29	0,15	1,93
Vysočina	31	0,21	2,11
Liberecký	44	0,04	0,28

hřib kovář

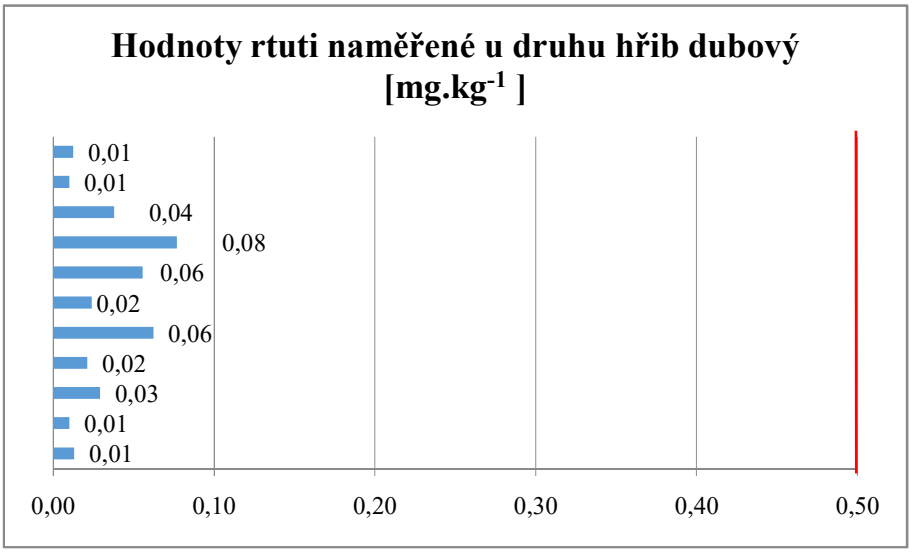
U hřibu kováře bylo sbíráno celkem 10 vzorků. Nezávisle na lokalitě nebyla překročena limitní hodnota u žádného vzorku. Nejvyšší hodnota byla 0,11 mg.kg^{-1} a může se tento druh pokládat za nekumulující rtuť. Průměrná hodnota byla 0,05 mg.kg^{-1}.



Obrázek 26 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib kovář [mg.kg^{-1}]

hřib dubový

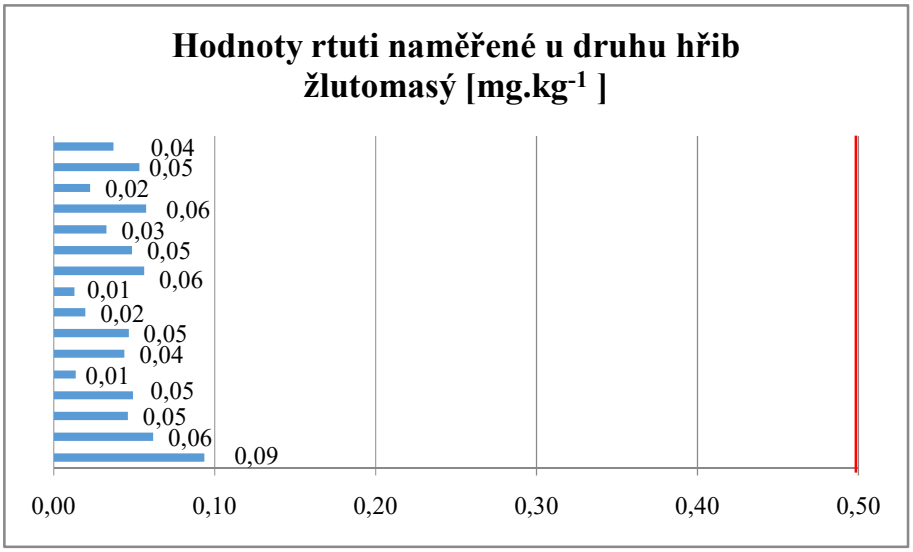
U celkem 11 vzorků hřibu dubového byla zjištěna průměrná hodnota rtuti 0,03 mg.kg^{-1} což je ještě nižší hodnota než u předchozího druhu hřibu kováře. Nejvyšší koncentrace byla naměřena 0,08 mg.kg^{-1} a ani tento druh nekumuloval žádné velké množství rtuti.



Obrázek 27 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib dubový [mg.kg^{-1}]

hřib žlutomasý

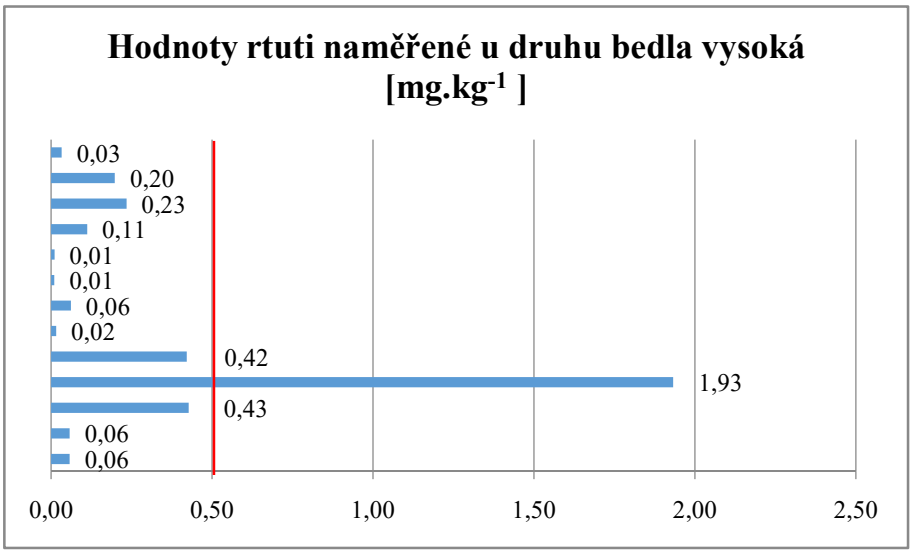
Hřib žlutomasý neboli lidově "babka" také nepředstavoval větší riziko z hlediska rtuti v plodnicích. Průměrné zastoupené tohoto těžkého kovu bylo 0,04 $mg.kg^{-1}$. Tento druh dopadl ze všech nejlépe, jelikož hodnoty nedosahovaly ani jedné desetiny.



Obrázek 28 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib žlutomasý [$mg.kg^{-1}$]

bedla vysoká

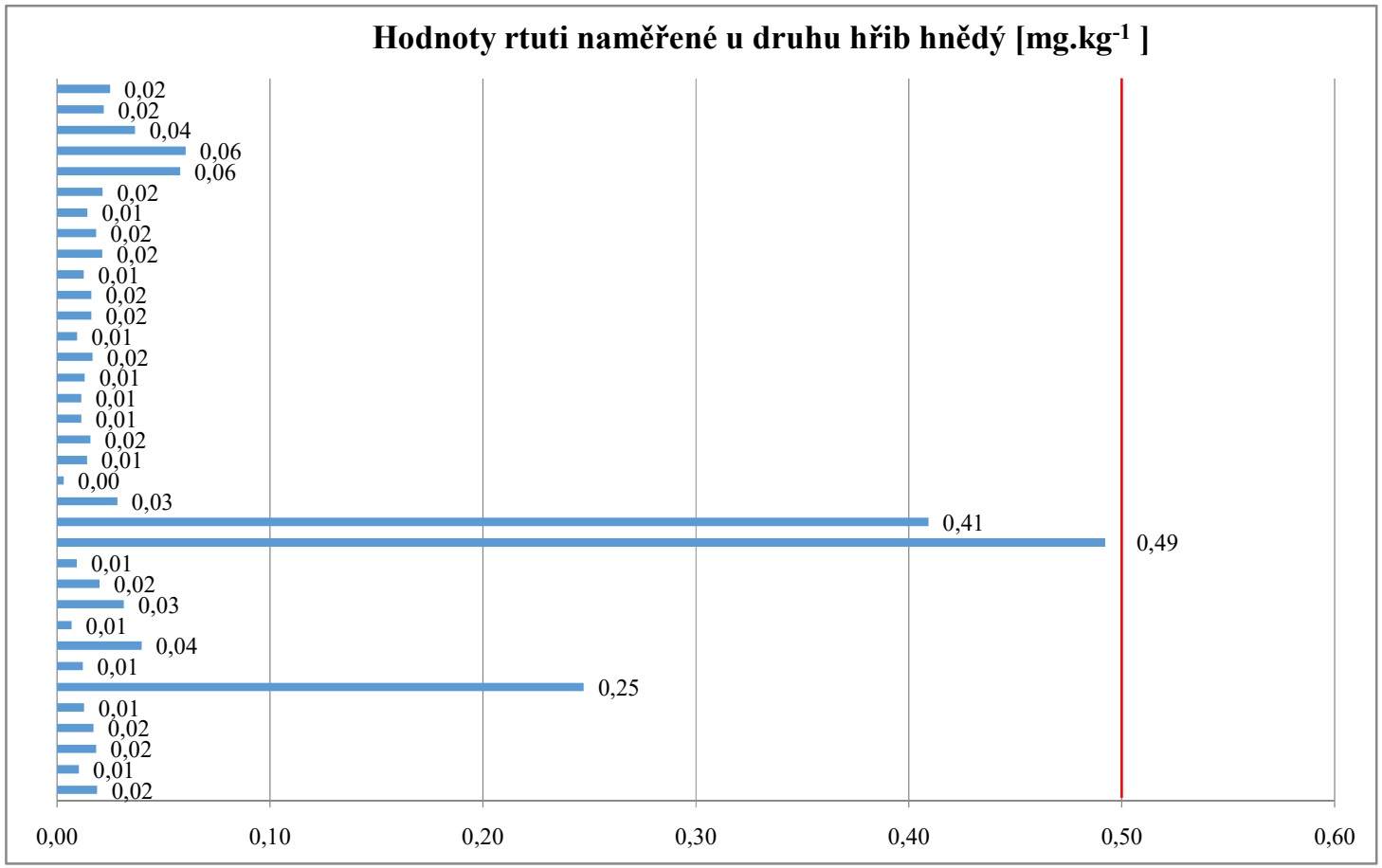
Bedla vysoká patřila mezi nejvíce a nejčastěji kontaminované vzorky společně s hřibem smrkovým. Průměrný obsah rtuti byl sice 0,27 $mg.kg^{-1}$, ale jeden vzorek byl velmi nadlimitní. Hodnota byla 1,93 $mg.kg^{-1}$ a další dva byly hraniční v intervalu 0,42 – 0,43 $mg.kg^{-1}$.



Obrázek 29 Hodnoty rtuti naměřené u druhu bedla vysoká [$mg.kg^{-1}$]

hřib hnědý

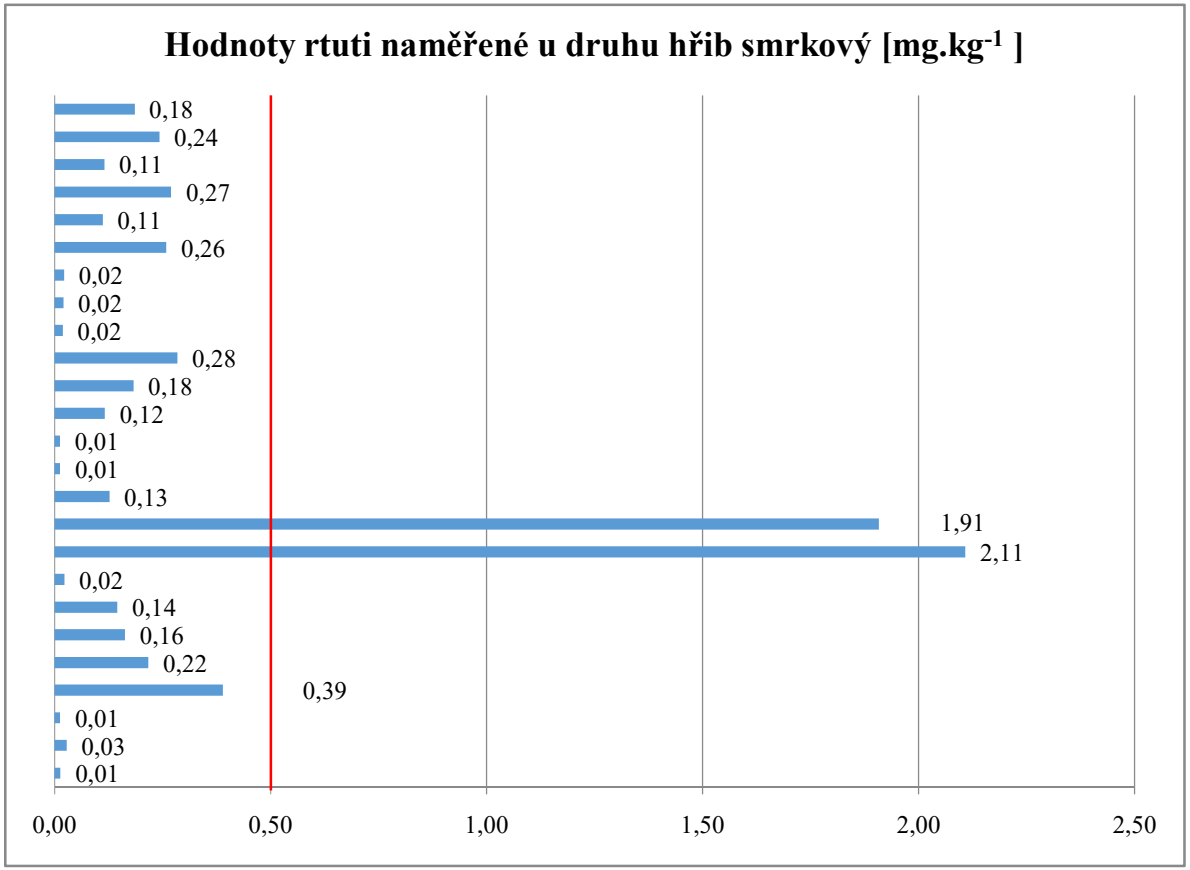
Hřib hnědý byl nejčastěji sbíraným druhem. Celkem bylo 35 vzorků s průměrnou hodnotou rtuti 0,05 $mg.kg^{-1}$. Pouze dva vzorky vykazovaly zvýšené koncentrace a dva byly hraniční s hodnotou 0,49 $mg.kg^{-1}$ a 0,41 $mg.kg^{-1}$. Ostatní změřené hodnoty byly v řádech setin. Jednalo se tedy zřejmě o výjimky u toho druhu.



Obrázek 30 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib hnědý [mg.kg^{-1}]

hřib smrkový

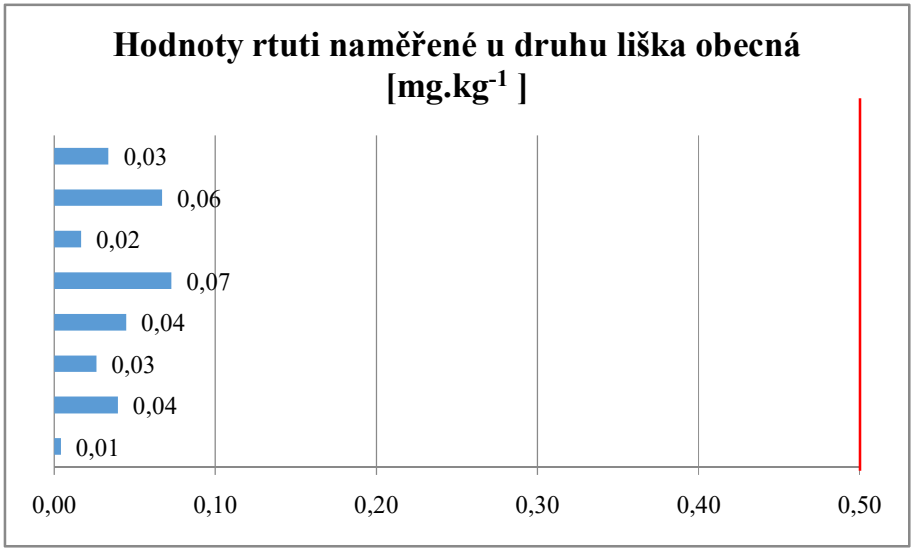
Hřib smrkový, známý také jako “pravák“, patřil mezi vůbec nejvíce kontaminované druhy. Jeho průměrná hodnota ze všech krajů byla podobná jako u bedly velké, tedy konkrétně 0,28 mg.kg^{-1}. Byla zde zjištěna vůbec nejvyšší změřená koncentrace rtuti v sušině. Jeden ze vzorků měl 2,11 mg.kg^{-1} a druhý 1,91 mg.kg^{-1}.



Obrázek 31 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib smrkový [mg.kg^{-1}]

liška obecná

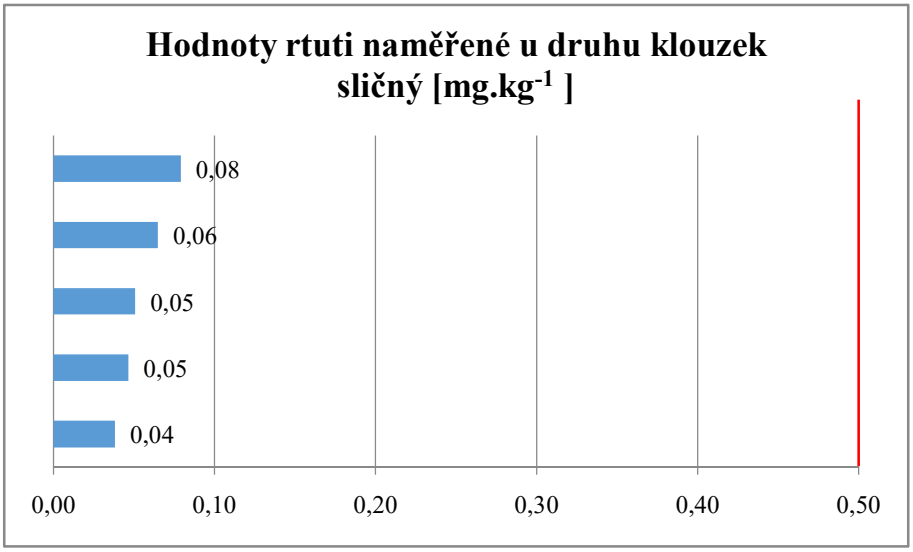
Z celkově 8 vzorků tohoto druhu nevykazovala žádná liška obecná výraznou ani zvýšenou hodnotu rtuti. Průměrná hodnota rtuti byla 0,04 mg.kg^{-1}.



Obrázek 32 Hodnoty rtuti naměřené u druhu liška obecná [mg.kg^{-1}]

klouzek sličný

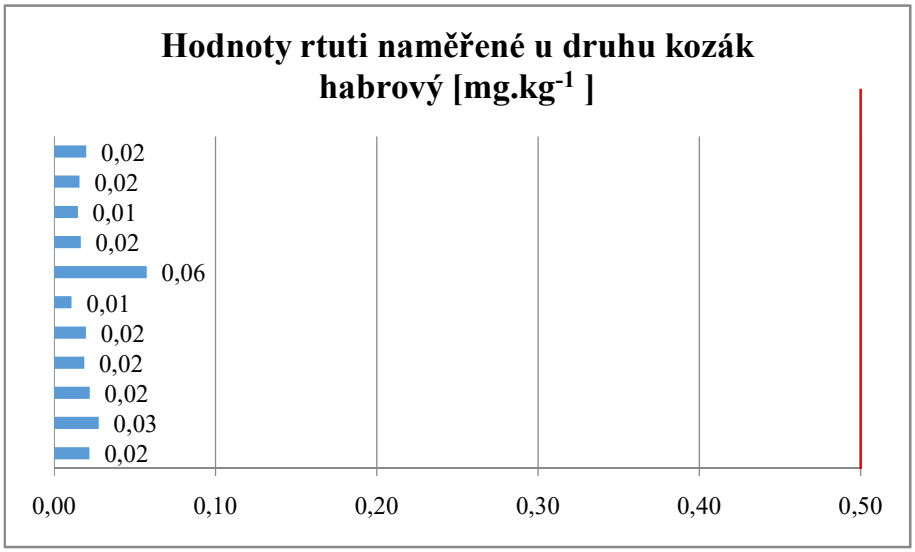
Tento druh vykazoval minimální aktivity rtuti. Průměrná hodnota byla 0,06 mg.kg^{-1} což je z hlediska ohrožení lidského zdraví zanedbatelné. Celkem bylo měřeno pouze 5 vzorků, a tedy k přesnějším výsledkům bychom potřebovali více vzorků tohoto druhu.



Obrázek 33 Hodnoty rtuti naměřené u druhu klouzek sličný [mg.kg^{-1}]

kozák habrový

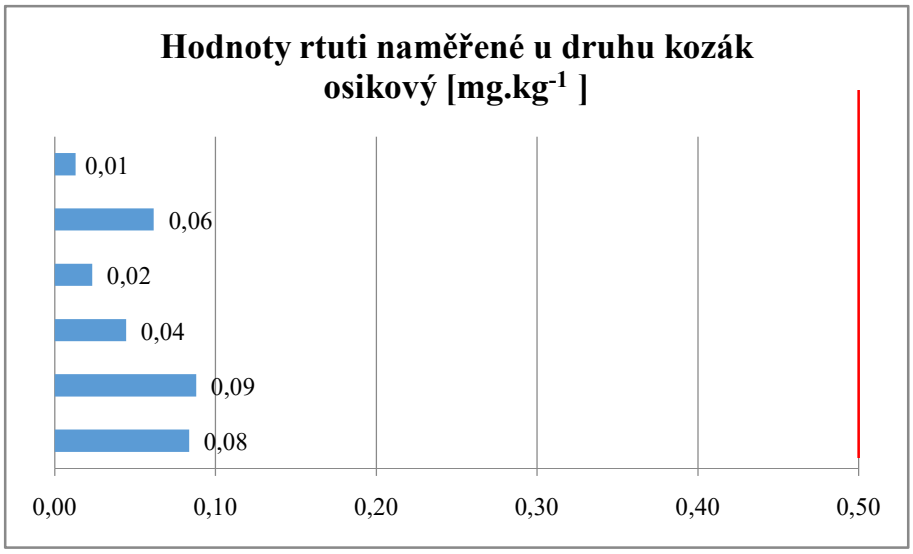
U druhu kozák habrový nebyla pozorována žádná zvýšená hodnota z celkem 11 vzorků. Průměrný obsah rtuti byl 0,02 mg.kg^{-1}, a také u tohoto druhu lze pozorovat pouze zanedbatelné množství. I zde bychom potřebovali více vzorků.



Obrázek 34 Hodnoty rtuti naměřené u druhu kozák habrový [mg.kg^{-1}]

kozák osikový

Obecně lze říci, že druh kozák v žádném kraji nekumuloval zvýšené množství rtuti. Ani kozák osikový nebyl výjimkou. Průměrná naměřená hodnota zde byla 0,05 mg.kg^{-1} a všechny hodnoty se ve všech šesti vzorcích pohybovaly v řádech setin. I zde bychom pro lepší a přesnější výsledky potřebovali větší množství vzorků.



Obrázek 35 Hodnoty rtuti naměřené u druhu kozák osikový [mg.kg^{-1}]

Tabulka 2 Porovnání jednotlivých druhů

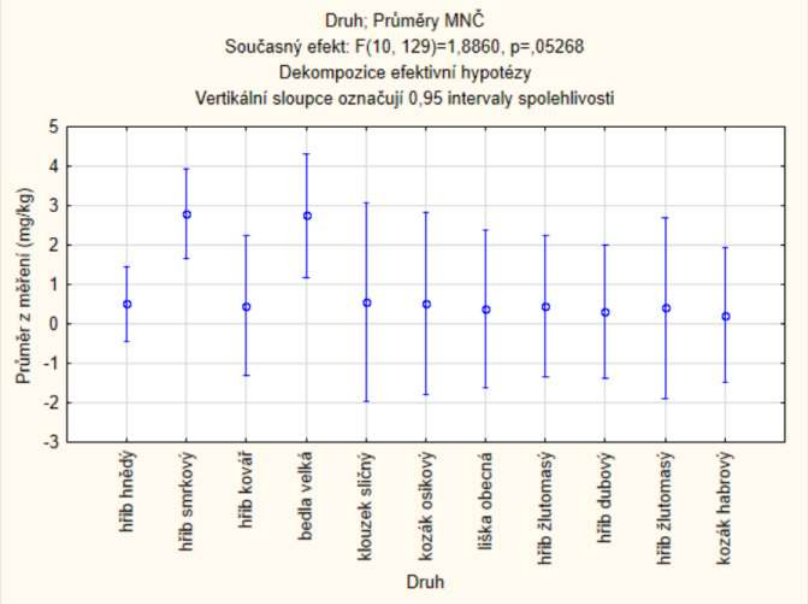
Druh	Počet vzorků	Průměrná naměřená hodnota rtuti [mg.kg^{-1}]	Nejvyšší naměřená hodnota [mg.kg^{-1}]
hřib smrkový	25	0,28	2,11
hřib dubový	11	0,03	0,08
hřib kovář	10	0,05	0,11
hřib hnědý	35	0,05	0,49
hřib žlutomasý	16	0,04	0,09
bedla velká	13	0,27	1,93
liška obecná	8	0,04	0,07
klouzek sličný	5	0,06	0,08
kozák habrový	11	0,02	0,06
kozák osikový	6	0,05	0,09

Tabulka č. 2 zobrazuje přehled jednotlivých druhů hub, které byly použity ve výzkumu. Jsou zde obsaženy nejvyšší a průměrné naměřené hodnoty nezávisle na lokalitě.

Statistické hodnocení výsledků

Výsledky byly vyhodnoceny programem Statistica metodou Anova.

Hypotéza: „Existuje statisticky významný rozdíl mezi druhem a množstvím rtuti“



Obrázek 36 Graf statistické závislosti druhu na množství rtuti
Zdroj: program Statistica

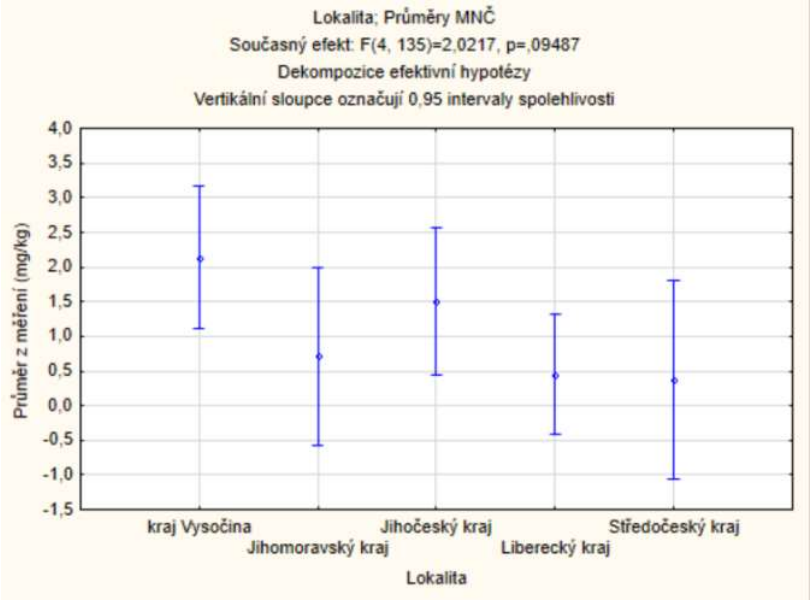
Jednorozměrné testy významnosti, velik. efektů a síly pro Průměr z měření (mg/kg) (List1 v DP2)
Sigma-omezená parametrizace
Dekompozice efektivní hypotézy

Efekt	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p	Parciál. éta-kvadr.	Výstřednost	Pozor. síla (alfa=0,05)
Abs. člen	74,278	1	74,27812	9,170550	0,002971	0,066371	9,17055	0,852152
Druh	152,759	10	15,27595	1,886004	0,052679	0,127553	18,86004	0,837653
Chyba	1044,853	129	8,09964					

Obrázek 37 Tabulka statistického vyhodnocení závislosti druhu na množství rtuti
Zdroj: program Statistica

Na základě statistického vyhodnocení v programu Statistica z obrázku č. 37 můžeme říci, že parametr p vyšel 0,052679 což při porovnání s parametrem 0,05 značí, že **neexistuje** statisticky významný rozdíl mezi druhem a množstvím naměřené rtuti. Rozdíl je zde však mnohem větší než u lokality.

Hypotéza: „Existuje statisticky významný rozdíl mezi lokalitou a množstvím rtuti“



Obrázek 39 Graf statistické závislosti lokality na množství rtuti
Zdroj: program Statistica

Jednorozměrné testy významnosti pro Průměr z měření (mg/kg) (List1 v DP2)
Sigma-omezená parametrizace
Dekompozice efektivní hypotézy

Efekt	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	132,924	1	132,9237	15,88129	0,000110
Lokalita	67,686	4	16,9215	2,02172	0,094870
Chyba	1129,927	135	8,3698		

Obrázek 38 Tabulka statistického vyhodnocení závislosti lokality na množství rtuti
Zdroj: program Statistica

Na základě statistického vyhodnocení v programu Statistica z obrázku č. 39 můžeme říci, že parametr p vyšel 0,09487 což při porovnání s parametrem 0,05 značí, že **neexistuje** statisticky významný rozdíl mezi lokalitou a množstvím naměřené rtuti. Rozdíl je mnohem menší než v případě druhu.

6 Diskuze

Během posledních 20ti let se spotřeba hub v České republice zvýšila o 100 % a představuje dlouhodobý a plynulý růst s minimálními výkyvy směrem dolů (Brož 2018). Od toho se odráží průměrná spotřeba hub v České republice, která je podle Českého statistického úřadu k roku 2018 3,0 kg/os/rok (ČSÚ 2019). Můžeme tedy říci, že houbaření může být považováno v naší zemi za "národní sport". V roce 2018 bylo sebráno v lesích v České republice celkem 27,7 tisíce tun hub, což je vysoce nad celosvětovým průměrem (Brož 2018).

Z hlediska obsahu rtuti v sušených plodnicích nejlépe z krajů dopadl kraj Liberecký, ve kterém byly hodnoty ve většině případů zanedbatelné. Nejvíce kontaminovaný kraj byla Vysočina. Ve Středočeském kraji byly vzorky sbírány v okolí Kutné Hory, kde se předpokládala zvýšena koncentrace všech těžkých kovů z důvodu těžby stříbra. Nebyla zde zaznamenána však žádná vysoká koncentrace rtuti. Přisoudit to lze malému počtu odebraných vzorků. Celkem v tomto kraji bylo odebráno 16 vzorků a pro lepší představu bychom jich potřebovali více. V podobné situaci byl kraj Jihomoravský. Měřeno bylo 20 vzorků a žádný z nich nebyl silně kontaminován a i zde by bylo potřeba více dat, nicméně vzorky nebyly sbírány v blízkosti žádné průmyslové oblasti a můžeme tedy říct, že tato oblast mimo přímé sousedství průmyslových infrastruktur nemusí být kontaminována. V Jihočeském kraji bylo 29 vzorků a kontaminován byl pouze jeden z nich. Bylo to v okolí města Tábor, které má kolem sebe hodně průmyslových oblastí, ale ani zde nebyly naměřeny žádné vysoké koncentrace rtuti. Jak již bylo zmíněno, nejlépe ze všech vyšel Liberecký kraj. Zde byly hodnoty rtuti převážné v řádech setin. Vzorky sice byly sbírány v lesích v okolí dvou měst, ale ne oblasti, s průmyslovou aktivitou, a tedy můžeme, s ohledem na počet vzorků, tuto lokalitu považovat za nekontaminovanou. Naopak v kraji Vysočina byla aktivita rtuti nejvyšší. Limitní hodnoty zde přesáhly 3 vzorky, ale celkově byla naměřena také zvýšená koncentrace u několika dalších vzorků. V tomto kraji bylo také sbíráno velké množství vzorků v okolí města Žďár nad Sázavou, kde je velká průmyslová továrna Žďas. Můžeme tedy vysoké a zvýšené koncentrace rtuti přisuzovat i této skutečnosti. Přehled průměrných středních hodnot ze všech krajů je zobrazen v tabulce č. 1.

Co se týče jednotlivých druhů, můžeme říci, že bez ohledu na lokalitu je ke kumulaci hub nejvíce náchylný druh bedla velká, ale především hřib smrkový. Z velkého počtu vzorků vykazovaly nepatrně zvýšenou aktivitu také některé vzorky druhu hřibu hnědého. Obecně můžeme říci, že ostatní měřené druhy hub jako jsou liška obecná, hřib dubový, hřib kovář, klouzek sličný a kozáky osikový popřípadě kozák habrový obsahovaly minimální hodnoty

rtuti, ovšem výsledky mohou být zkreslené, jelikož bylo v některých případech sbíráno velmi malé množství vzorků.

Rtuť v plodnicích hub byla také zkoumána ve světě. Například v čínské provincii Minya Konka a na Vysočině Yunnan byla měřena rtuť u volně rostoucích hub v závislosti na druhu a typu půdy. Byly zde změřeny koncentrace rtuti v rozmezí od 0,06 do 0,28 mg.kg-1, jak tvrdí Falandysz et al. (2016). Tyto hodnoty jsou velice shodné s našimi výsledky.

V Evropě byly zkoumány limity u druhu hřib hnědý v místech, kde byla středověká skládka zlata a mědi, oblast poblíž města Złotoryja v jižním Polsku. Hodnoty rtuti zde byly průměrně v intervalu 0,41 – 0,71 $mg.kg^{-1}$, které když porovnáme s průměrnou hodnotou rtuti u hřibu hnědého ze vzorků v této práci, které v průměru obsahovaly 0,05 $mg.kg^{-1}$ a nejvyšší naměřená hodnota byla 0,51 $mg.kg^{-1}$ můžeme říci, že v této oblasti, kde byla zvýšená aktivita těžby, byla také zhruba 10x více zvýšená aktivita rtuti než u vzorků z této práce. V Jihočeském kraji byly také odebírány vzorky v historické oblasti těžby stříbra, výsledky zde dosahovaly hodnot v intervalu 0,1 – 0,6 $mg.kg^{-1}$, což pro porovnání s výsledky této práce vykazuje podobné hodnoty. V této práci byly naměřeny hodnoty v průměru 0,1 $mg.kg^{-1}$ a jednalo se tak o druhý nejvíce rtuti kontaminovaný kraj. Byla zde naměřena také vysoká hodnota u jednoho vzorku až 1,91 $mg.kg^{-1}$ a 0,42 $mg.kg^{-1}$. V obou případech se jednalo o bedlu vysokou. Velmi vysoká koncentrace rtuti byla naměřena v Itálii v pohoří Amiata s hodnotami rtuti 48 – 52 $mg.kg^{-1}$. Jednalo o oblast s historickou těžbou rtuti u druhů klouzek sličný a tmavobělka rýhonohá (Falandysz et al. 2016). Takové to hodnoty se u našich výsledků neobjevovaly. Podle studie Falandysz et al. (2010) byly měřeny vzorky hub druhu hřib smrkový a hřib žlutomasý v severní části Polska. Zde obsahovaly vzorky zvýšené koncentrace rtuti, a to hřib smrkový v intervalu 1,6 – 2,1 $mg.kg^{-1}$ a hřib žlutomasý 0,3 – 0,6 $mg.kg^{-1}$. Tyto hodnoty byly zjištěny v národním parku, kde se nepředpokládala žádná zvýšená koncentrace rtuti vlivem průmyslových oblastí apod. Hodnoty u hřibu smrkového byly ovšem podobné a někdy velmi velké stejně jako v této práci jak u hřibu smrkového, tak u hřibu žlutomasého, a můžeme tedy říci, že hřib smrkový kumuluje rtuť mnohem více než ostatní druhy. Naopak podle Cocchi et al. (2006) byly měřeny vzorky těžký kovů v provincii Reggio Emilia v Itálii a konkrétně byla měřena také rtuť. Byly zaznamenány vysoké aktivity u bedly velké, kde koncentrace rtuti dosahovaly v intervalu 5 – 10 $mg.kg^{-1}$. Pokud výsledky porovnáme s našimi výsledky, je tu určitá shoda u tohoto druhu, kdy bedla obecně patří k druhu, který rtuť kumuluje velice dobře. Některé hodnoty v této práci přesáhly limitní hodnoty rtuti přes 0,5 $mg.kg^{-1}$, a to až na 1,93 $mg.kg^{-1}$ a další dva byly hraniční v intervalu 0,42 – 0,43 $mg.kg^{-1}$. Podle Saba et al. (2015) byly zkoumány také některé druhy,

a to konkrétně klouzek sličný z oblasti Umeå ve Švédsku. Zde byly hodnoty rtuti obecně nízké od 0,13 do 0,33 $mg.kg^{-1}$. Podobně jako výsledky v této práci byla koncentrace rtuti zanedbatelná.

Svoboda et al. (2006) provedli studii v lese poblíž obce Borek, ležící 6 km severovýchodně od města České Budějovice, Jihočeský kraj na okraji Rudolfovské oblasti těžby stříbra. Nejvyšší naměřené výsledky byly 7,6 $mg.kg^{-1}$ a 2,6 $mg.kg^{-1}$ u druhu hřib dubový. Celkově potom byly hladiny rtuti v rozmezí 0,31 až 0,65 $mg.kg^{-1}$. V porovnání s našimi vzorky v Jihočeském kraji byly vzorky u hřibu dubového v zanedbatelném množství zhruba 0,08 $mg.kg^{-1}$. Můžeme tedy říci, že historická těžba stříbra v okolí obce Borek, může mít vliv na zvýšené koncentrace rtuti. V oblasti Banské Bystrice zkomali Árvay et al. (2015) hladinu rtuti pro bedlu vysokou. Byly zjištěny zvýšené koncentrace v řádech 1,98 $mg.kg^{-1}$, které pokud opět porovnáme s naměřenými hodnotami z této práce u bedly vysoké, můžeme pozorovat velmi shodné výsledky a můžeme tedy říci, že druh bedla vysoká má velkou bioakumulační schopnost rtuti.

7 Závěr

Cílem této diplomové práce bylo zkoumání kontaminace rtuti ve vybraných lokalitách, a také zjistit, zda některé druhy kumulují tento těžký kov více či méně. Odběry vzorků byly prováděny v období od června do října roku 2019 v 5 krajích České republiky. Veškeré úpravy a analýza vzorků byly prováděny na České zemědělské univerzitě v Praze na přístroji AMA 254. Celkem bylo měřeno a zaznamenáno 140 vzorků.

Nezávisle na lokalitě, bylo zjištěno, že nejvíce kumulují rtuť dva druhy, a to konkrétně se jedná o hřib smrkový, lidově "pravák" a bedla velká. U těchto druhů byly obecně, vzhledem k ostatním zkoumaným druhům, naměřeny výrazně vyšší hodnoty rtuti. Nejvyšší hodnota ze všech vzorků byla právě u hřibu smrkového 2,11 $mg.kg^{-1}$, a také 1,91 $mg.kg^{-1}$. U bedly velké byla naměřena nejvyšší hodnota 1,93 $mg.kg^{-1}$. Tyto hodnoty přesahovaly limitní hodnoty Evropské unie a vyhlášku České republiky, které stanoví maximální množství rtuti 0,5 $mg.kg^{-1}$. Ostatní vzorky byly v pořádku, co se týče limitu, avšak některé hodnoty byly hraniční. Týkaly se opět hřibu smrkového a bedly velké a několika druhů hřibu hnědého vykazovalo mírně zvýšené aktivity rtuti. Ostatní druhy jako je hřib kovář, hřib žlutomasý, hřib dubový, klouzek sličný, kozák habrový, kozák osikový a liška obecná nevykazovaly žádné zvýšené hodnoty a koncentrace rtuti byly v řádech setin až desetin $mg.kg^{-1}$.

V porovnání všech pěti sledovaných krajů dopadl nejlépe kraj Liberecký, kde nebyly houby sbírány v blízkosti žádné průmyslové oblasti, a tedy můžeme říci, že oblast i s ohledem na počet vzorků, není kontaminována. Nejhůře dopadl kraj Vysočina, kde byla v průměru naměřená koncentrace nejvyšší. Byly zde také 3 nadlimitní hodnoty, které můžeme přisuzovat tomu, že vzorky byly sbírány v okolí průmyslové oblasti Žďáru nad Sázavou, v okolí továrny Žďas. Na přesnější závěry kontaminace by bylo potřeba také větší množství nasbíraných vzorků. V Jihočeském kraji byl druhý největší průměr rtuti, a to díky dvěma vzorkům bedly vysoké je zde tedy vyšší koncentrace díky druhu nikoliv kontaminované oblasti. Z naměřených vzorků můžeme tedy říci, že neexistuje rozdíl mezi oblastmi, ve kterých byly vzorky sbírány, ale spíše existuje rozdíl mezi jednotlivými druhy hub. Nejvíce kumulují rtuť tedy dva druhy, a to hřib smrkový a bedla velká.

Ze získaných naměřených hodnot bylo zjištěno, že pokud bychom připravovali pokrm z hub, jako například smaženice, kde je potřeba 25g hub na jednu porci a budeme-li uvažovat, že houby budou mít průměrné zastoupení rtuti 2,11 $mg.kg^{-1}$ přijmeme z jednoho pokrmu 0,053 mg rtuti, což je zanedbatelná hodnota. Abychom se dostali na hodnotu 0,5 $mg.kg^{-1}$, která je limitní, museli bychom dohromady sníst 12,5 kg smaženice.

Výsledky byly také vyhodnoceny v programu Statistica metodou Anova. Na základě tohoto statistického vyhodnocení bylo zjištěno, že **neexistuje** statisticky významný rozdíl mezi druhem a množstvím naměřené rtuti, a také **neexistuje** statisticky významný rozdíl mezi lokalitou a množstvím naměřené rtuti. Větší statistický rozdíl byl však u druhu než u lokality.

I když Česká republika patří mezi špičku, co se týče sběru hub, ne každý je konzumuje a vzhledem k výsledkům nepředstavují naměřené hodnoty žádné zdravotní riziko. I nadále by měla být monitorována koncentrace nejenom rtuti, ale také dalších těžkých kovů jako je olovo nebo kadmium v houbách.

8 Seznam literatury a použitých zdrojů

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.

ALTEC s.r.o. 2008. AMA 254. Analytická laboratorní technika – Návod k obsluze, Praha, Horní Počernice.

ASADUZZAMAN A, RICCARDI D, AFANEH AT, COOPER SJ, SMITH JC, WANG F, PARKS JM, SCHRECKENBACH G. 2019. Environmental Mercury Chemistry – In Silico. Copyright © 2019 American Chemical Society 379-388.

BROŽ J. 2018. Byznys na houby: spotřeba hub v Česku roste, vydělat na nich ale není snadné. Euro. Available from www.euro.cz/byznys/byznys-na-houby-spotreba-hub-v-cesku-roste-vydelat-na-nich-ale-neni-snadne-1423044 (accessed February 2020).

BRZOSTOWSKI A, JARZYŃSKA G, KOJTA AK, WYDMAŃSKA D, FALANDYSZ J. 2017. Variations in metal levels accumulated in Poison Pax (Paxillus involutus) mushroom collected at one site over four years. J Environ Sci Health Part A 46: 581 – 588.

COCCHI L, VESCOVI V, PETRINI LE, PETRINI O. 2006. Heavy metals in edible mushrooms in Italy. Food chemismy, Reggio Emilia, Italy Volume 98, Issue 2, Pages 277-284.

COURTAGE ANALYSES SERVICES. 2004. Courtage Analyses Services. Mont Saint Aignan, France. Available from www.onlinecas.com/index.php5?page=AMA254_mercure_description&description=principe& (accessed August 2019).

CUNI. 2007. Analyzátor rtuti (Hg) AMA 254. Available from www.natur.cuni.cz/geologie/laboratore/laboratore-a-metody/analyzator-rtut-ama254i.pdf (accessed October 2019).

ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD. 2019. Spotřeba potravin 2018. Praha. Available from www.czso.cz/csu/czso/spotreba-potravin-2018 (accessed February 2020).

DJERMANOVIC M, BARALIC I, PEJIC S. 2020. Total mercury levels in commercial fis in market of the republic of Srpska, Bosnie and Herzegovina. Biological Trace Element Research volume 194, pages545 – 551.

ERHARTOVI JM. 1995. Houbařský atlas, 400 druhů jedlých a jedovatých hub. Nakladatelství Tina Vimperk. ISBN: 80-85618-31-1.

FALANDYSZ J, DREWNOWSKA M. 2017. Cooking can decrease mercury contamination of a mushroom meal. Environ Sci Pollut Res Int. 24: 13352 – 13357.

FALANDYSZ J, ZHANG J, WANG YZ, SABA M, KRASINSKA G, WIEJAK A, LI T. 2015. Evaluation of Mercury Contaminationin Fungi Boletus Species from Latosols, Lateritic Red Earths, and Redand Yellow Earths in the Circum Pacific Mercuri ferous Belt of Southwe stern China.

FALANDYSZ J, GUCIA M, BRZOSTOWSKI A, KAWANO M, BIELAWSKI L, FRANKOWSKA A, WYRZYKOWSKA B. 2010. Content and bioconcentration of mercury in mushrooms from northern Poland. Journal Food Additives & Contaminants. Pages 247-253.

FALANDYSZ J, DREWNOSWSKA M. 2015. Distribution of mercury in *Amanita fulva* (Schaeff.) Secr. mushrooms: Accumulation, loss in cooking and dietary intake. Gdańsk University, Poland, Pages 49-54.

FALANDYSZ J, BIELAWSKI L, KAWANO M, BRZOSTOWSKI A, CHUDZYŇSKI K. 2007. Mercury in mushrooms and soil from the wieluńska upland in south-central poland. journal of environmental science and health , published online Pages 1409-1420.

FALANDYSZ J, SABA M, LIU HG, LI T, WANG JP, WIEJAK A, ZHANG J, WANG YZ, ZHANG D. 2016. Mercury in forest mushrooms and topsoil from the Yunnan highlands and the subalpine region of the Minya Konka summit in the Eastern Tibetan Plateau. Environmental Science and Pollution Research volume 23, pages 23730 – 23741.

FALANDYSZ J, ZHANG J, MEDYK M, ZHANG X. 2019. Mercury in stir-fried and raw mushrooms from the Boletaceae family from the geochemically anomalous region in the Midu county, China. University of Gdańsk, Environmental Chemistry & Ecotoxicology, 80-308, Gdańsk, Poland.

FERNÁNDEZ-MARTÍNEZA R, LOREDOB J, ORDONÉZ A, RUCANDIO MI. 2005. Distribution and mobility of mercury in soils from an old mining area in Mieres, Asturias (Spain). Available from www.scholar.google.cz/scholar?q=Mobility+and+transformation+of+mercury+in+soil&h (accessed February 2005).

GHIMIRE PS, TRIPATHEE L, ZHANG Q, GUO J, RAM K, HUANG J, SHARMA CM, KANG S. 2019. Microbial mercury methylation in the cryosphere: Progress and prospects. Science of The Total Environment. Chinese Academy of Sciences, China.

GRUNERTOVI. 1995. Houby. Knižní klub Praha. ISBN: 80-7176-183-4.

HAGARA L. 2014. Ottova encyklopedie hub. Ottovo nakladatelství Praha.

HASSA, D. G. 2010. Soil Microbiology and Biochemistry. New India Publishing Agency, Pitam Pura, New Delhi. ISBN: 9789380235134.

HAIYAN H, WANG B, BRAVO AG, BJORN E, SKYLLBERG U, AMOUROUX D, TESSIER E, ZOPFI J, FENG X, BISHOP K, NILSSON MB, BERTILSSON S. 2020. Shifts in mercury methylation across a peatland chronosequence: From sulfate reduction to methanogenesis and syntrophy. Journal of hazardous materials. Chinese Academy of Sciences, volume 387.

HEALTHLINE. 2005. Mercury Detox: Separating Fact from Fiction. Available from www.healthline.com/health/mercury-detox#who-needs-it (accessed October 2019).

HEJTMÁNKOVÁ A, DOLEJŠKOVÁ J. 2015. Význam prvků a jejich sloučenin v životním prostředí. Česká zemědělská univerzita. Praha. p. 96-114. ISBN:978-80-213-2550-0.

JARZYNSKA G, FALANDYSZ J. 2011. The determination of mercury in mushrooms by CV-AAS and ICP-AES techniques. University of Gdansk, Gdansk, Poland 569-73.

KALAČ P. 2016. Edible mushrooms, chemical composition and nutritional value. London: Academic Press.

KALAČ P, SVOBODA L, HAVLÍČKOVÁ B. 2003. Contents of cadmium and mercury in edible mushrooms. Department of Chemistry, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

KALAČ P. 2008. Houby víme, co jíme? Nakladatelství Dona, České Budějovice. ISBN: 978-80-7322-112-6.

KING J, HARMON M, FU T, GLADDEN J. 2002. Mercury removal, methylmercury formation, and sulfate-reducing bacteria profiles in wetland mesocosms. Westinghouse Savannah River Company. Available from www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11922066 (accessed November 2019).

KOJTA AK, WANG Y, ZHANG J, LI T, SABA M, FALANDYSZ J. 2015. Mercury contamination of fungi genus *Xerocomus* in the Yunnan Province in China and the region of Europe. J Environ Sci Health Part A. 50: 1342 – 1350.

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

KRABBENHOFT D, RICKERT D. 1995. Mercury Contamination of Aquatic Ecosystems. Lewis Publishers, an imprint of CRC Press.

KRASIŇSKA G, FALANDYSZ J. 2015. Mercury in Hazel Bolete *Leccinum griseum* and soil substratum: Distribution, bioconcentration and dietary exposure. Pages 1259-1264.

LEPŠOVÁ A, MEJSTŘÍK V. 1988. Accumulation of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi in the Krusné Hory Mountains Czechoslovakia. The Science of the total enviroment. 76. 117-28.

MIKŠÍK M. 2011. Atlas hub. 101 druhů, které musíte znát. Computer press, a.s. Brno. ISBN 978-80-251-3524-2.

MILLROCK TECHNOLOGY. 2019. Freeze Dryers Lyophilizers from Laboratory to Production. New York. Available from www.millrocktech.com/lyosight/lyobrary/what-is-lyophilization/ (accessed October 2019).

LANGFORD NJ, FERNER RE. 1999. Toxicity of mercury. Journal of Human Hypertension volume 13, pages 651–656.

SABA M, FALANDYSZ J, NNOROM I. 2015. Accumulation and distribution of mercury in fruiting bodies by fungus *Suillus luteus* foraged in Poland, Belarus and Sweden. Environmental Science and Pollution Research volume 23, pages 2749 –2 757.

SKIBNIEWSKA A, SMOCZYŃSKI S. 1999. Wpływ obróbki kulinarnej na poziom radiocezu w grzybach. Roczn Państw Zakł Hig 50: 157 – 162.

SANTOS-FRANCÉS F, GARCÍA-SÁNCHEZ A, ALONSO-ROJO P, CONTRERAS F, ADAMS M. 2011. Distribution and mobility of mercury in soils of a gold mining region, Cuyuni river basin, Venezuela. Available from www.scholar.google.cz/scholar?q=Mobility+and+transformation+of+mercury+in+soil&h (accessed January 2011).

SVOBODA L, KALAČ P, ŠPIČKA J, JANOUŠKOVÁ D. 2002. Leaching of cadmium, lead and mercury from fresh and differently preserved edible mushroom, *Xerocomus badius*, during soaking and boiling. Food Chem 79: 41 – 45.

SVOBODA L, KALAČ P, HAVLÍČKOVÁ B. 2003. Contents of detrimental metals mecury, cadmium and lead in wild growing edible mushrooms: Food chemismy. University of South Bohemia, Faculty of Agriculture, Dept. of Chemistry, České Budějovice, Czech Republic Pages 580-585.

SVOBODA L, HAVLÍČKOVÁ B, KALAČ P. 2006. Contents of cadmium, mercury and lead in edible mushrooms growing in a historical silver-mining area. Department of Chemistry, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

SZÁKOVÁ J, KOLIHOVÁ D, MIHOLOVÁ D, MADER P. 2003. Single-Purpose Atomic Absorption Spectrometer AMA-254 for Mercury Determination and its Performance in Analysis of Agricultural and Environmental Materials. Faculty of Agronomy, Czech University of Agriculture, CZ-165 21 Prague, Czech Republic.

TLILI S, OVAERT J, SOUISSI A, OUDDANE B, LEE JS, SOUISSI S. 2019. Bioaccumulation of Mercury in the Copepod *Pseudodiaptomus marinus*: A Comparative Study Between Waterborne and Dietary Pathways. Springer International Publishing 13: 759.

WANG K, MUNSON KM, ARMSTRONG DA, MACDONALD RW, WANG F. 2020. Determining seawater mercury methylation and demethylation rates by the seawater incubation approach: A critique. Marine chemismy. University of Manitoba, Winnipeg, Canada, volume 219.

WHO. 2006. Statement of thiomersal. WHO gloval advisory committee on vacine safety. World Health Organization. Genova. Available from www.who.int/vaccine_safety/committee /topics/thiomersal/en/ (accessed October 2019).

YUAN K, CHEN X, CHEN P, HUANG Y, JIANG J, LUAN T, CHEN B, WANG X. 2019. Mercury methylation-related microbes and genes in the sediments of the Pearl River Estuary and the South China Sea. Ecotoxicology and Enviromental safety. School of Marine Sciences, Sun Yat-Sen University, Zhuhai, China,

ZHANG W, JIANG X, ZHAO S, ZHENG X, LAN J, WANG H. 2018. A polysaccharide-peptide with mercury clearance activity from dried fruiting bodies of maitake mushroom Grifola frondou. Scientifireports.

9 Seznam obrázků

Obrázek 1 Chemická struktura tzv. "houbového alkoholu" - 1-okten-3-olu 17
Obrázek 2 Funkční schéma přístroje AMA 254 19
Obrázek 3 Mapa České republiky s oblastmi, kde byly sbírány vzorky 21
Obrázek 4 hřib dubový 22
Obrázek 5 hřib žlutomasý 23
Obrázek 6 hřib kovář 23
Obrázek 7 hřib smrkový 24
Obrázek 8 hřib hnědý 24
Obrázek 9 bedla vysoká 25
Obrázek 10 klouzek sličný 25
Obrázek 11 kozák osikový 26
Obrázek 12 kozák habrový 26
Obrázek 13 liška obecná 27
Obrázek 14 Graf počtu odebraných vzorků v jednotlivých regionech Čr 29
Obrázek 15 Graf závislosti počtu vzorků a jednotlivých druhů sbíraných hub 30
Obrázek 16 Počet jednotlivých druhů ve Středočeském kraji [%] 31
Obrázek 17 Naměřené hodnoty rtuti ve Středočeském kraji, okres Kutná Hora [mg.kg^{-1}] 31
Obrázek 18 Počet jednotlivých druhů v Jihomoravském kraji [%] 32
Obrázek 19 Naměřené hodnoty rtuti v Jihomoravském kraji [mg.kg^{-1}] 32
Obrázek 20 Počet jednotlivých druhů v Jihočeském kraji [%] 33
Obrázek 21 Naměřené hodnoty rtuti v Jihočeském kraji, okolí města Tábor [mg.kg^{-1}] 34
Obrázek 22 Počet jednotlivých druhů v kraji Vysočina [%] 35
Obrázek 23 Naměřené hodnoty rtuti v kraji Vysočina [mg.kg^{-1}] 36
Obrázek 24 Počet jednotlivých druhů v Libereckém kraji [%] 37
Obrázek 25 Naměřené hodnoty rtuti v Libereckém kraji [mg.kg^{-1}] 38
Obrázek 26 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib kovář [mg.kg^{-1}] 40
Obrázek 27 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib dubový [mg.kg^{-1}] 40
Obrázek 28 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib žlutomasý [mg.kg^{-1}] 41
Obrázek 29 Hodnoty rtuti naměřené u druhu bedla vysoká [mg.kg^{-1}] 41
Obrázek 30 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib hnědý [mg.kg^{-1}] 42
Obrázek 31 Hodnoty rtuti naměřené u druhu hřib smrkový [mg.kg^{-1}] 43
Obrázek 32 Hodnoty rtuti naměřené u druhu liška obecná [mg.kg^{-1}] 44

Obrázek 33 Hodnoty rtuti naměřené u druhu klouzek sličný [mg.kg^{-1}].....44
Obrázek 34 Hodnoty rtuti naměřené u druhu kozák habrový [mg.kg^{-1}] 45
Obrázek 35 Hodnoty rtuti naměřené u druhu kozák osikový [mg.kg^{-1}].....45
Obrázek 36 Graf statistické závislosti druhu na množství rtuti 47
Obrázek 37 Tabulka statistického vyhodnocení závislosti druhu na množství rtuti.....47
Obrázek 38 Tabulka statistického vyhodnocení závislosti lokality na množství rtuti 48
Obrázek 39 Graf statistické závislosti lokality na množství rtuti 48

10 Seznam tabulek

Tabulka 1 Porovnání jednotlivých krajů 39
Tabulka 2 Porovnání jednotlivých druhů 46

11 Seznam použitých zkratek

AAS – atomová absorpční spektrometrie

AMA - advanced mercury analyser

CV – cold vapour, studená pára

ČSU – Český statistický úřad

DOC – dissolved organic carbon, rozpuštěný organický uhlík

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organizace pro výživu a zemědělství

Hg – hydrargyrum, rtuť

HgS – sulfid rtuťnatý

HgSe – selenid rtuťnatý

ICP – AES - inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy, emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

LC – liquid chromatography, kapalinová chromatografie

MeHg – methyl mercury, methyl rtuť

MS – mass spectrometry, hmotnostní spektrometrie

WHO - World Health Organization, Světová zdravotnická organizace