



Zdravotně
sociální fakulta
Faculty of Health
and Social Sciences

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

**Stanovení vybraných kovů v jedlých houbách na
Příbramsku**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Studijní program:

**SPECIALIZACE VE ZDRAVOTNICTVÍ/ZDRAVOTNÍ
LABORANT**

Autor: Hana Dvořáková

Vedoucí práce: Mgr. Martin Šeda, Ph.D.

České Budějovice 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci s názvem „**Stanovení vybraných kovů v jedlých houbách na Příbramsku**“ jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby bakalářské práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé bakalářské práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 5. 5. 2020

.....
Hana Dvořáková

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucímu mé práce panu Mgr. Martinu Šedovi Ph.D. za jeho odborný a vlídný přístup, ochotu, cenné rady a připomínky a čas věnovaný mně a mé bakalářské práci. Dále děkuji panu Mgr. Janu Vondruškovi za asistenci při práci v laboratoři. Ráda bych také poděkovala svému příteli a jeho rodině za pomoc při sběru hub, a v neposlední řadě také rodičům za podporu v průběhu celého studia.

Abstrakt

Cílem této práce bylo stanovit koncentrace rubidia, cesia, lithia, stroncia, a doplňkových prvků mědi, železa, manganu a zinku ve vzorcích jedlých hub a porovnat naměřené koncentrace se studii uvedenými v literární rešerši. Literární rešerše obsahuje kromě výsledků studií stručné informace o houbách, jednotlivých prvcích, o použité metodě a sledované lokalitě.

Pro účely praktické části bylo v srpnu a září roku 2019 nasbíráno 19 vzorků devíti druhů jedlých hub z blízkého okolí kovohutí v obci Podlesí u Příbrami. Vzorky byly nejprve zpracovány mikrovlnným rozkladem a poté analyzovány metodou AAS (atomová absorpční spektrometrie). Celá praktická část bakalářské práce byla prováděna v laboratoři Katedry aplikované chemie Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Výsledky analýzy byly zaznamenány do tabulek, statisticky a graficky zpracovány a zhodnoceny v diskusi.

Z analýzy jsme zjistili, že druh houby nejvíce kumulující kovy je muchomůrka růžovka. Mezi analyzovanými vzorky jsme u ní prokázali nejvyšší koncentraci stroncia (22,5 mg/kg), lithia (0,6 mg/kg), železa (223,0 mg/kg) a manganu (69,7 mg/kg). Naopak nejméně kumulujícím druhem byl suchohřib hnědý, u kterého byly stanoveny nejnižší koncentrace mědi (10,1 mg/kg), železa (29,5 mg/kg) a manganu (5,2 mg/kg). Málo kumulující druh byl také hřib smrkový, u kterého bylo prokázáno nejméně stroncia (2,2 mg/kg) a lithia (0,3 mg/kg). Za zmínku stojí klouzek sličný, u kterého jsme stanovili nejvíce rubidia (364 mg/kg) a cesia (11,7 mg/kg), ale naopak nejméně zinku (68,7 mg/kg). Stejně tak bedla vysoká absorbuje ve velké míře měď (255 mg/kg), ale naopak obsahovala nejméně cesia (0,5 mg/kg) a rubidia (11,8 mg/kg).

Klíčová slova: Houby, rubidium, stroncium, cesium, lithium, kumulace, atomová absorpční spektrometrie, Příbram

Abstract

The aim of this work was to determine the concentrations of rubidium, cesium, lithium, strontium and supplemental elements of copper, iron, manganese and zinc in samples of edible mushrooms and to compare the measured concentrations with the studies mentioned in the literary research. In addition to the results of the studies, the literary research contains brief informations about mushrooms, individual elements, the used method and the monitored location.

For the purposed of the practical part, 19 samples of nine edible mushrooms species were collected from the vicinity of a lead smelter in the village of Podlesí near Příbram. The samples were the first processed by microwave digestion and then analyzed by AAS (atomic absorption spectrometry). The whole practical part of the thesis was carried out in the laboratory of the Departemnt of Applied Chemistry, Faculty of Agriculture of the University of South Bohemia in České Budějovice. The analysis results were recorded in tables, statistically and graphically processed an evaluated in the discussion.

From the analysis we found the species of mushroom with the most cumulate metals ability is a toadstool rosacea. Among the analyzed samples we found the highest concentration of strontium (22,5 mg/kg), lithium (0,6 mg/kg), iron (223,0 mg/kg) and manganese (69,7 mg/kg). On the other hand, the least cumulative species was boletus brown with the lowest concentrations of copper (10,1 mg/kg), iron (29,5 mg/kg) and manganese (5,2 mg/kg) being determined. The less cumulative species was also boletus edulis, which was found to have at least strontium (2,2 mg/kg) and lithium (0,3 mg/kg). It is worth mentioning the larch bolete, in which we have determined the greatest concentration of rubidium (364 mg/kg) and cesium (11,7 mg/kg), but the least of zinc (68,7 mg/kg). Likewise, a parasol mushroom absorbs copper to a large extent (255 mg/kg), but on the contrary it contained the least cesium (0,5 mg/kg) and rubidium (11,8 mg/kg).

Key words: Mushrooms, rubidium, strontium, cesium, lithium, cumulation, atomic absorption spectrometry, Příbram

Obsah

Úvod	8
1 Houby.....	9
1.1 Mykorhizní houby	10
1.2 Saprofytické houby	10
1.3 Epifytické houby	10
1.4 Stavba houby.....	11
2 Kovy.....	12
2.1 Těžké kovy	12
2.2 Těžké kovy v houbách	12
2.3 Rubidium.....	14
2.4 Lithium.....	15
2.5 Cesium.....	16
2.6 Stroncium	18
2.7 Zinek	19
2.8 Měď.....	20
2.9 Železo.....	22
2.10 Mangan.....	23
3 Atomová absorpční spektrometrie.....	25
3.1 Rozklad vzorku	25
3.1.1 Mokrý rozklad v mikrovlnné troubě.....	25
3.1.2 Atomová absorpční spektrometrie	26
4 Příbram	29
5 Cíle práce a hypotézy	33
5.1 Cíle	33
5.2 Hypotézy	33
6 Metodika.....	34
6.1 Odběr vzorků.....	34
6.2 Příprava vzorků k rozkladu	35
6.3 Rozklad vzorků	36
6.3.1 Roztoky pro stanovení cesia	36
6.3.2 Roztoky pro stanovení stroncia, lithia a rubidia	37
6.3.3 Roztoky pro stanovení železa, manganu, mědi a zinku	37

6.4	Vlastní analýza	37
7	Výsledky a diskuze	39
7.1	Statistické zpracování výsledků	40
7.2	Rubidium.....	42
7.3	Lithium.....	43
7.4	Cesium.....	45
7.5	Stroncium	46
7.6	Zinek	48
7.7	Měď.....	50
7.8	Železo.....	52
7.9	Mangan.....	55
8	Závěr	58
	Seznam zdrojů.....	60
	Seznam obrázků.....	69
	Seznam tabulek	70
	Seznam použitých zkratk	71

Úvod

Houby jsou nejen v České republice častým doplňkem jídelníčku řady lidí. Je známo, že určité druhy jedlých hub dokážou ve svých buňkách kumulovat značné množství různých látek z životního prostředí včetně kovů. Vysoký obsah některých prvků může být nežádoucí. Některé izotopy navíc mohou mít radioaktivní původ (zkoušky jaderných zbraní, jaderné havárie apod.). Celkové množství vybraných kovů lze efektivně stanovit pomocí atomové absorpční spektrometrie. Tato metoda dokáže analyzovat až 60 prvků periodické tabulky s citlivostí od několika setin do stovek mg/kg. Ve své práci jsem použila právě tuto metodu, vzorky jsem zpracovala mokrým mikrovlnným rozkladem za použití kyseliny dusičné.

Příbramsko je oblast s bohatou minulostí týkající se hornictví. To se podepsalo i na charakteru krajiny v okolí Příbrami. Půdy zde obsahují zvýšené množství kovů. Volně rostoucí jedlé houby mohou některé kovy z půdy absorbovat a představovat tak zvýšené riziko pro konzumenty. V dnešní době jsou významné například železo, měď, kadmium, nikl, zinek, stroncium a cesium.

Cílem této bakalářské práce bylo jednak sestavení literární rešerše týkající se této problematiky, zejména obsahu vybraných kovů v jedlých houbách, a jednak jejich detekce ve vzorcích. Bylo provedeno stanovení lithia, stroncia, cesia a rubidia pomocí spektrometru ve vzorcích hub a půd odebraných na Příbramsku. Mimo zmíněné kovy byla provedena také analýza železa, manganu, mědi a zinku. V závěru byly zhodnoceny analytické, a částečně i ekologické a nutriční aspekty provedené studie.

1 Houby

Houby hrají velmi důležitou roli v lesních ekosystémech. Pomáhají s recyklací energie a živin, a také ovlivňují rostlinnou komunitu (Sithole et al., 2017). Velká spousta vyšších rostlin čerpá živiny z půdy pomocí tzv. mykorhiz, což jsou specifické sorpční orgány vzniklé sdružením kořenů a symbiotických hub (Gryndler et al., 2004).

Ve světě je známo více než 2000 druhů hub, avšak pouze asi 25 druhů je používáno jako potravina. Velmi malé množství z nich je pak komerčně pěstováno (Valverde et al., 2015). V mnoha zemích jsou houby konzumovány velmi málo, přestože některé jejich druhy mají zajímavé nutriční hodnoty (Wani et al., 2010). Vybrané druhy hub jsou naopak využívány po celém světě jako oblíbené pokrmy. Obecně obsahují v sušině přibližně 39,9 % sacharidů, 17,5 % bílkovin a 2,9 % tuku. Zbytek tvoří různé minerály. Některé houby mají dokonce terapeutické vlastnosti. Jsou vhodné pro prevenci různých onemocnění, jako je hypertenze, hypercholesterolemie nebo několik typů rakoviny (Liu et al., 2015). Kromě toho bylo prokázáno, že houby hrají klíčovou roli v obnově prvků v biogeochemických procesech půd, skal a minerálních povrchů (Sithole et al., 2017).

Houby jsou důležitým zdrojem vlákniny a esenciálních aminokyselin. Obsahují velké množství vitamínů (thiamin 1,4 – 2,2 mg, riboflavin 6,7 – 9,0 mg, niacin 60,6 – 73,3 mg, biotin, kyselina askorbová 92 – 144 mg, kyselina pantothenová 21,1 – 33,3 mg a kyselina listová 1,2 – 1,4 mg, vztaženo na 100 g hmotnosti sušiny) a minerálů, jako je železo, mangan, hořčík, draslík, selen nebo měď (Kakon et al., 2012). Mají nízký obsah vápníku, ale zato obsahují fosfor a kobalt. Jejich složení se liší v závislosti na druhu houby a substrátu, ve kterém rostou (Zavastin et al., 2018).

Houby jsou bohaté na rozpustnou i nerozpustnou vlákninu, která pomáhá snížení cholesterolu. Rozpustná vláknina zahrnuje především beta-glukany a chitosany, což jsou mimo jiné důležité komponenty buněčných stěn. Rozpustná vláknina je vhodná pro prevenci a léčbu kardiovaskulárních onemocnění snížením celkového LDL (nízkohustotního) cholesterolu. Pomáhá také regulovat hladinu glukózy v krvi. Houby jsou tedy přínosné pro zdraví, neboť jsou nízkokalorické a mají nízký obsah sodíku. Obsahují vysoký podíl nenasycených tuků, zejména kyseliny linolové, ale prakticky žádný cholesterol (Kakon et al., 2012). Hlavní složkou plodnic jsou sacharidy, které jsou následně v lidském těle využívány jako zdroj energie v syntéze glykoproteinů a glykolipidů. Nejvýznamnějším sacharidem v buněčných stěnách hub je chitin. Jedná se o polysacharid nerozpustný ve vodě. Jeho obsah v sušině může být až 90 %. Plodnice

dále obsahují manózu, xylózu, ramnózu, kyselinu glukuronovou a galakturonovou, galaktózu a vázanou fukózu (Zavastin et al., 2018).

Vzhledem k finanční dostupnosti hub a kladným vlivům na zdraví se v posledních letech značně zvýšila jejich spotřeba (Kakon et al., 2012). Obzvláště v České republice se houbaření stalo národním koníčkem. Podle průzkumu houbaření holduje až 72 % českých rodin, které ročně nasbírají kolem 7 kg na domácnost. Někteří jedinci spotřebují ročně více než 10 kg hub (Kalač a Svoboda, 2000).

1.1 Mykorrhizní houby

Mykorrhizní houby jsou takové houby, které žijí v symbióze s rostlinnými kořeny. Jsou velmi významné pro zdraví ekosystému, mohou aktivovat růst rostlin zvýšením příjmu živin. Houbová vlákna mohou pronikat do kořenových buněk primární kůry vyšší rostliny (v takovém případě se jedná o endomykorrhizu), nebo se dostat do intrecelulárního prostoru. Toto symbiotické soužití se nazývá ektomykorrhiza (Gryndler et al., 2004). Do této skupiny hub patří například muchomůrky (*Amanita*), stročky (*Craterellus*), hříby (*Xerocomus*), či některé čirůvky rodu *Tricholoma* (Vetter, 2005).

1.2 Saprofytické houby

Saprofytické (saprotrofní) houby jsou schopny přijímat organické látky rozkladem odumřelých těl a zbytků organismů. Bývají tedy spojené s recyklací minerálních složek biomasy. Mají schopnost likvidovat velké i malé skupiny organismů, které způsobují rozpad dřeva, tedy celulózy a ligninu (Campos et al., 2012). Mezi saprofytické druhy patří například strmělka (*Clitocybe*), pečárka (*Agaricus*), pýchavka (*Lycoperdon*), bedla (*Macrolepiota*), křehutka (*Psathyrella*), nebo některé druhy čirůvek z rodu *Lepista* (Vetter, 2005).

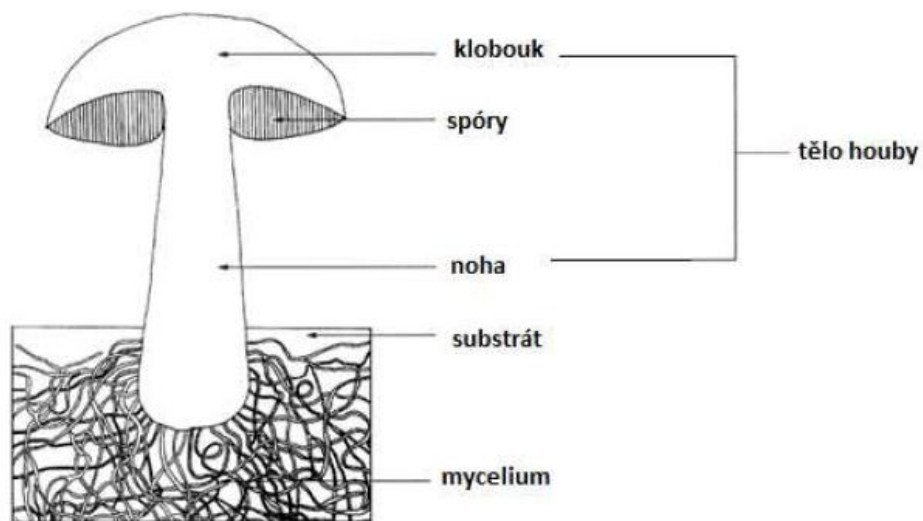
1.3 Epifytické houby

Další skupinou jsou houby epifytické. Tyto organismy parazitují na stromech a vyšších rostlinách, proto se označují jako dřevokazné. Patří mezi ně hlíva (*Pleurotus*), choroš (*Polyporus*), korálovec (*Hericium*) nebo například druh *Hirneola auricula*,

označovány jako Jidášovo ucho (Vetter, 2005). Tento typ hub do naší analýzy nebyl zahrnut.

1.4 Stavba houby

Hlavní částí houby je podhoubí neboli mycelium. Jeho stavba je jednoduchá, je složeno z tenkých dutých vláken, která jsou tvořena podlouhlými buňkami spojenými příčnými spoji (Garibova et al., 1985). Nadzemní část houby se nazývá plodnice neboli sporokarp. Plodnice houby se skládá z klobouku (pileus) a třeně (stipe). Na spodní straně klobouku se nachází výtrusorodá vrstva – rouško neboli hymenium, kde se tvoří výtrusy (Das, 2005). Tato vrstva mívá podobu lupenů, rourek nebo ostnů. Některé druhy hub mají obaly označované plachetka a závoj. Po protržení těchto obalů při růstu plodnice vzniká na bázi třeně pochva, na třeni prsten a na klobouku bradavky nebo strupy (Jelínek a Zicháček, 1996).



Obrázek 1: Stavba houby (Kalač a Svoboda, 2000)

2 Kovy

2.1 Těžké kovy

Vlivem lidské a průmyslové činnosti se dostává do atmosféry, půdy či vody velké množství plynů a znečišťujících látek. Mezi nejčastější kontaminanty patří těžké kovy (Liu et al., 2015). Ty jsou často pro svou perzistenci v životním prostředí, značnou schopnost bioakumulace a vysokou toxicitu považovány za jednu z nejzávažnějších znečišťujících látek v životním prostředí. Jejich největšími zdroji jsou emise ze spalování fosilních paliv, průmyslové výrobní procesy a jiná antropogenní činnost (Assubaie, 2015). Většina z nich narušuje rovnováhu ekosystému (Liu et al., 2015). Některé jsou ve stopovém množství pro živé organismy žádoucí a biologicky nezbytné, například železo, měď, mangan, chrom, nebo zinek. Další kovy však jsou pro organismus nevýznamné a mohou být toxické i ve stopovém množství, kupříkladu arsen, kadmium nebo olovo (Türkmen a Budur, 2018).

2.2 Těžké kovy v houbách

Je prokázáno, že těla hub mají schopnost bioakumulace kovových iontů a akumulace těžkých kovů z okolní půdy nebo z ovzduší. Významnější je příjem z půdy. Záleží ale především na druhu, výšce a stáří houby, druhu těžkého kovu či pH půdy, neboť za určitých podmínek se prvek do plodnice dostane snáz přímo ze vzdušného prostředí. Stáří a výška houby nejsou při akumulaci kovů rozhodující faktory. Autoři některých studií prokázali vyšší koncentrace kovů v mladých plodnicích. Důvodem je prostup těchto prvků z mycelia do plodnice již během jejího zrodu. V průběhu dalšího růstu plodnice již množství absorbovaných kovů klesá (Kalač a Svoboda, 2000).

Houby absorbují kovy z půdy pomocí podhoubí, které zabírá daleko větší plochu než samotná plodnice (Das, 2005). Koncentrace kovů v houbách může být vyšší, než je koncentrace těchto prvků v půdě. Závisí to však na tom, o jaký kov se jedná. Měď se hromadí nejvíce v plodnicích, zinek a mangan se vyskytují v podobném množství v substrátu i v plodnici, avšak železo je možné nalézt ve větší koncentraci v substrátu (Kalač a Svoboda, 2000). Množství kovů v houbách se nejčastěji udává v jednotkách ppm (parts per milion – miliontina z celku) v sušině plodnice. 1 ppm odpovídá 1 mg/kg

(Borovička, 2007). Koncentrace těžkých kovů v houbách bývá podstatně vyšší než v zelenině, ovoci nebo zemědělských plodinách. Záleží ale vždy na životním prostředí a dalších faktorech. Vzhledem k tomu, že houby bývají hojně využívány v potravinovém řetězci, uvažuje se o výskytu těžkých kovů v houbách jako o potenciálním toxikologickém nebezpečí. Proto je studii akumulace těžkých kovů v houbách věnována značná pozornost (Liu et al., 2015). Schopnost absorpce jednotlivých kovů se značně liší v závislosti na druhu houby. Při průměrné konzumaci 300 g hub za den nepředstavuje expozice stopových množství kovů zdravotní riziko (Rubio et al., 2018).

Koncentrace těžkých kovů v houbách byly analyzovány v provincii Yunnan v Číně v roce 2008. V této provincii je kontaminace hub těžkými kovy vážným problémem. Byly shromážděny vzorky 8 druhů hub z 16 lokalit v této provincii, zjišťovaly se kontaminace těmito kovy: Mn, Fe, Cu, Zn, As, Cd a Pb. Zvýšené byly koncentrace potenciálně toxických kovů (As 1,0 mg/kg, Cd 0,2 mg/kg, Pb 2,0 mg/kg). Všechny vzorky byly odebrány v lesích vzdálených od zdroje průmyslového znečištění. Rozsahy stanovených koncentrací kovů jsou uvedeny u jednotlivých kapitol (Liu et al., 2015).

Turecká studie sledovala množství vybraných kovů v houbách v blízkosti Černého moře. Tato analýza následně odhadla limitní příjem hub kontaminovaných Fe, Ni, Mn a Pb. Průměrný člověk o hmotnosti 70 kg by neměl zkonzumovat více než 1 kg hub s obsahem těchto kovů. Konkrétní týdenní limitní množství jednotlivých kovů je uvedeno v tabulce 1:

Tabulka 1: Limitní příjmy těžkých kovů

Těžký kov	Prozatímní přípustný týdenní příjem (mg/70 kg tělesné hmotnosti)	Odhadovaný maximální týdenní příjem (kg/70 kg tělesné hmotnosti)
Měď	245	2,00
Železo	392	0,10
Nikl	2,45	0,10
Mangan	68,6	0,67
Olovo	1,75	0,97
Zinek	490	2,18
Chrom	735	117

Zdroj: Türkmen a Budur, 2018

2.3 *Rubidium*

Rubidium (a stejně tak i lithium a cesium) patří mezi alkalické kovy. Jedná se o homogenní skupinu prvků s velmi vysokou reaktivitou. Rubidium bylo objeveno v roce 1861 jako stopová složka lepidolitu. Název plyne z jeho temně červené barvy (*rubidus*). Rubidium barví plamen do červenofialova (Greenwood et al., 1993).

Rubidium je v environmentálním výzkumu studováno velice zřídka, je však řazeno do skupiny kovů chemicky a geochemicky aktivních. Existují důkazy o tom, že má tento prvek jedinečné neurofyziologické vlastnosti v organismech. Je považován za nejhojnější prvek v lidském těle, který nemá objasněnou biologickou roli. Množství rubidia v organismu se pohybuje kolem 0,68 g na 70 kg váhy (Kot, 2018).

Plodnice hub mají velmi vysokou schopnost ukládat radioizotopy, a to především v oblastech zasažených havárií Černobyli v roce 1986. Takovou oblastí je například Švédsko, kde je kontaminace hub radioizotopy poměrně vysoká. Houby poté prostřednictvím kořenů předávají prvky hostitelským rostlinám. Švédská studie porovnávala míru akumulace tří alkalických kovů: rubidia, cesia a draslíku v půdě, rhizosféře, rozhraní půda-kořen, podhoubí a plodnici mykorhizních hub ve švédském lese. Bylo zjištěno, že rozhraní půda-kořen obsahuje daleko více draslíku a rubidia oproti půdě. Koncentrace rubidia stoupala v tomto pořadí:

půda < rhizosféra < rozhraní půda-kořen < podhoubí < plodnice houby (Vinichuk et al., 2010).

Oproti zeleným rostlinám mají houby mnohem vyšší schopnost akumulace rubidia. Obsah rubidia v houbách se může pohybovat od jednotek mg/kg až po 1000 mg/kg. Záleží vždy na druhu houby. Saprotrofní houby obsahují rubidia zpravidla méně ve srovnání s houbami mykorhizními (Borovička, 2007). V geochemických a biochemických reakcích (včetně aktivity enzymu ATPázy) je rubidium snadno zaměnitelné s draslíkem, v mnoha procesech může dokonce rubidium draslík nahradit. Živé organismy však tuto záměnu rozpoznají a netolerují ji. Během geochemických průzkumů bylo prokázáno, že fixace rubidia v půdách a sedimentech je silnější než fixace draslíku (Kot, 2018).

Rubidium není na Zemi příliš rozšířeno. Doposud nebyl objeven minerál, který by jej obsahoval ve větším množství. Lze ho získat při zpracování lepidolitu na lithium jako vedlejší produkt (Greenwood et al., 1993).

Ve Španělsku v provincii Ciudad Real bylo shromážděno 18 volně rostoucích druhů hub, z nichž byly analyzovány koncentrace stopových prvků. Rubidium spolu s mědí bylo nalezeno zvláště v ektomykorhizních druzích a jeho akumulace byla velice významná. Nejvyšší zjištěná koncentrace rubidia byla 221 mg/kg, průměrně obsahovaly vzorky kolem 60 mg/kg rubidia, což je zhruba o řád vyšší hodnota než u ostatních stanovovaných stopových prvků (Campos et al., 2012). Rubidium bylo pomocí ICP-MS (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou) stanovováno v 78 plodnicích 22 druhů hub ze čtyř venkovských oblastí z okolí Moravského Krumlova ve vzdálenosti až 15 km od sebe. Tyto oblasti nebyly znečištěny antropogenní činností. Průměrná stanovená hodnota Rb byla 174 mg/kg, téměř u všech měření vykazovalo právě rubidium nejvyšší koncentraci ze stanovovaných prvků (Svoboda a Chrastný, 2008). V italském Toskánsku byly porovnávány koncentrace rubidia ve vzorcích hříbu smrkového (*boletus edulis*) a bedly vysoké (*Macrolepiota procera*). Vzorky byly odebrány na pěti různých místech v provincii Lucca. Průměrná koncentrace Rb v hříbu byla 191,0 mg/kg sušiny, v bedle 42,2 mg/kg sušiny, přičemž nejvyšší koncentrace tohoto prvku v hříbu byla 311,0 mg/kg a v bedle 58,4 mg/kg sušiny (Giannaccini et al., 2012).

2.4 Lithium

Lithium je alkalický kov, který se ve stopovém množství nachází v tělech organismů. Název pochází z řeckého *litos* neboli kámen. Chemicky se podobá draslíku a sodíku. Ve srovnání s ostatními alkalickými kovy má lithium nejvyšší teplotu tání, ionizační energii a atomizační teplo, avšak je nejmenší a má nejnižší hustotu. Často se nachází v železnato-hořečnatých minerálech. Charakteristicky barví plamen karmínově červeně (Greenwood et al., 1993).

Hlavním zdrojem lithia je zelenina a obilná zrna. Tento prvek byl také nalezen v různých koncentracích v houbách. Jeho funkce v lidském organismu doposud nebyla objasněna, proto obvykle není považován za nezbytný prvek pro organismus. Lithium ovšem může ovlivnit chování člověka bez fyziologické změny. Ionty lithia inhibují aktivitu enzymu kinázy glykogensyntázy-3 (GSK-3), který se podílí na patofyziologii četných psychiatrických poruch. Aktivita GSK-3 narušuje přirozené cykly v těle. Dochází k poruchám metabolismu, spánku a stabilizace tělesné teploty. Lithium dokáže

stabilizovat náladu, snižovat agresivitu a obnovovat normální funkci mozku (de Assunção et al., 2012).

Produkce kovového lithia ve světě se pohybuje v řádu tisíců tun ročně. Mnohem častěji jsou využívány jeho sloučeniny. V současnosti je ve velkém množství dostupných přibližně 34 sloučenin lithia, které jsou čím dál hojněji využívány především v průmyslu (Greenwood et al., 1993). Nezastupitelnou úlohu má lithium ve výrobě lithium-polymerových a lithium-iontových akumulátorů.

Lithné rudy obsahují kolem 1 – 3 % lithia. Flotací lze obsah zvýšit až na 6 %. Nejvýznamnější minerál lithia je spodumen $\text{LiAlSi}_2\text{O}_6$. Velká ložiska spodumenu jsou k nalezení v Argentině, Španělsku, Kanadě, USA, Kongu, Brazílii a na území bývalého SSSR (Greenwood et al., 1993). Uhličitan lithný Li_2CO_3 je často využíván jako léčivo v psychiatrii (de Assunção et al., 2012).

V Rumunsku byla ve třech analyzovaných vzorcích hub zjištěna shodná koncentrace lithia 0,010 mg/kg (Zavastin et al., 2018). V různých lokalitách v Maďarsku bylo analyzováno 171 vzorků 38 druhů jedlých hub. 44 vzorků obsahovalo méně než 0,03 mg/kg lithia, což se považuje za nedetekovatelné. Průměrná koncentrace lithia všech zkoumaných vzorků byla 0,189 mg/kg. Nejvyšší průměrná hladina lithia byla zjištěna u vzorku *Craterellus cornucopioides* (stroček trubkovitý), a to 0,609 mg/kg (Vetter, 2005). V italské provincii Lucca v Toskánsku byla zjištěna průměrná koncentrace Li u hříbu smrkového 0,2 mg/kg sušiny a u bedly vysoké 0,3 mg/kg sušiny. Nejvyšší koncentrace byla 0,8 mg/kg v hříbu a 1,6 mg/kg v bedle (Giannaccini et al., 2012).

2.5 Cesium

Cesium patří též mezi velmi reaktivní alkalické kovy. Může existovat nejméně v 39 izotopech od ^{112}Cs do ^{151}Cs . Přirozeně se vyskytuje stabilní izotop cesia ^{133}Cs (Burger a Lichtscheidl, 2018).

Cesium je prvkem z řady radionuklidů, které mohou být snadno kumulovány. Nejvýznamnějším ukazatelem radioaktivity je ^{137}Cs , druhým nejvýznamnějším radionuklidem je ^{134}Cs (Nabeshi et al., 2015). Poločas rozpadu ^{134}Cs je 2,06 roku, u radionuklidu ^{137}Cs je to 30,2 roky (Japan Radioisotope Association, 2011). Oba radioizotopy emitují γ -záření a jsou snadno měřitelné, proto jsou v současné době dostupné rozsáhlé informace o množství cesia v potravinách (Nabeshi et al., 2015).

Ačkoli u cesia nebyly prokázány žádné prospěšné funkce pro živé organismy, bylo hlášeno několik klinických studií (zvláště z roku 2006) o podávání cesia lidem k léčbě rakoviny. Po intravenózním podání se kumuluje obzvláště v mozku, játrech a ledvinách, avšak toxicita se dostavuje až při vysokých koncentracích. Poločas rozpadu cesia v lidském těle se může pohybovat od 50 do 150 dnů. Alternativou intravenózní aplikace je orální podání dvougramové dávky CsCl třikrát denně zároveň s jídlem a dalšími vitaminy. Výsledkem studie byla úleva od bolesti a zmenšení nádoru, resp. zpomalení růstu nádorových buněk. Jediné hlášené vedlejší účinky byly nevolnost a průjem (Kobayashi et al., 2017).

K absorpci cesia do buněk dochází prostřednictvím molekulárních mechanismů v plazmatické membráně, což jsou například transportéry vápníku a draslíku. Biologická dostupnost cesia v půdě závisí na spoustě faktorů, jako je teplota, pH, či množství a druhy přítomných mikroorganismů. Kontaminace zde může zůstat po celá desetiletí (Burger a Lichtscheidl, 2018).

Po jaderné havárii japonské elektrárny *Fukushima Daiichi* byl zkoumán únik různých radionuklidů do životního prostředí. V důsledku této havárie bylo cesiem kontaminováno mnoho potravin, ať už přímo, nebo nepřímo. Největší význam při analýze prostředí měly izotopy cesia ^{137}Cs a ^{134}Cs . Mezi vzorky pro analýzu byly různé potraviny včetně hub, které byly získány v oblastech vzdálených 50 až 250 km od nehody (Nabeshi et al., 2015). Zvýšená koncentrace radioizotopů cesia v ovzduší byla sledována také v druhé polovině 20. století, kdy probíhal velký rozvoj jaderného průmyslu a testování jaderných zbraní. Později navíc došlo k výbuchu jaderné elektrárny v ukrajinském Černobylu. Radioaktivní izotopy cesia s dlouhým poločasem rozpadu unikaly v kapalně, plynné i pevné formě a ovlivňovaly živé organismy nebezpečným β - a γ -zářením. Oproti tomu stabilní izotopy cesia se v půdě a vodě vyskytují přirozeně (Burger a Lichtscheidl, 2018).

Cesium lze v přírodě nalézt v podobě hydratovaného hlinitokřemičitanu $\text{Cs}_4\text{Al}_4\text{Si}_9\text{O}_{26}\cdot\text{H}_2\text{O}$ zvaného polucit. Vzniká spolu s rubidiem jako vedlejší produkt při výrobě lithia (Greenwood et al., 1993). V zemské kůře se nachází v žulových a sedimentárních skalách (Burger a Lichtscheidl, 2018).

Radiocesium přechází v půdě vertikálně velice pomalu, většina radionuklidů se tedy v půdě nachází v nejvyšších organických vrstvách. Vysoká aktivita cesia ve svrchní vrstvě může pocházet ze spadaneho jehličí a z výluhů jehličí a kůry. Houby

pocházející z jehličnatých lesů mají prokazatelně vyšší úroveň radioaktivity než houby z lesů listnatých (Kalač, 2001).

Stabilní cesium se obvykle vyskytuje v plodnicích hub v množství 3 – 12 mg/kg sušiny (Kalač a Svoboda, 2000). Cesium bylo jedním z prvků stanovovaných v 18 vzorcích volně rostoucích hub ve španělské provincii Ciudad Real. Jeho koncentrace ve vzorcích byly nízké, nejvyšší naměřená hodnota byla 12 mg cesia na 1 kg sušiny (Campos et al., 2012). V podhorském lese Mt. Fuji v Japonsku byly nasbírány vzorky hub a půd a následně z nich zjišťovány koncentrace ^{137}Cs a stabilního cesia. Rozpětí koncentrací bylo 4,69 – 58,1 mg/kg sušiny (Kuwahara et al., 2005).

2.6 Stroncium

Elementární stroncium o atomovém čísle 38 je měkký, stříbrošedý kov s vlastnostmi podobnými ostatním kovům z II. skupiny. Stroncium se přirozeně vyskytuje v zemském plášti jako 15. nejhojnější prvek. Zde se nachází jako směs čtyř stabilních izotopů: ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr a ^{88}Sr . Převládající je izotop ^{88}Sr , který tvoří asi 83 % stroncia v přírodě (Burger a Lichtscheidl, 2019).

Stabilní izotopy stroncia se vyskytují v půdě přirozeně, zatímco radiostroncium se do půdy a ovzduší dostává vlivem jaderného průmyslu, tzn. testováním jaderných zbraní, únikem z jaderných zařízení a z jaderných havárií. Radionuklidy se však v přírodě chovají stejně jako stabilní izotopy (Burger a Lichtscheidl, 2019).

Stejně jako tomu bylo u cesia, i v případě stroncia byl sledován únik radioaktivních izotopů do ovzduší po havárii jaderné elektrárny v Japonsku. Izotop stroncia ^{90}Sr je považován za třetí nejvýznamnější zbytkový radionuklid nashromážděný v potravinách po havárii elektrárny *Fukushima*. Bylo analyzováno 40 vzorků získaných v oblastech 50 až 250 km od místa nehody. U 25 z těchto vzorků byla prokázána přítomnost ^{90}Sr . Všechny tyto vzorky byly zároveň kontaminovány ^{134}Cs nebo ^{137}Cs . Kromě těchto vzorků bylo ^{90}Sr stanovováno i ve 13 vzorcích, u kterých nebyla prokázána přítomnost cesia. Pozitivní výsledek na ^{90}Sr byl prokázán u 8 vzorků. Množství stroncia bylo ve všech sledovaných vzorcích srovnatelné (Nabeshi et al., 2015).

^{90}Sr má poměrně dlouhý poločas rozpadu – dle Japonské asociace radioizotopů 28,8 roku (Japan Radioisotope Association, 2011) a z těla se vylučuje velice pomalu (Burger a Lichtscheidl, 2019). Jakmile se dostane do těla, začne se hromadit v kostech a může způsobit jejich rakovinu (Nabeshi et al., 2015), nebo v nich nahrazuje vápník

a způsobuje v organismu hypokalcémii (nedostatek vápníku). Z kostí může stroncium emitovat záření do živých tkání (Burger a Lichtscheidl, 2019). Toto zjištění vyvolalo veřejné znepokojení s ohledem na přítomnost stroncia v potravinách. Bohužel stanovení koncentrace stroncia v potravinách je nákladné a časově náročné, protože ^{90}Sr vyzařuje pouze β -záření. Poločas rozpadu radioizotopu stroncia ^{89}Sr je 50,52 dní a izotopu ^{85}Sr 64,84 dní (Burger a Lichtscheidl, 2019).

Přírodně se vyskytující stabilní stroncium se nachází v minerálech stroncianit ve formě uhličitanu (SrCO_3) a v celestinu ve formě síranu (SrSO_4). Celestin se poměrně hojně těží v Číně, což je mnohdy spojeno s riziky znečištění životního prostředí. Stroncium může být v menší míře součástí i dalších minerálů a sedimentů (Burger a Lichtscheidl, 2019).

Běžně se v plodnicích hub vyskytuje stroncium v koncentraci 5 – 10 mg/kg sušiny (Kalač a Svoboda, 2000). Ve španělské provincii Ciudad Real byla zjištěná koncentrace stroncia v rozmezí od 14 mg/kg do 21 mg/kg (Campos et al., 2012). Ve vzorcích hub z Rumunska byla stanovena koncentrace stroncia od 0,008 mg/kg do 0,390 mg/kg (Zavastin et al., 2018). V italském Toskánsku v provincii Lucca byly analyzovány vzorky hříbu smrkového a bedly vysoké nasbírané na pěti různých místech této provincie. Průměrná koncentrace stroncia v hříbu smrkovém byla 3,5 mg/kg sušiny a v bedle vysoké 6,0 mg/kg sušiny (Giannaccini et al., 2012).

2.7 Zinek

Zinek je všudypřítomný prvek u rostlin, mikroorganismů i zvířat. U všech těchto skupin byl prokázán jako nezbytný stopový prvek (Burch et al., 1975). Je součástí více než dvou set enzymů. Při jeho nedostatku vznikají závažná poškození imunitního systému, neuropsychické potíže a dermatitidy (Kafka a Punčochářová, 2002). Nedostatek zinku může vést také ke ztrátě chuti k jídlu, neschopnosti přibývání na hmotnosti, kosterním abnormalitám, abnormalitám vlasů či k inhibici pohlavního zrání. Zinkové deficiencie jsou patrné a nebezpečné zvláště pro vyvíjející se organismy, ovšem mohou se projevit i u dospělých jedinců (Burch et al., 1975). Zinek se z těla vylučuje přirozeně, přesto jeho nadbytek může v některých případech způsobit taktéž dermatitidy a neuropsychické dysfunkce, chudokrevnost a špatné hojení ran (Kafka a Punčochářová, 2002).

Průměrné lidské tělo o hmotnosti 70 kg obsahuje 1,4 – 2,3 gramu zinku. Člověk přijímá kolem 10 – 15 mg zinku denně a absorbuje přibližně 5 mg z tenkého střeva. Mechanismus absorpce zinku ani jeho transportu z plazmy do buněk není dodnes objasněn. K absorpci však nedochází jednoduchou difúzí, zřejmě je dobře uspořádána a regulována. V tenkém střevě existují minimálně dva slizniční proteiny, které váží zinek, ale není prokázáno, že se tyto enzymy podílí na absorpci zinku (Burch et al., 1975).

Zinek bývá více akumulován saprofytickými houbami než mykorrhizními (Campos et al., 2012).

Obvyklá koncentrace zinku v houbách je 30 – 150 mg/kg sušiny (Kalač a Svoboda, 2000). Ve španělské provincii Ciudad Real bylo v 18 vzorcích stanoveno průměrně 61 mg/kg zinku. Nejvyšší koncentrace v jednom ze vzorků byla 122 mg/kg (Campos et al., 2012). I v provincii Yunnan v Číně byla analyzována koncentrace zinku v houbách. Jeho množství se pohybovalo v rozmezí 8,71 – 59,53 mg/kg (Liu et al., 2015). Tento prvek byl stanovován také ve volně rostoucích jedlých houbách z oblasti Černého moře v Turecku. Pro studii bylo získáno šest druhů hub z jedenácti míst, vzorky byly analyzovány metodou ICP-MS. Naměřené hodnoty zinku se pohybovaly v rozmezí 34,4 – 225 mg/kg (Türkmen a Budur, 2018). Stejnou metodou byly analyzovány tři druhy hub z Rumunska. Koncentrace zinku v těchto vzorcích se pohybovaly od 77,3 mg/kg do 188 mg/kg (Zavastin et al., 2018). Zinek byl také stanovován v houbách z Nigérie. Jeho množství ve vzorcích se pohybovalo v rozmezí od 63,81 mg/kg do 92,49 mg/kg (Alofe et al., 1996).

2.8 Měď

Měď je jedním ze základních stopových prvků u lidí a zvířat, který lze nalézt téměř v každé buňce. V lidském těle existuje v prvním a druhém oxidačním stavu, přičemž Cu^{II} převažuje. Hraje významnou roli v oxidačně-redukčních procesech a vylučování volných radikálů z organismu, neboť snadno váže elektrony (Angelova et al., 2011).

Měď je v živých organismech esenciálním prvkem. Její množství v těle se mění v průběhu roku, závisí na pohlaví, věku a zdravotním stavu (v době onemocnění se koncentrace mědi v tělních tekutinách prokazatelně mění). Nejvyšší koncentrace mědi je v játrech, srdci, CNS, kostech, svalech a kůži. Obvyklý denní příjem činí 2 – 5 mg (tato hodnota překračuje požadované množství, průměrný dospělý člověk potřebuje

denně přibližně 0,9 mg). Měď je transportována krevním proteinem ceruloplasminem. Po vstřebání do trávicího traktu je nesena do jater, dále je absorbována v tenkém střevě a dvanáctníku. Převážná část mědi je vylučována žlučovými šťávami, malé množství je z těla odvedeno močí (Angelova et al., 2011).

Měď se přirozeně vyskytuje v mnoha potravinách, například v měkkýších, ústřicích, drobech, luštěninách, sušené zelenině a kakau. V závislosti na zdroji, použitých nádobách pro skladování a instalatérském materiálu se měď může v různém množství nacházet v pitné vodě (Burch et al., 1975).

Měď je funkční složkou mnoha enzymů, které jsou důležité pro nejrůznější fyziologické funkce. Její nedostatek může být příčinou mnoha zdravotních problémů, například rozvoje Menkesova syndromu, Parkinsonovy choroby, anémie nebo poruch metabolismu železa (Angelova et al., 2011). Ve větším množství je velice toxická, způsobuje poškození jater, ledvin a zažívací potíže. Zvláště nebezpečná je pro nižší organismy, jako jsou bakterie, houby a plísňe (Kafka a Punčochářová, 2002).

Onemocnění spojené s kumulací mědi v organismu se nazývá Wilsonova choroba. Wilsonova choroba je autozomálně recesivní onemocnění způsobené nadměrným strádáním mědi v játrech a mozku, což následně vede k poškození jaterních buněk, CNS a k rozvoji hemolytické anémie. Bývá doprovázena jaterní cirhózou, neurologickou degenerací a usazováním mědi v oční rohovce. Léčba Wilsonovy choroby se provádí nejčastěji podáváním léků chelatujících měď, například Penicilaminu (Siraj a Kitte, 2013).

Měď se akumuluje zvláště v saprofytických druzích hub (Campos et al., 2012). Normální koncentrace mědi v plodnicích je 10 – 70 mg/kg sušiny (Kalač a Svoboda, 2000). V houbách z oblasti Yunnan v Číně byly koncentrace mědi 1,53 – 35,68 mg/kg (Liu et al., 2015). Stejně jako zinek byla v černomořské oblasti Turecka stanovována také měď. Její koncentrace ve vzorcích hub byly od 17,5 do 122 mg/kg (Türkmen a Budur, 2018). Ve Španělsku v Ciudad Real byla nejvyšší koncentrace mědi ve vzorku 93 mg/kg. Její průměrná koncentrace v 18 nashromážděných vzorcích byla přibližně 25 mg/kg (Campos et al., 2012). Také v Rumunsku byly analyzovány tři vzorky hub metodou ICP-MS. Naměřené koncentrace mědi byly od 15,8 mg/kg do 64,1 mg/kg (Zavastin et al., 2018). V oblasti Brits v jižní Africe byly analyzovány houby ze znečištěných půd z těžebních oblastí. Naměřené hodnoty mědi se pohybovaly v rozmezí od 17,45 mg/kg do 51,30 mg/kg (Sithole et al., 2017).

2.9 Železo

Železo je základním prvkem a důležitou biologickou složkou téměř všech živých organismů, neboť se podílí na účasti řady metabolických procesů, včetně transportu kyslíku, syntézy deoxyribonukleové kyseliny (DNA) a transportu elektronů. Ovšem železo může vytvářet volné radikály, jeho koncentrace v lidském těle tedy musí být přísně regulována, protože v nadbytečném množství může vést k poškození tkání. Poruchy metabolismu železa patří k nejčastějším onemocněním člověka, zahrnují velkou škálu onemocnění s různými klinickými projevy od anémie až po poruchy z přetížení organismu železem a neurodegenerativní onemocnění (Abbaspour et al., 2014).

Železo je hojně se vyskytujícím prvkem na Zemi. Navzdory jeho geologické hojnosti však často bývá faktorem omezujícím růst v životním prostředí. Tento fakt je dán skutečností, že v kontaktu s kyslíkem velmi ochotně tvoří oxidy, které jsou vysoce nerozpustné, a proto nejsou snadno dostupné pro organismy. V průběhu evoluce se vyvinuly různé buněčné mechanismy k zachycení železa z prostředí v biologicky užitečné formě. Příkladem jsou siderofory vylučované mikroby pro zachycení železa ve velmi specifickém komplexu, nebo mechanismy k redukci železa z málo rozpustné železité formy Fe^{III} na lépe rozpustnou železnatou formu Fe^{II} u kvasinek (Abbaspour et al., 2014).

Železo je recyklováno a ukládáno v těle. Do tkání je přenášeno specifickým transportérem transferinem, který zachycuje železo uvolňované do plazmy (Abbaspour et al., 2014).

Železo se může běžně vyskytovat v houbách v koncentraci 30 – 150 mg/kg (Kalač a Svoboda, 2000). V čínské provincii Yunnan bylo v osmi vzorcích z 16 lokalit analyzováno železo v rozmezí koncentrací 2,00 – 826,50 mg/kg (Liu et al., 2015). I v turecké černomořské oblasti bylo železo prokázáno jako nejvíce se vyskytující kov ve zde rostoucích houbách. Studie stanovila jeho množství v rozmezí od 97,2 do 3919 mg/kg (Türkmen a Budur, 2018). Ve vzorcích hub z Nigérie bylo stanovené množství železa v intervalu od 14,83 mg/kg do 20,00 mg/kg (Alofe et al., 1996). Ve třech vzorcích hub z Rumunska byly koncentrace akumulovaného železa od 118 mg/kg do 221 mg/kg (Zavastin et al., 2018).

2.10 Mangan

Mangan, stejně tak jako například zinek a měď, je prvek, který je v lidských tkáních přítomen v tak nepatrném množství, že dříve vůbec nemohl být měřen dostupnými metodami (Burch et al., 1975). Neurotoxická způsobená hromaděním manganu v mozkové tkáni vede k rozvoji progresivní poruchy extrapyramidového systému. Toto poškození se projevuje podobně jako Parkinsonova choroba (Crossgrove a Zheng, 2004).

Koncentrace manganu v séru zdravých jedinců je 0,5 – 1,2 mg/l. Po vstupu do krve se rychle distribuuje do tkání. Z krevního oběhu bývá rychle odstraněn, ale v tkáních má poměrně dlouhý poločas eliminace. Studie prokázaly, že množství manganu v séru závisí na vykonávaném povolání. Například svářeči mají prokazatelně vyšší hladinu manganu v séru ve srovnání s průměrnými kontrolními subjekty (Crossgrove a Zheng, 2004). Celkově se v těle průměrného dospělého jedince o hmotnosti 70 kg nachází 12 – 20 mg manganu. Největší zastoupení má v mozku, ledvinách, slinivce břišní a játrech. Vylučuje se téměř výhradně stolicí, v moči se fyziologicky neobjevuje (Burch et al., 1975).

Z potravin obsahují nejvíce manganu ořechy, obilná zrna, cereálie, káva a čaj. Vyskytuje se ve formě specifických komplexů, které se varem nemění. Stanovení průměrného denního příjmu tohoto prvku je velice obtížné, záleží vždy na životním prostředí a povaze stravy. Na základně průměrného příjmu potravy se uvádí průměrný příjem manganu v rozmezí 0,7 až 22,0 mg/den. Studie prokázaly, že stačí denně přijmout 20 µg manganu (Burch et al., 1975).

Koncentrace manganu v zemské kůře a v rostlinách je oproti dalším stopovým prvkům o něco vyšší. Těla zvířat jsou z tohoto hlediska velmi subjektivní. Obsahují méně manganu než ostatních stopových prvků, ale tento poměr většinou závisí na prostředí, ve kterém daný organismus žije (Burch et al., 1975).

Koncentrace manganu v houbách se běžně pohybuje v rozmezí od 5 do 60 mg/kg sušiny (Kalač a Svoboda, 2000). Ve studii hub z čínské provincie Yunnan byly stanovené koncentrace manganu v rozsahu 1,54 – 110,50 mg/kg (Liu et al., 2015). Mangan byl také dalším z kovů stanovovaných ve volně rostoucích jedlých houbách v Turecku pomocí metody ICP-MS. Jeho hodnoty v houbách byly v intervalu 4,61 – 102 mg/kg (Türkmen a Budur, 2018). V Rumunsku byly toutéž metodou analyzovány tři druhy hub, které obsahovaly od 26,8 mg/kg do 54,7 mg/kg manganu

(Zavastin et al., 2018). I v oblasti Brits v jižní Africe byl stejnou metodou stanovován mangan. Naměřené koncentrace se nacházely v rozmezí od 6,84 mg/kg do 459,2 mg/kg (Sithole et al., 2017).

3 Atomová absorpční spektrometrie

3.1 Rozklad vzorku

Výběr vhodné metody rozkladu vzorku je při stanovení prvků v biologických i syntetických vzorcích velmi důležitý. Řada analytických metod sloužících k měření vyžaduje tekutou formu vzorku s dokonalou destrukcí, tzn. důležitá je co nejvyšší homogenita a co nejnižší viskozita. Před analýzou je nutné uvolnění analytů z různých vazeb nebo forem a odstranění nečistot a látek, které mohou způsobit interferenci. Každá měřicí technika má však odlišná kritéria pro úpravu vzorku. U některých metod jsou velice přísná, v některých případech však stačí drobné úpravy, jako je například pouhé odstranění vody (Mader a Čurdová, 1997).

Aby došlo k destrukci organické hmoty, musí být překonána vysoká aktivační energie. Metody destrukce biologických vzorků se podle aplikovaných postupů rozdělují do tří skupin: mokrý rozklad, suchý rozklad a ostatní techniky rozkladu (Mader a Čurdová, 1997). Pro účely této práce je stěžejní mokrý rozklad, konkrétně v mikrovlnném mineralizátoru.

3.1.1 Mokrý rozklad v mikrovlnné troubě

Klasický mokrý rozklad probíhá za použití koncentrovaných minerálních kyselin při zvýšené teplotě (teplota u mokrého rozkladu je však zpravidla nižší než u suchého rozkladu) a atmosférickém tlaku. Vzorek biologického materiálu je oxidován použitou kyselinou nebo jejich směsí, chemická reakce probíhá ve dvou krocích. Nejprve proběhne kyselá hydrolyza, při níž je narušena struktura vzorku. Vzniklé meziprodukty jsou v dalším kroku oxidovány. Rychlost probíhající reakce je ovlivněna reakční teplotou a použitými katalyzátory. Oxidačním činidlem může být kyselina dusičná samotná, nebo ve směsi s další anorganickou kyselinou (Mader a Čurdová, 1997).

Mokrý rozklad může být prováděn v otevřeném nebo uzavřeném systému. Oba typy využívají konvenční nebo mikrovlnný ohřev. Uzavřený systém je pro rozklad výhodnější, protože nedochází k úniku těkavých prvků, ke kontaminaci vlivem faktorů okolního prostředí a navíc je spotřebováno méně reagensů (Mader a Čurdová, 1997). Pro tuto práci byl použit právě rozklad v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem.

Mikrovlnný rozklad je výhodným způsobem ohřevu reakční směsi z hlediska menšího znečištění vzorku, omezeného vypařování analytů, nižší spotřeby kyseliny, kratší doby rozkladu a významné redukce pozadí (Zhong et al., 2016). Mikrovlnné elektromagnetické záření díky mobilitě iontů a rotaci dipólů způsobí vibraci molekul, aniž by došlo ke změně jejich struktury. Mikrovlnné záření je vytvářeno tzv. magnetronem. Vzniklé záření má specifické vlastnosti, díky kterým se vzorek s rozkladnou kyselinou ohřívá velice rychle a účinně, aniž by při interakci s absorbujícím prostředím došlo k nežádoucímu primárnímu zahřátí stěn nádobek (Mader a Čurdová, 1997).

3.1.2 Atomová absorpční spektrometrie

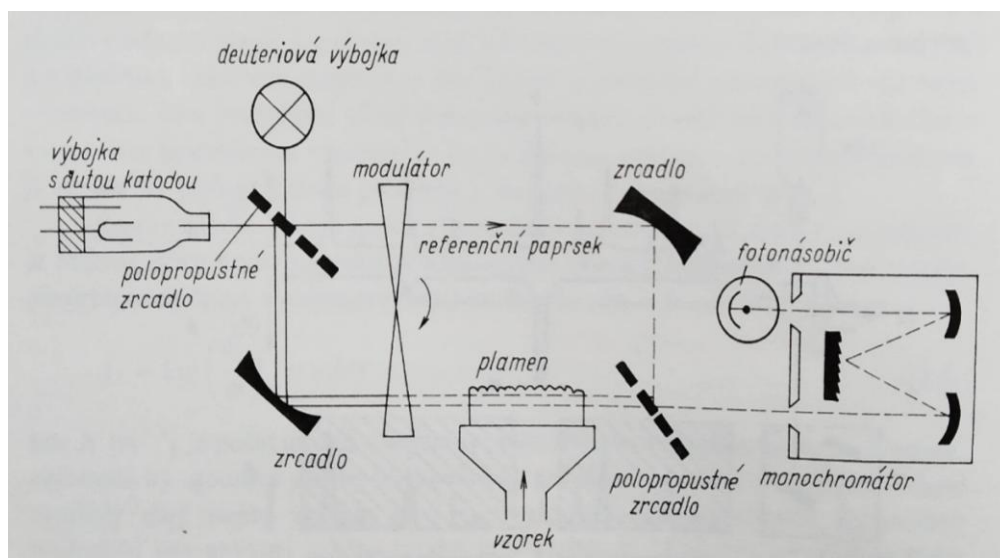
V praxi je pro stanovení kovů v houbách primární metodou atomová absorpční spektrometrie (AAS). AAS je optická metoda založená na měření množství absorbovaného monochromatického záření volnými atomy v základním elektronovém stavu. Vlnová délka použitého elektromagnetického záření je 190 – 850 nm. Pomocí AAS lze stanovit více než 60 prvků periodické soustavy, převážně se jedná o kovy. Použití metody vyžaduje převedení vzorku na volné atomy v plynné fázi, například pomocí zmlžovače a plamene (Assubaie, 2015).

Základem atomové absorpční spektrometrie je uskutečňování energetických přechodů vazebných elektronů na vnější (valenční) hladině. Přechody, které začínají (v případě emise končí) v základním stavu atomu, se označují jako rezonanční (Čůta et al., 1986).

AAS je široce využívána jako rutinní technika pro elementární analýzu ve vzorcích. Po celém světě se těší velké popularitě a rozsáhlému využívání, neboť její použití je snadné a hospodárné v porovnání s jinými elementárními technikami. AAS je navíc velice citlivá technika, dokáže detekovat některé prvky až do úrovně ng/g. Další výhodou AAS je dobrá selektivita, což je dáno použitím specifického zdroje záření (Assubaie, 2015). Citlivost atomové absorpční spektrometrie je však i v současné době nedostatečně vyvinutá pro stanovení stopových prvků, například právě některých kovů (Koike et al., 2017).

Základní instrumentální složení plamenového atomového absorpčního spektrometru je následující: atomizátor, který je zároveň absorpčním prostředím (plamen, jako palivo se používá acetylen, jako oxidovadlo vzduch nebo oxid dusný),

zdroj záření (zdroj čárového spektra prvku, například dutá katodová lampa, druh lampy závisí na měřeném prvku), monochromátor (optický systém pro izolaci záření určité vlnové délky nebo záření o úzké spektrální šíři z polychromatického záření), detektor (fotonásobič, převádí zářivou energii na energii elektrickou) a indikační systém, kterým je počítač pro vyhodnocení výsledků (Křížek a Šíma, 2015).



Obrázek 2: Schéma dvoupraskového atomového absorpčního spektrometru (Čůta et al., 1986)

Transport vzorku je prováděn pomocí kapilárního zmlžovače (rozstřikovače), který díky průtoku spalovacího plynu s obsahem oxidačního činidla nasaje měřený vzorek a převede jej na aerosol. Vzniklý aerosol je dále hnán do hořáku s ústím ve tvaru úzké štěrbinou, plamen nad touto štěrbinou slouží jako atomizátor a zároveň jako absorpční prostředí (Čůta et al., 1986). Volné atomy prvku v absorpčním prostředí absorbují specifické vlnové délky dopadajícího záření. Poté mřížkový monochromátor umístěný za plamenem izoluje příslušnou rezonanční čáru, ostatní čáry nejsou vedeny štěrbinou, což je příčinou zeslabení toku záření (Němcová et al., 1997).

Monochromátor izoluje záření vlnové délky vhodné pro stanovované prvky, natáčením odrazné mřížky se reguluje vlnová délka rezonanční čáry na maximální propustnost. Spektrální šířka štěrbinou lze regulovat v intervalu od 0,1 do 2 nm (Čůta et al., 1986).

Přímo za výstupní štěrbinou monochromátoru se nachází fotonásobič s křemenným okénkem, opatřený katodou s fotoemisní vrstvou, který slouží k detekci toku záření

(Čůta et al., 1986). Výhodou fotonásobiče je vysoká citlivost pro sledovanou oblast spektra, tj. 190 – 900 nm a velmi nízká časová konstanta, tj. 10^{-8} až 10^{-9} sekund (Němcová et al., 1997).

Při stanovování koncentrací jednotlivých prvků ve vzorku se vychází z naměřené absorbance, která je porovnána se standardními absorbancemi. Tyto standardy mají podobné složení jako analyzované vzorky. Pro účely porovnávání se sestavuje kalibrační křivka, případně se využívá metoda standardního přídávku (Čůta et al., 1986).

4 Příbram

V celé oblasti příbramského Podbrdská převažují půdy chudé na živiny. Co se týče lesů, v původní přirozené vegetaci převažovaly smíšené a listnaté lesy tvořené zejména buky, jedlemi a duby. Kvůli nízkému obsahu živin v půdě se v lesích nacházely většinou jen rostliny adaptované na tento nedostatek (brusnice borůvka, bika bělavá, metlička křivolaká). V období 9. až 11. století vlivem antropogenní činnosti výrazně ubylo zalesněných oblastí. Na úbytku se značně podílela těžba a zpracování nerostných surovin, ale i výstavba sídel a zemědělství. Ve vrcholném středověku došlo k výraznému rozvoji železářství na území Příbramska, čímž stoupla těžba dřeva. Na přelomu 18. a 19. století se zvýšila spotřeba dřeva činností skláren, hutí a dolů. Aby nedošlo k nadměrnému vykácení lesů, byla zahájena umělá obnova lesních porostů. Pro výsadbu se zvolily ekonomicky nejvýhodnější druhy, tedy převážně smrky, borovice, později i modříny. I v současnosti je v této lokalitě značná převaha jehličnatých lesů, i přes snahu o nárůst podílu listnatých druhů (Smolová, 2016).

Na území dnešní Příbrami a Brd se zhruba před 500 miliony let nacházelo rozlehlé sladkovodní jezero. Na dně jezera docházelo k usazování nejrůznějších hrubozrnných materiálů a písků, díky kterým vznikly na tomto území pískovce, slepence a droby (Smolová, 2016).

V blízkém okolí Příbramska se nenachází žádné státem chráněné území (přírodní památka, přírodní rezervace). Naproti tomu jsou zde registrovány významné krajinné prvky z oblasti fauny i flóry. Mezi chráněné a ohrožené druhy rostlin rostoucích na zmiňovaném území patří vrba rozmarýnolistá, zvonečník hlavatý, kosatec sibiřský, prstenec májový, upolín nejvyšší a mnoho dalších. Významná fauna se nachází především v neosídlených lokalitách. Jednou z evropsky významných přírodních lokalit Příbramska je Obecnický potok, který je předmětem ochránců přírody díky výskytu kriticky ohrožené mihule potoční (Smolová, 2016).

Lokalita Příbramsko je celosvětově známá oblast právě díky mineralogii. Z tamních rudních žil bylo získáno více než 300 světově významných mineralogických exemplářů (Smolová, 2016).

V Příbrami je největší ložisko těžby uranu a stříbra v České republice. Nachází se zde také rozsáhlé žíly těžby mnoha rudních minerálů (galenit, sfalerit, antimonit, uraninit, limonit). Zajímavostí regionu je nález zrudnění v hloubce až 1500 metrů pod zemským povrchem (Smolová, 2016).

Nejvýznamnější stříbrnorudná hornická oblast Příbramska se nachází severovýchodně od města na vrcholu Březového kopce. V tomto místě se dnes nachází hornická osada Březové Hory. První zdejší důl, ve kterém se prováděla těžba, a zároveň svého času nejhlubší důl na světě, se jmenuje Vojtěch neboli Vojtěšský důl. Jeho současná celková hloubka dosahuje 1262,9 m. Od roku 1958 je památkově chráněný. Nyní je součástí hornického muzea. Mezi další významné doly této oblasti patří druhý nejstarší důl Anna (1464,3 m), Ševčinský důl neboli důl císaře Františka Josefa I. o nejvyšší hloubce 1108,3 m (tento důl byl v provozu nejdéle ze všech březohorských dolů, v roce 1989 byl uzavřen železobetonovou deskou a zasypan). Dále například Jarošovka, Ferdinandka nebo důl Marie (Fryš, 2018).

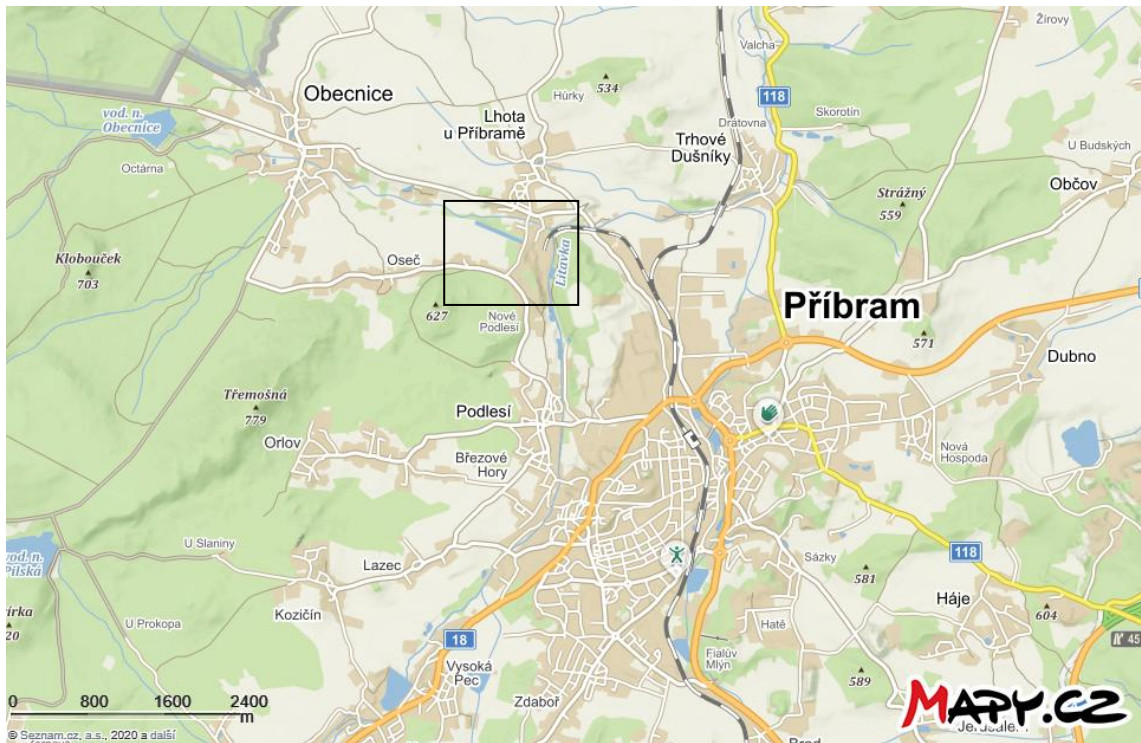
Na zdejším území se nacházely také kovohutě a uranové doly. Dřívější obyvatelé Příbrami tvrdili, že smolinec (uraninit), ze kterého Marie Curie-Sklodovská izolovala první gram radia, pocházel právě ze zdejšího dolu Lill (Fryš, 2018).

Cílem práce bylo stanovit množství vybraných kovů v jedlých houbách nasbíraných v lokalitě Příbramska, konkrétně v okolí Podlesí poblíž kovohutí. Tento hutnický závod se od dávné historie zabýval výrobou olova a stříbra z rud i rudných odpadů. Od konce 13. století do roku 2005 zde bylo vyrobeno celkem 1377 tun olova a 5 160 tun stříbra. V současné době se příbramské hutě zabývají čtyřmi divizemi: výkupem a recyklací odpadů olova a olověných baterií; výrobky na bázi olova, cínu, stříbra a dalších kovů (pájky, plechy, střelivo, atd.); zpracováním odpadů elektrických a elektronických zařízení a recyklací odpadů s obsahem drahých kovů – Au, Ag, Pt, Pd (www.kovopb.cz).

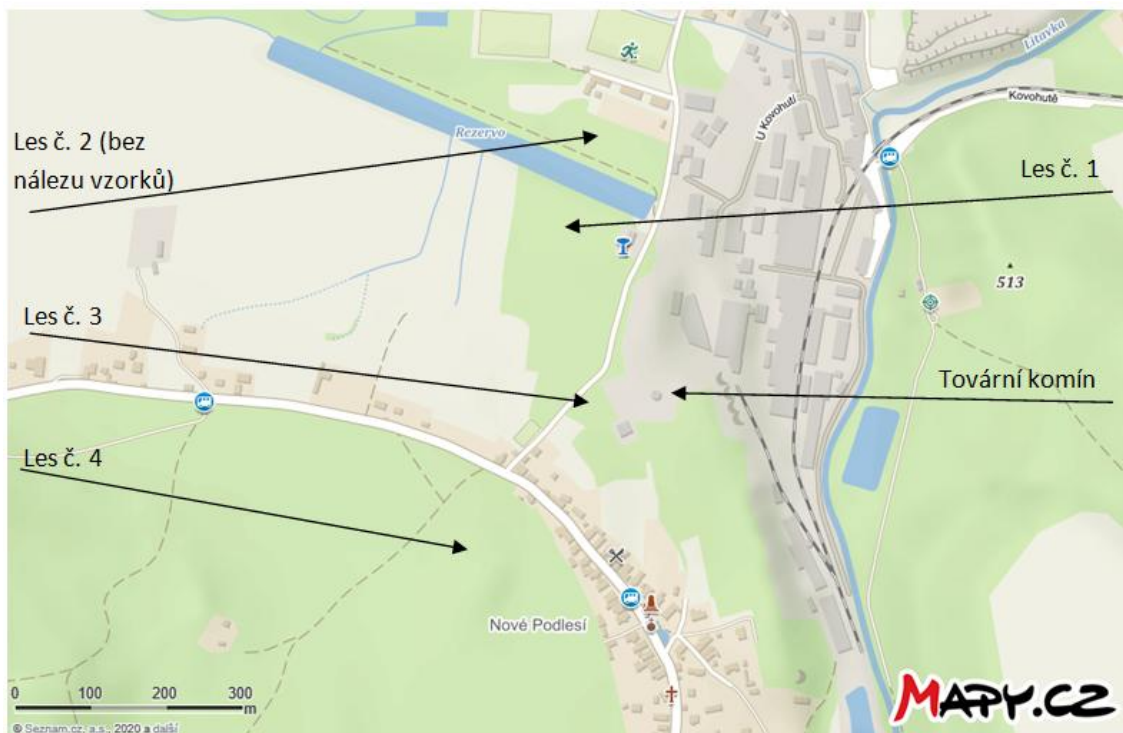
Právě vlivem dřívějšího provozu kovohutí je na severozápadě od města Příbram výrazně kontaminovaná půda těžkými kovy. Do roku 1983 nebyly kovohutě opatřeny žádným filtrem pro čištění kouřových spalin, proto se do ovzduší uvolňovalo daleko více kontaminantů, než povolovaly limity pro zemědělské půdy (www.pribram.eu). Dnes již firma využívá nejlepší a ekologicky nejšetrnější dostupné technologie recyklace, hodnocení i výroby, které se i nadále vyvíjejí. V průběhu posledních třiceti let se kovohutím podařilo snížit emise o několik řádů (olovo 300 až 500 krát, oxid siřičitý 30 krát). Snížil se také únik škodlivých látek do odpadních vod. Limity znečištění jsou v současné době dodržovány s velkou rezervou. Kvůli racionálnímu ekologickému myšlení se však rapidně zvýšily náklady firmy (www.kovopb.cz).

Součástí firmy je laboratoř, kde je možné pro veřejnost provádět chemické analýzy olova, cínu a slitin na bázi těchto kovů. Dále je zde možné analyzovat odpadní vody, povrchové vody a vodní výluhy (www.kovopb.cz).

Na obrázku č. 3 je zobrazena Příbram a její blízké okolí, obdélníkem je vyznačena oblast, v níž byly odebírány vzorky. Obrázek č. 4 znázorňuje námi sledovanou lokalitu se zvýrazněnými místy odběru vzorků.



Obrázek 3: Mapa Příbramska (www.mapy.cz)



Obrázek 4: Mapa lokality odběru vzorků pro analýzu (www.mapy.cz)

5 Cíle práce a hypotézy

5.1 Cíle

Cílem teoretické části bylo napsat odbornou rešerši týkající se lithia, cesia, rubidia, stroncia, mědi, zinku, železa a manganu a jejich množství v jedlých houbách s pomocí odborné literatury. Rešerše poskytuje základní informace o studované problematice a slouží k porovnání se zjištěnými výsledky.

Cílem praktické části bylo stanovit pomocí atomové absorpční spektrometrie koncentrace vybraných kovů ve vzorcích jedlých hub nasbíraných v lokalitě Podlesí u Příbrami, kde již více než 700 let fungují kovohutě, a porovnat zjištěné výsledky s výsledky jiných studií z odlišných lokalit, uvedenými v rešerši. Dílčím cílem bylo porovnání obsahu kovů v plodnicích s obsahem kovů v půdách, v kterých houby vyrostly.

5.2 Hypotézy

V lokalitě zvolené pro vypracování studie se pravděpodobně nachází vyšší obsah vybraných kovů než ve většině lokalit bez hornické minulosti na území České republiky.

Vzhledem k vyvíjejícím se technologiím a zlepšování stavu životního prostředí se předpokládá, že množství stanovovaných kovů v houbách by mělo mít klesající trend oproti situaci před 30 lety.

Naopak vzhledem k povaze zkoumaných prvků není předpokládáno, že by přítomnost kovů ve sledované oblasti zcela vymizela.

6 Metodika

Praktickou část své bakalářské práce jsem prováděla v laboratoři Katedry aplikované chemie Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity pod vedením Mgr. Martina Šedy, Ph. D. Analýza proběhla za asistence Mgr. Jana Vondrušky.

6.1 Odběr vzorků

Ve čtyřech předem vytýčených lesích v blízkém okolí kovohutí jsme nasbírali celkem 19 vzorků devíti druhů jedlých hub. Houby jsme opatrně očistili od větších nečistot a vložili do papírového sáčku označeného číslem daného vzorku. Zároveň jsme do mikrotenového sáčku odebrali vzorek půdy z místa, kde byla nalezena plodnice. Sáček jsme označili číslem odpovídajícím dané plodnici. Bezprostředně po odběru jsme půdy uložili do lednice, aby se zabránilo dalším mikrobiálním změnám. Houby jsme nakrájeli nožem z nerezové oceli na tenké plátky a dokonale usušili vzduchem na plastovém sítu.

Tabulka 2: Názvy hub, označení vzorků a souřadnice jejich nálezu

Označení vzorku houby	Název vzorku česky	Název vzorku latinsky	Označení příslušného vzorku půdy	Souřadnice místa nálezu
PR19-01H	Suchohřib hnědý	<i>Xerocomus badius</i>	PR19-01P	49°42'22,984"N 13°58'37,870"E
PR19-02H	Suchohřib hnědý	<i>Xerocomus badius</i>	PR19-02P	49°42'25,432"N 13°58'41,038"E
PR19-03H	Hřib sametový	<i>Boletellus fragilipes</i>	PR19-03P	49°42'23,044"N 13°58'37,880"E
PR19-04H	Suchohřib hnědý	<i>Xerocomus badius</i>	PR19-04P	49°42'22,540"N 13°58'38,611"E
PR19-08H	Klouzek sličný	<i>Suillus grevillei</i>	PR19-08P	49°42'2,986"N 13°58'24,523"E
PR19-11H	Suchohřib žlutomasý	<i>Xerocomus chrysenteron</i>	PR19-11P	49°41'52,166"N 13°58'27,466"E
PR19-12H	Suchohřib hnědý	<i>Xerocomus badius</i>	PR19-12P	49°41'58,618"N 13°58'32,837"E
PR19-15H	Holubinka mandlová	<i>Russula vesca</i>	PR19-15P	49°42'25,312"N 13°58'41,898"E
PR19-16H	Muchomůrka růžovka	<i>Amanita rubescens</i>	PR19-16P	49°42'26,042"N 13°58'40,703"E
PR19-19H	Holubinka mandlová	<i>Russula vesca</i>	PR19-19P	49°42'23,436"N 13°58'44,033"E
PR19-20H	Kozák březový	<i>Leccinum scabrum</i>	PR19-20P	49°42'21,978"N 13°58'41,815"E
PR19-23H	Klouzek sličný	<i>Suillus grevillei</i>	PR19-23P	49°42'12,262"N 13°58'32,390"E
PR19-25H	Klouzek sličný	<i>Suillus grevillei</i>	PR19-25P	49°42'14,260"N 13°58'28,484"E
PR19-26H	Muchomůrka růžovka	<i>Amanita rubescens</i>	PR19-26P	49°42'14,760"N 13°58'28,870"E
PR19-28H	Hřib smrkový	<i>Boletus edulis</i>	PR19-28P	49°42'11,707"N 13°58'30,277"E
PR19-30H	Suchohřib hnědý	<i>Xerocomus badius</i>	PR19-30P	49°42'11,498"N 13°58'29,730"E
PR19-32H	Klouzek sličný	<i>Suillus grevillei</i>	PR19-32P	49°42'9,871"N 13°58'32,862"E
PR19-33H	Hřib sametový	<i>Boletellus fragilipes</i>	PR19-33P	49°42'10,930"N 13°58'33,658"E
PR19-34H	Bedla vysoká	<i>Macrolepiota procera</i>	PR19-34P	49°42'11,667"N 13°58'33,175"E

Zdroj: vlastní výzkum

6.2 Příprava vzorků k rozkladu

Po vysušení jsme houby rozemleli na hrubý prášek pomocí mlýnku značky VIPO a vrátili zpět do sáčků, aby nedošlo k záměně vzorků. Půdy jsme zbavili hrubé

kontaminace (jehličí, kamínky apod.), vložili do keramických misek označených číslem vzorku a nechali 8 hodin sušit v sušárně při teplotě 100 °C. Následně jsme vysušené půdy proseli přes síto o velikosti oka 2 mm, vrátili do původních mističek a uskladnili v sušárně, aby neabsorbovaly okolní vlhkost.

6.3 Rozklad vzorků

Pro rozklad vzorků hub i půd jsme nejprve navážili analyticky přesně kolem 0,5 g z každého vzorku. Každý vzorek jsme jednotlivě vsypali do očíslovaných teflonových patron tak, aby se materiál nedotýkal stěn patrony. Poté jsme do každé patrony se vzorkem odpipetovali 10,0 ml kyseliny dusičné o čistotě p. p. (pro polovodiče). Jedna z patron obsahovala samotnou kyselinu dusičnou bez vzorku – takto jsme vytvořili slepý (srovnávací) vzorek – blank.

Patrony jsme vložili do revolveru. Do první patrony jsme vložili sondu, která obsahovala čidlo pro měření a kontrolu teploty a tlaku. Celý revolver jsme vložili do mikrovlnného mineralizátoru MARS®5 (microwave accelerated reaction system, výrobce CEM Corporation, Matthews, USA) a přístroj nastavili na požadovanou rozkladnou teplotu maximálně 170°C a tlak 300 PSI. Celková doba rozkladu vzorků byla 30 minut.

Po vychladnutí jsme vyjmuli revolver z přístroje a vyndali z něj jednotlivé patrony. Vzorky jsme kvantitativně převedli do 50 ml odměrných baněk. Baňky jsme doplnili po rysku ultračistou deionizovanou vodou, která byla vyrobena přístrojem Simplicity®system (výrobce Millipore SAS, Molsheim, Francie).

V případě rozkladu půd jsme po vyjmutí z přístroje museli všechny vzorky přefiltrovat. Použili jsme filtry se skleněnými vlákny o velikosti pórů 1,2 µm od značky FISHER. Zfiltrované roztoky jsme též kvantitativně převedli do odměrných baněk a doplnili ultračistou deionizovanou vodou na objem 50 ml.

Po doplnění jsme baňky uzavřeli, protřepali a uložili do lednice do doby analýzy.

6.3.1 Roztoky pro stanovení cesia

Aby došlo k lepšímu zviditelnění cesia při měření, bylo nutné přidat ke každému vzorku roztok KI. Nejprve jsme si do každé odměrné baňky určené pro měření cesia odpipetovali 5 ml jednotlivých vzorků. Poté jsme si připravili zásobní roztok KI, a to tak, že jsme na analytických vahách navážili 1 g pevného vzorku jodidu draselného,

rozpustili jej v ultračisté deionizované vodě a doplnili na objem 500 ml. Z tohoto zásobního roztoku jsme odpipetovali 5 ml do každé baňky se vzorkem. Takto jsme získali vzorky určené pro měření koncentrace cesia.

Ještě před měřením bylo nutné připravit kalibrační řadu roztoků. Nejprve jsme si připravili zásobní roztok chloridu cesného CsCl (výrobce Analytika Praha, Česká republika) o koncentraci 10 mg/l. Z tohoto zásobního roztoku jsme vytvořili kalibrační řadu o koncentracích 0,02 mg/l, 0,05 mg/l, 0,1 mg/l, 0,2 mg/l a 0,5 mg/l. Poté jsme z každého roztoku kalibrační řady odpipetovali 5 ml do dalších odměrných baněk a přidali 1 ml 65% kyseliny dusičné. Řádně jsme promíchali.

6.3.2 Roztoky pro stanovení stroncia, lithia a rubidia

Z každého ze základních roztoků vzorků jsme odpipetovali 10 ml do dalších řádně označených odměrných baněk a přidali 0,15 ml roztoku CsCl, který plní funkci deionizátoru.

Opět jsme si připravili kalibrační řadu roztoků. Jedna kalibrační řada byla použita pro měření rubidia a druhá pro lithium a stroncium. Kalibrační řada pro rubidium obsahovala roztoky o koncentracích 0,1 mg/l, 0,2 mg/l, 0,5 mg/l a 1 ml. Do šesté baňky jsme připravili slepý roztok (blank).

Kalibrační řada pro lithium a stroncium byla připravena obdobně, připravené kalibrační roztoky měly koncentrace 0,05 mg/l, 0,1 mg/l, 0,2 mg/l, 0,5 mg/l. V poslední baňce byl opět blank.

6.3.3 Roztoky pro stanovení železa, manganu, mědi a zinku

Koncentrace těchto prvků jsme změřili přímo ze základních roztoků vzorků, které jsme již nijak neupravovali.

Kalibrační řadu jsme si připravili společnou pro všechny čtyři kovy. Tvořil ji blank a roztoky o koncentracích od 0,05 do 10 mg/kg.

6.4 Vlastní analýza

Pro analýzu jsme použili atomový absorpční spektrometr iCETM3500 od výrobce Thermo Fisher Scientific, Cambridge, UK. Před stanovením každého prvku jsme si

nejprve proměřili příslušnou kalibrační řadu. Po kontrole výsledné kalibrační křivky jsme spustili měření vlastních vzorků.

V případě cesia, stroncia, lithia a rubidia jsme se pohybovali v oblasti emise, nepoužívali jsme tedy žádnou lampu jako zdroj záření, ale měřili jsme světlo vyzářené samotným vzorkem.

Ostatní kovy jsme měřili v režimu absorpce za použití lampy vyrobené ze stejného materiálu, jako byl stanovovaný prvek, a při šíři štěrbin 0,2 mm. Vlnové délky záření byly následující: Pro zinek 213,9 nm, pro mangan 279,5 nm, pro železo 248,3 nm a pro měď 324,8 nm. Zároveň jsme používali deuterium pro korekci pozadí. Jako plyn jsme používali vzduch a acetylen, a v některých případech i oxid dusný pro dosažení vyšší atomizační teploty.

Do jednotlivých odměrných baněk s připravenými roztoky pro měření příslušného prvku jsme postupně vkládali hadičku zmlžovače. Přístroj automaticky nasál potřebné množství vzorku pro analýzu. V přístroji poté proběhl sled reakcí, které jsou popsány v kapitole 3.1.2. Výsledné hodnoty jsme mohli sledovat v počítači synchronizovaném s přístrojem. Výsledky jsme exportovali do programu Microsoft Excel a data vyhodnotili.

7 Výsledky a diskuze

Výsledky obsahu jednotlivých kovů ve vzorcích hub a půd, které byly odebrány v lokalitě Podlesí u Příbrami a stanoveny atomovou absorpční spektrometrií, byly zpracovány do následujících tabulek:

Tabulka 3: Obsah jednotlivých kovů ve vzorcích hub

Označení vzorku	Obsah vybraných kovů v houbách (mg/kg)							
	Rb	Sr	Cs	Li	Cu	Fe	Zn	Mn
PR19-01H	68,6	2,7	1,9	0,4	49,9	46,5	71,5	6,6
PR19-02H	64,7	2,9	1,2	0,4	10,1	31,6	126,0	5,2
PR19-03H	88,0	4,0	1,5	0,5	47,7	58,8	123,0	13,5
PR19-04H	79,4	3,0	1,7	0,4	54,2	29,5	110,0	9,7
PR19-08H	364,0	3,2	5,8	0,4	46,1	47,9	91,8	24,3
PR19-11H	40,0	3,4	1,0	0,4	33,0	39,9	80,1	11,8
PR19-12H	123,0	3,0	1,5	0,4	49,8	49,7	174,0	16,5
PR19-15H	32,7	5,2	4,9	0,4	51,3	51,8	108,0	19,6
PR19-16H	48,0	22,5	1,0	0,6	35,3	223,0	161,0	27,1
PR19-19H	58,4	4,7	0,7	0,5	17,6	60,7	90,8	13,6
PR19-20H	107,0	4,0	5,3	0,4	21,8	59,3	245,0	12,6
PR19-23H	309,0	3,3	7,1	0,4	52,1	43,3	98,7	28,8
PR19-25H	135,0	3,0	11,7	0,4	31,9	32,7	68,7	27,7
PR19-26H	38,9	5,2	2,2	0,5	82,1	100,0	146,0	69,7
PR19-28H	132,0	2,2	9,5	0,3	117,0	35,3	136,0	45,4
PR19-30H	112,0	2,9	3,8	0,4	46,2	41,9	121,0	24,0
PR19-32H	345,0	3,3	10,3	0,4	43,8	43,1	79,7	44,4
PR19-33H	118,0	3,0	8,2	0,4	35,2	47,8	87,0	21,8
PR19-34H	11,8	3,0	0,5	0,4	255,0	40,6	104,0	23,1

Zdroj: vlastní výzkum

Tabulka 4: Obsah jednotlivých kovů ve vzorcích půd

Označení vzorku	Obsah vybraných kovů v půdách (mg/kg)							
	Rb	Sr	Cs	Li	Cu	Fe	Zn	Mn
PR19-01P	21,5	33,6	2,7	9,5	129,0	9840	921,0	776,0
PR19-02P	22,5	32,3	3,5	11,7	122,0	15400	657,0	592,0
PR19-03P	19,7	6,8	2,1	10,0	78,8	10200	252,0	767,0
PR19-04P	22,1	17,0	2,9	10,5	150,0	15400	481,0	572,0
PR19-08P	9,3	15,9	1,1	3,3	59,6	6680	182,0	742,0
PR19-11P	17,0	10,3	3,0	7,6	58,5	13700	158,0	329,0
PR19-12P	9,9	7,2	1,7	3,0	30,6	6800	86,2	458,0
PR19-15P	20,1	22,6	5,6	14,5	44,3	22600	264,0	407,0
PR19-16P	23,2	136,0	3,6	9,4	242,0	15300	999,0	1550
PR19-19P	16,9	24,2	4,4	12,7	210,0	25700	3100	1830
PR19-20P	25,3	13,8	2,9	15,0	137,0	15400	1320	2220
PR19-23P	11,5	10,2	2,5	8,0	47,7	29000	1120	6930
PR19-25P	13,3	3,9	1,7	4,8	37,8	7100	80,7	196,0
PR19-26P	7,7	6,0	1,9	4,1	71,7	8980	132,0	209,0
PR19-28P	10,2	3,1	1,6	3,8	21,0	8060	54,1	131,0
PR19-30P	10,6	3,6	1,4	4,3	36,5	6730	72,9	99,9
PR19-32P	6,6	4,4	1,4	2,8	44,3	5010	63,7	111,0
PR19-33P	6,0	22,3	1,9	2,3	138,0	7460	286,0	427,0
PR19-34P	9,5	7,8	2,5	6,3	49,9	9480	99,9	356,0

Zdroj: vlastní výzkum

7.1 Statistické zpracování výsledků

Z výsledných koncentrací stanovovaných prvků ve vzorcích jsme zpracovali tabulku se základními statistickými charakteristikami pro jednotlivé prvky.

Tabulka 5: Statistické zpracování výsledků pro houby

HOUBY	Rb	Sr	Li	Cs	Cu	Fe	Zn	Mn
Počet vzorků (n)	19	19	19	19	19	19	19	19
Průměrná hodnota (x)	120,00	4,44	0,43	4,20	56,90	57,00	117,00	23,40
Směrodatná odchylka (S)	104,00	4,45	0,06	3,62	53,40	43,20	42,70	15,80
Minimální hodnota (x min)	11,8	2,2	0,3	0,5	10,1	29,5	68,7	5,2
1. kvartil	53,2	3,0	0,4	1,3	34,1	40,2	88,9	13,1
Medián	88,0	3,2	0,4	2,2	46,2	46,5	108,0	21,8
3. kvartil	128,0	4,0	0,4	6,4	51,7	55,3	131,0	27,4
Maximální hodnota (x max)	364,0	22,5	0,6	11,7	255,0	223,0	245,0	69,7

Zdroj: vlastní výzkum

Tabulka 6: Statistické zpracování výsledků pro půdy

PŮDY	Rb	Sr	Li	Cs	Cu	Fe	Zn	Mn
Počet vzorků (n)	19	19	19	19	19	19	19	19
Průměrná hodnota (x)	14,89	20,08	7,55	2,54	91,33	12560	543,3	984,2
Směrodatná odchylka (S)	6,38	29,73	4,11	1,14	62,47	6843	738,1	1557
Minimální hodnota (x min)	6,0	3,1	2,3	1,1	21,0	5010	54,1	99,9
1. kvartil	9,7	6,4	4,0	1,7	44,3	7280	93,1	268,9
Medián	13,3	10,3	7,6	2,5	71,7	9840	251,8	458,0
3. kvartil	20,8	22,5	10,2	3,0	133,0	15400	789,0	771,6
Maximální hodnota (x max)	25,3	136,0	15,0	5,6	242,0	29000	3100	6930

Zdroj: vlastní výzkum

V následujících podkapitolách jsou uvedeny a diskutovány výsledky jednotlivých stanovovaných prvků. U každého prvku je uveden graf, který znázorňuje zjištěné

množství kovu v houbě a jí příslušné půdě. Houby jsou v grafech řazeny abecedně a poté v rámci jednoho druhu od nejvyšší po nejnižší výslednou hodnotu prvku v houbě.

7.2 Rubidium

Naměřené koncentrace rubidia v houbách se pohybovaly v rozmezí od 11,8 do 364,0 mg/kg. Největší kumulační schopnost pro rubidium byla prokázána u druhu *Suillus grevillei* (klouzek sličný). Jedná se o mykorhizní druh houby, které oproti saprofytickým druhům zpravidla lépe kumulují rubidium. Naopak nejmenší hodnota byla zjištěna u druhu *Macrolepiota procera* (bedla vysoká), což je saprofytní houba, která má pro rubidium menší kumulační schopnost (Borovička, 2007). Průměrné množství rubidia v houbách bylo 120,0 mg/kg.

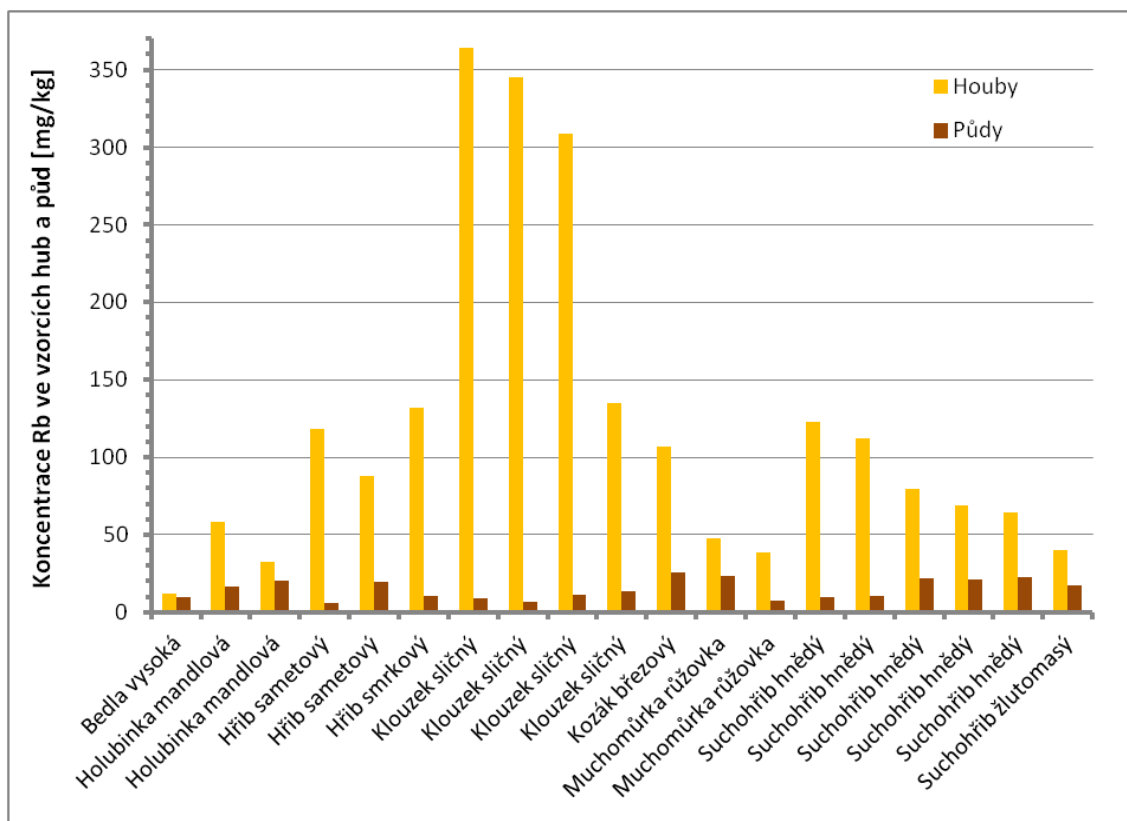
V porovnání se španělskou studií jsou hodnoty naší analýzy vyšší. Nejvyšší námi stanovená hodnota rubidia byla zhruba o 140 mg/kg vyšší, než byla maximální hodnota ve vzorku ze španělského Ciudad Real (jednalo se o druh *Suillus bellinii* neboli klouzek Belliniho, tedy též o mykorhizní houbu). Průměrná hodnota rubidia ve vzorcích nasbíraných v Podlesí byla oproti vzorkům z Ciudad Real dvojnásobná (Campos et al., 2012).

Ve studii Svobody a Chrastného (2008), v níž byly analyzovány houby z neznečištěné oblasti v okolí Moravského Krumlova, naopak můžeme vidět vyšší hodnoty rubidia v porovnání s naší studií. Maximální koncentrace zde byla 3009 mg/kg sušiny (u druhu *Xerocomus chrysenteron* – hříbu žlutomasého) což je mnohonásobně více, než jsme stanovili v klouzku sličném. I průměrné množství rubidia ve všech analyzovaných vzorcích bylo v této studii téměř třikrát vyšší než ve vzorcích z Podlesí.

Analýzou hříbu smrkového a bedly vysoké odebraných v Toskánsku byla zjištěna nejvyšší koncentrace rubidia 311,0 mg/kg u hříbu smrkového a 58,4 mg/kg u bedly vysoké, průměrné množství Rb v hříbu smrkovém bylo 191,0 mg/kg a v bedle vysoké 42,2 mg/kg. Tato studie, jejíž výsledky jsou srovnatelné s našimi, nám jasně ukazuje odlišnost kumulace rubidia mykorhizními a saprofytickými druhy hub.

Co se týče rubidia v půdách, koncentrace se pohybovaly v rozmezí od 6,0 do 25,3 mg/kg. Z toho plyne, že houby mají v případě rubidia vysokou absorpční schopnost, neboť obsahují více rubidia než samotná půda odebraná v místě výskytu plodnice. Tuto skutečnost potvrzuje ve své studii Vinichuk a spol. (2010), který zjistil, že plodnice houby je bohatší na rubidium oproti půdě. Dle Svobody a Chrastného

(2008) mají zvýšenou schopnost absorpce rubidia z půdy jen některé druhy mykorrhizních hub. Vzhledem k tomu, že tato schopnost je druhově velmi specifická, při analýze rubidia v houbách dostaneme širokou škálu výsledků.



Obrázek 5: Koncentrace rubidia v jednotlivých vzorcích hub a půd (vlastní výzkum)

7.3 Lithium

Lithium se v houbách nacházelo v koncentračním rozmezí 0,3 až 0,6 mg/kg. Nejvyšší koncentraci lithia, 0,6 mg/kg, jsme stanovili u druhu *Amanita rubescens* (muchomůrka růžovka). Druhá nejvyšší hodnota, 0,5 mg/kg, byla naměřena shodně u *Boletellus fragilipes* (hřib sametový), *Russula vesca* (holubinka mandlová) a též u *Amanita rubescens* (muchomůrka růžovka).

Co se týče absorpce lithia houbami, výsledky naší studie jsou vyšší oproti rumunské studii, ve které byly analyzovány tři vzorky hub. Všechny tři vzorky obsahovaly 0,010 mg/kg lithia (Zavastin et al., 2018). Toto množství je metodou AAS běžně považováno za prakticky nedetekovatelné (Vetter, 2005).

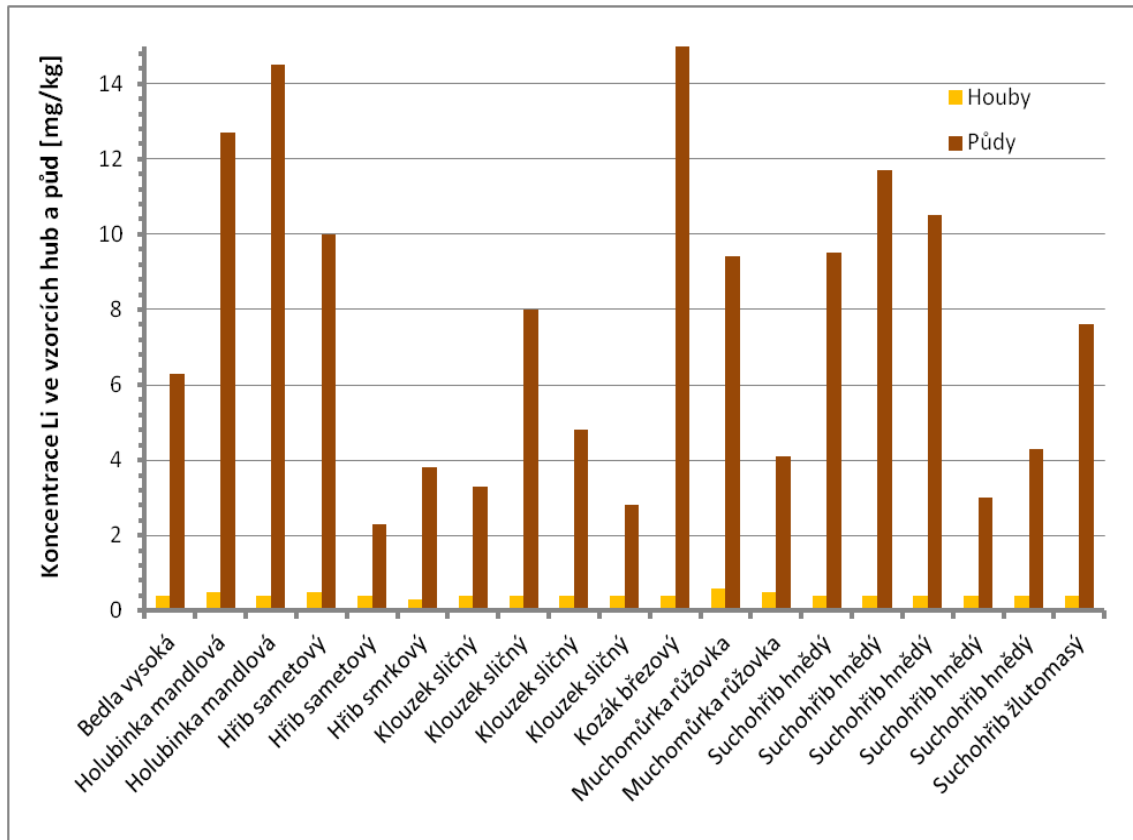
Ve vzorcích hub z různých lokalit Maďarska bylo stanoveno průměrně 0,189 mg/kg lithia. Nejvyšší koncentrace zde byla 0,609 mg/kg (*Craterellus*

cornucopioides – stroček trubkovitý). Tento výsledek je tedy shodný s množstvím lithia v muchomůrce růžovce z naší studie. I v maďarské studii byla druhým nejbohatším druhem na lithium muchomůrka. Nikoli však růžovka, ale muchomůrka šiškovitá – *Amanita strobiliformis* (Vetter, 2005).

V italském Toskánsku byly analyzovány opět druhy hřib smrkový a bedla vysoká. Nejvyšší stanovené množství v hříbu bylo 0,8 mg/kg, průměrně tento druh obsahoval 0,2 mg/kg lithia. Bedla vysoká obsahovala nejvíce 1,6 mg/kg, průměrně v bedlách bylo stanoveno 0,3 mg/kg (Giannaccini et al., 2012). I tato studie vykazovala velmi nízké a vzájemně podobné hodnoty obsahu lithia, srovnatelné s našimi výsledky.

V případě kumulace lithia houbami není rozdíl v závislosti na typu houby (mykorhizní versus saprofytní) statisticky významný. Za pozornost však stojí, že zvýšená schopnost kumulace lithia je sledována zvláště u muchomůrek. Není však známo, proč tomu tak je (Vetter, 2005).

V půdách jsme lithia naměřili podstatně více. Nejnižší zjištěná hodnota byla 2,3 mg/kg, nejvyšší 15,0 mg/kg. Houby tedy neabsorbují lithium z půdy v příliš velké míře.



Obrázek 6: Koncentrace lithia v jednotlivých vzorcích hub a půd (vlastní výzkum)

7.4 Cesium

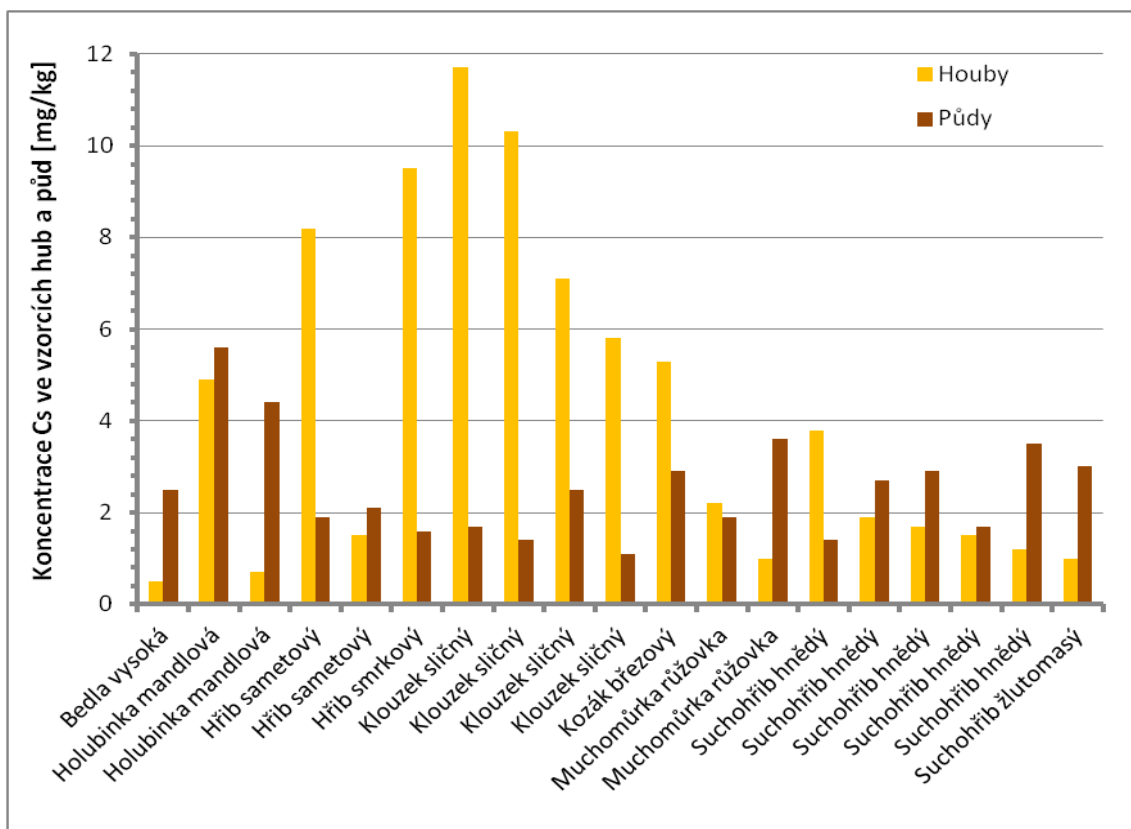
Dalším stanovovaným prvkem bylo cesium. Jeho koncentrace ve vzorcích hub byly od 0,5 do 11,7 mg/kg. Pro naše podmínky je tato koncentrace stabilního cesia v houbách naprosto běžná a v přiměřeně konzumovaném množství zdravotně nezávadná. V rizikových oblastech, například v Japonsku, Rusku, Bělorusku, Ukrajině či Skandinávii, by bylo množství cesia daleko vyšší (Burger a Lichtscheidl, 2018).

Nejvyšší hodnoty vykazovaly opět vzorky rodu *Suillus grevillei* (klouzek sličný). Dle Kalače (2001) nejvíce ^{134}Cs kumulují druhy hřib hnědý nebo suchohřib žlutomasý, které jsme analyzovali i v naší studii. V těchto dvou druzích jsme stanovili cesia oproti jiným druhům poměrně málo, což nasvědčuje tomu, že se v našem případě zřejmě nejedná o zmíněný radioizotop. Míra kontaminace půd, a tedy i hub, které absorbují cesium prostřednictvím mycelia, závisí na teplotě, pH, množství mikroorganismů (Burger a Lichtscheidl, 2018), a především na přítomnosti spadaného jehličí a kůry. Houby rostoucí v jehličnatých lesech obsahují obecně více cesia (zvláště radionuklidů) než houby z lesů jehličnatých (Kalač, 2001). V našem případě byly všechny vzorky odebrány v jehličnatých či smíšených lesech, kde se nachází značné množství spadu, a tudíž lze očekávat vyšší koncentrace Cs. Přestože jsme neprováděli analýzu jednotlivých nuklidů, je pravděpodobné, že se jedná spíše o stabilní izotopy.

Kalač a Svoboda (2000) tvrdí, že obvyklá koncentrace cesia v houbách může být 3 až 12 mg/kg sušiny. Tento interval se s námi stanovenými hodnotami shoduje. I ve španělském Ciudad Real naměřili nejvyšší koncentraci cesia v klouzku Belliniho 12 mg/kg, tedy zhruba stejně, jako my v klouzku sličném. Druh *Suillus* tedy kumuluje ve velké míře nejen rubidium, ale i cesium.

V Japonsku v Mt. Fuji bylo však cesia stanoveno podstatně více ve srovnání s našimi výsledky, a to 4,69 – 58,1 mg/kg. Tato oblast byla v roce 1986 zasažena černobylskou havárií, která zde zanechala následky na dlouhá desetiletí (Kuwahara et al., 2005). Příbramsko nehodou příliš ovlivněno nebylo, výsledky analýzy se tedy pochopitelně zřetelně liší.

V půdách jsme zjistili cesium v koncentračním rozmezí 1,1 až 5,6 mg/kg. Ze zjištěných hodnot je patrné, že množství cesia v půdách je ve všech sledovaných lokalitách velice podobné.



Obrázek 7: Koncentrace cesia v jednotlivých vzorcích hub a půd (vlastní výzkum)

7.5 Stroncium

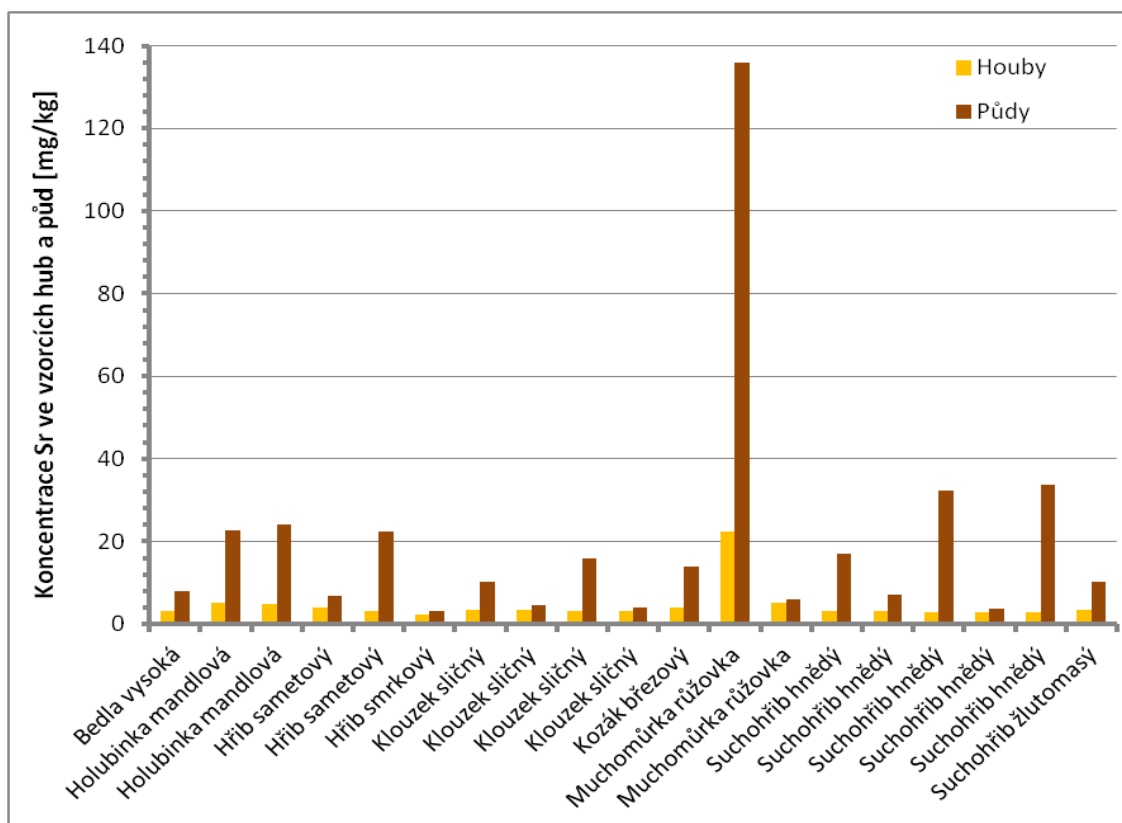
Hodnoty koncentrací stroncia v houbách se pohybovaly od 2,2 do 5,2 mg/kg. Koncentrace jednoho vzorku – muchomůrky růžovky (*Amanita rubescens*) – však vyšla podstatně vyšší, a to 22,5 mg/kg. Ačkoli jsme neprováděli selektivní stanovení radioizotopů, jedná se nejspíše o stabilní izotop, neboť v okolí Příbrami není žádný potenciální zdroj radionuklidů stroncia. Stabilní izotopy stroncia mají méně závažné zdravotní a environmentální důsledky, než radioaktivní nuklidy, nacházejí se v přírodě přirozeně, například jako součást minerálů a sedimentů (Burger a Lichtscheidl, 2019). Přesto bych konzumaci hub obsahujících takto vysokou koncentraci Sr nedoporučovala.

Dle Kalače a Svobody (2000) se v houbách může vyskytovat 5 až 10 mg/kg stroncia. V Toskánsku v provincii Lucca stanovili v hříbu smrkovém průměrně 3,5 mg/kg a v bedle vysoké 6,0 mg/kg stroncia (Giannaccini et al., 2012). Výsledky těchto dvou analýz jsou odpovídající našim výsledkům. Opět zde vidíme, že bedla vysoká kumuluje více Sr než hřib smrkový. Stejně tak je tomu v případě vzorků z Podlesí, rozdíl je však nepatrný. Z toho důvodu nelze jasně říci, zda je kumulace stroncia u hub druhově podmíněná.

Campos a spol. (2012) ve své studii ze španělského Ciudad Real udává výsledky 14 až 21 mg/kg. Do analýzy však byly zahrnuty i epifytické houby (rostoucí na stromech) a jedovaté druhy. Vyjma těchto druhů byla nejvyšší zjištěná hodnota 16 mg/kg opět u klouzku Belliniho. Tento druh kumuluje ve vysoké míře též rubidium a cesium, lze ho považovat za druh se zvláštním absorpčním chováním (Campos et al., 2012).

V Rumunsku naopak naměřili nižší hodnoty než my. Koncentrační interval stroncia zde byl 0,008 až 0,390 mg/kg. Naše hodnoty tedy byly minimálně o řád vyšší, než hodnoty z rumunské studie (Zavastin et al., 2018). Na tento rozdíl by mohlo mít vliv geologické podloží.

Půdy obsahovaly 3,1 až 33,6 mg/kg stroncia, ovšem v půdě odebrané v místě nálezu plodnice muchomůrky růžovky s vysokým obsahem Sr bylo stanoveno 136,0 mg/kg stroncia. Lokalita nálezů tohoto vzorku se nachází v těsné blízkosti vodního rezervoáru. Dle geologické mapy byl vzorek nalezen v oblasti, kde je půda tvořena písčitohlinitým až hlinitopísčitým sedimentem. Ostatní vzorky byly odebrány v místech, kde půda obsahuje spíše slepence, droby, arkózy a pískovce (www.geology.cz). Je tedy možné, že vysoký nález stroncia ve vzorku houby i půdy může mít souvislost s geologickým podložím. Množství stroncia v muchomůrce růžovce je desetkrát vyšší, než je průměr obsahu stroncia v ostatních vzorcích. V půdě odebrané v místě nálezů tohoto vzorku jsme stanovili stroncia téměř sedmkrát více oproti průměru ostatních vzorků.



Obrázek 8: Koncentrace stroncia v jednotlivých vzorcích hub a půd (vlastní výzkum)

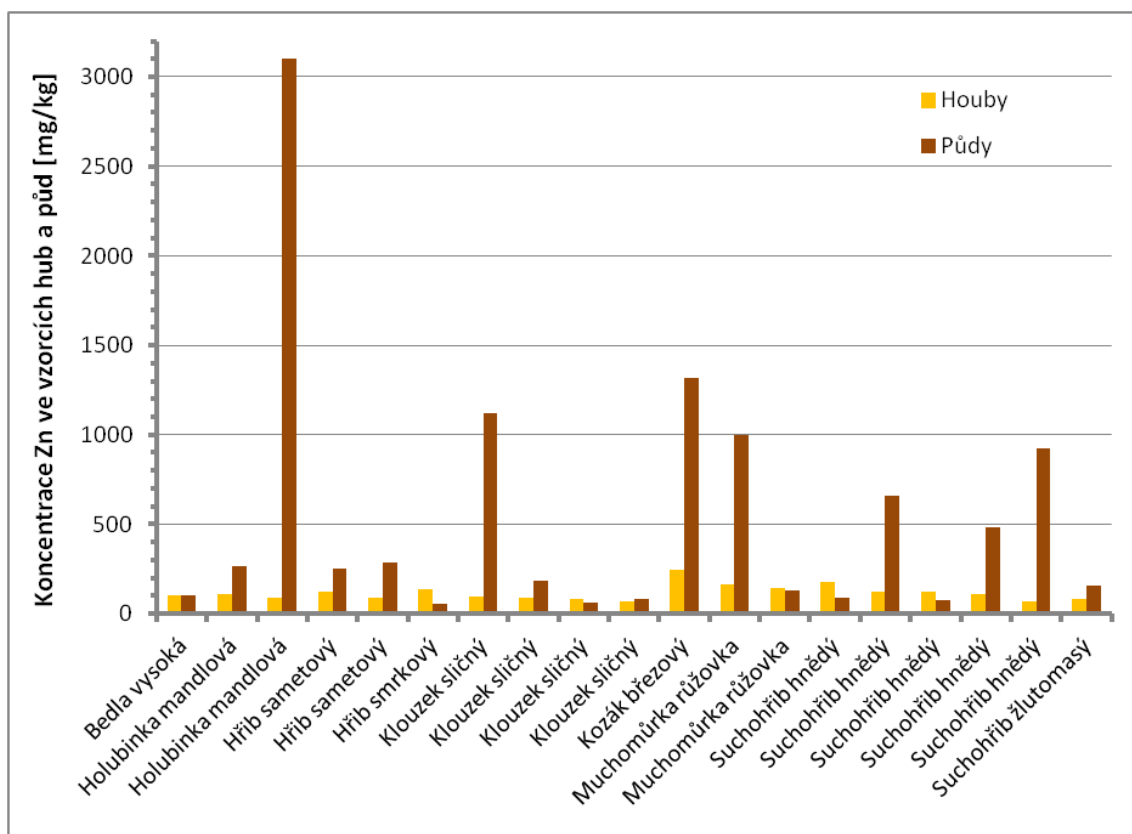
7.6 Zinek

Zinek se v plodnicích hub nacházel v koncentračním rozmezí 68,7 až 245,0 mg/kg. Nejvyšší absorpční schopnost projevil vzorek druhu *Leccinum scabrum* (kozák březový), ostatní druhy obsahovaly méně než 200 mg/kg zinku, což je poměrně běžné, neboť ve všech živých organismech se zinek nachází fyziologicky, ba dokonce je pro ně nezbytný (Burch et al., 1975). Kozák březový je mykorrhizní typ houby, avšak zinek bývá lépe kumulován saprofytickými druhy (Campos et al., 2012). Zmíněný vzorek kozáka březového byl však odebrán v blízkosti silnice, což může souviset s vyšším obsahem zinku. Zinek se uvolňuje z pneumatik, brzd, nebo při spalování uhlí a dalších organických látek, proto je pravděpodobné, že vzorek mohl být bodově kontaminován zplodinami z automobilové dopravy (Vojtěšek et al., 2009).

Obvyklé množství zinku v houbách je 30 až 150 mg/kg (Kalač a Svoboda, 2000). Podobné hodnoty jsou uvedeny ve studii ze španělského Ciudad Real, a to 15 až 122 mg/kg. Výsledky našich vzorků tyto hodnoty lehce převyšují, což může souviset s přítomností některých minerálů v půdě, například sfaleritu (sulfid zinečnatý), který se na Příbramsku vyskytuje hojně (Smolová, 2016). Naše hodnoty se podobají výsledkům

analýzy vzorků z Turecka z černomořské oblasti, kde stanovili minimálně 34,4 mg/kg a maximálně 225 mg/kg zinku. V analýze hub z Rumunska bylo množství zinku ve vzorcích od 77,3 do 188 mg/kg (Zavastin et al., 2018). Ani tyto výsledky se od námi stanovených hodnot výrazně neliší. V provincii Yunnan v Číně stanovili zinku v houbách podstatně méně. Nejnižší množství bylo 8,71 mg/kg ve vzorku *Tricholoma matsutake* (čirůvka větší), nejvyšší (59,53 mg/kg) v *Russula vinosa Lindbl* (holubinka tečkovaná). V této studii vyšlo nižší koncentrační rozmezí, než v kterékoli jiné studii (Liu et al., 2015). Ve vzorcích hub nasbíraných v Nigérii bylo stanoveno 63,81 až 92,49 mg/kg zinku (Alofe et al., 1996). Tyto hodnoty jsou v souladu se spodní hranicí hodnot z naší studie.

Vysoké množství zinku obsahoval i vzorek půdy odebraný v místě nálezu výše zmíněného kozáka březového, a to 1320 mg/kg. Ostatní vzorky půd obsahovaly 54,1 mg/kg až 1120 mg/kg zinku, s výjimkou vzorku označeného PR19-19P, který obsahoval 3100 mg/kg zinku. Tento vzorek byl odebrán spolu s houbou *Russula vesca* (holubinka mandlová) též nedaleko silnice, důvod vysokého obsahu zmíněného prvku je tedy zřejmě stejný, jako je tomu u vzorku kozáka březového. Ačkoliv je v této půdě obsah zinku téměř trojnásobný oproti půdě odebrané spolu s kozákem březovým, u vzorků hub je tomu naopak – kozák březový obsahoval téměř třikrát více zinku než holubinka mandlová. Tento druh houby tedy zinek příliš nekumuluje.



Obrázek 9: Koncentrace zinku v jednotlivých vzorcích hub a půd (vlastní výzkum)

7.7 Měď

Co se týče mědi, v houbách jsme ji stanovili v koncentracích od 10,1 do 255,0 mg/kg. Nejvyšší hodnota byla zjištěna u druhu *Macrolepiota procera* (bedla vysoká), druhou nejvyšší koncentraci mědi měl *Boletus edulis* (hřib smrkový), a to 117,0 mg/kg. Ostatní vzorky hub obsahovaly maximálně 82,1 mg/kg mědi. Bedla vysoká je sama o sobě bohatým zdrojem minerálních látek, mezi něž patří i měď. Stejně tak hřib smrkový může tento prvek obsahovat přirozeně ve své plodnici. Navíc bedla vysoká patří mezi saprofytické houby, které přirozeně lépe absorbují měď (Campos et al., 2012).

Měď byla stanovována v houbách na Příbramsku již v letech 1987 – 1989. Výsledky analýzy byly tehdy oproti výsledkům studií z jiných (méně znečištěných) oblastí ČR vyšší. Bylo tomu tak zejména proto, že v době odběru vzorků byly půdy ještě kontaminovány dřívější, ekologicky méně šetrnou, hutnickou činností (Kalač et al., 1991). Předpokládali jsme, že vzhledem k dostupným technologiím budou v dnešní době výsledné hodnoty mědi podstatně nižší, než tomu bylo před 30 lety. Ovšem ve

většinou případů je tomu právě naopak, množství mědi v houbách má vzrůstající trend, jak můžeme vidět v tabulce 7.

Tabulka 7: Průměrné množství mědi (mg/kg) v jednotlivých druzích hub v daném období a lokalitě (v závorce je u každé hodnoty uveden počet analyzovaných vzorků).

Druh houby	Podlesí v letech 1987 - 1989	Republikový průměr	Podlesí v roce 2019
Hřib smrkový	52 (5)	27 (20)	117 (1)
Suchohřib hnědý	42 (19)	40 (25)	42 (5)
Klouzek sličný	27 (11)	22 (7)	43 (4)
Kozák březový	18 (20)	13 (7)	22 (1)
Bedla červenající/vysoká	280 (8)	110 (10)	255 (1)
Muchomůrka růžovka	41 (8)	37 (12)	59 (2)

Zdroj: Kalač et al., 1991; vlastní výzkum

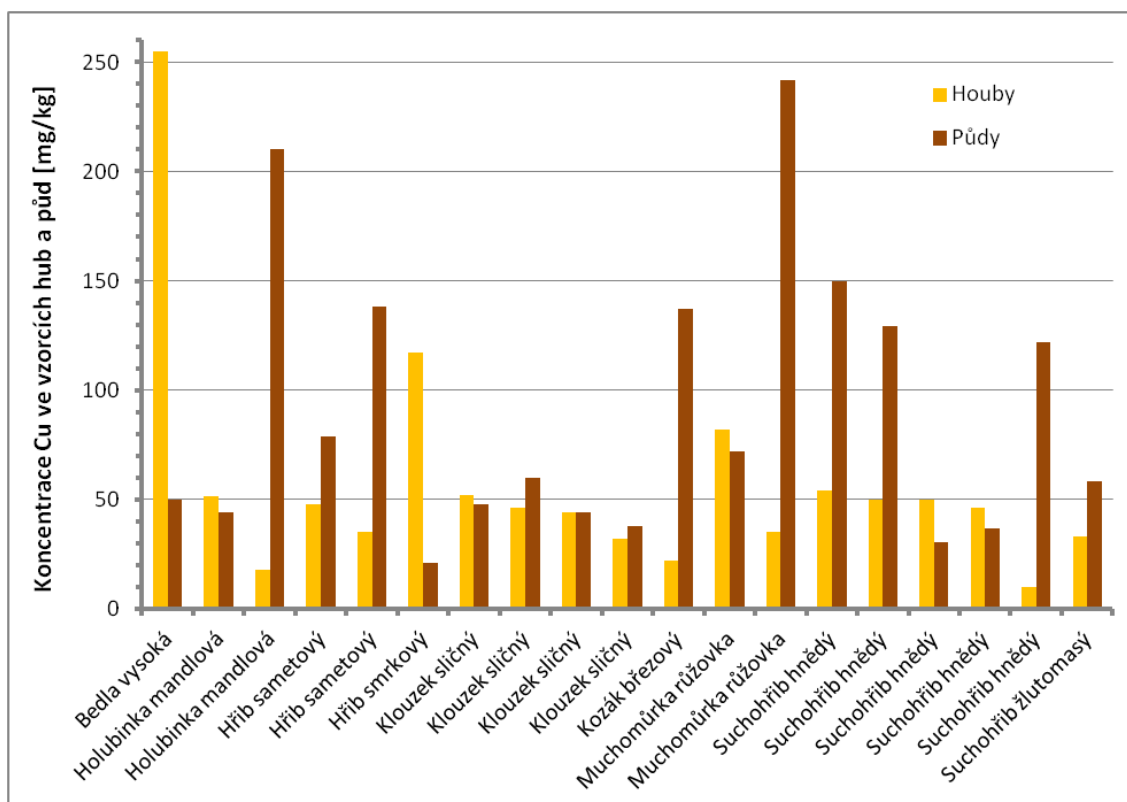
I ve zmíněné studii Kalače z roku 1991 kumulovala nejvíce mědi bedla. Skutečnost, že má tento druh skutečně vysokou absorpční schopnost vůči mědi, je potvrzena i tím, že v půdě se vyskytovalo mědi daleko méně než v plodnici. Například holubinka, muchomůrka nebo některé hříby kumulovaly měď daleko méně i přesto, že v půdě bylo prvku stanoveno mnohem více, než tomu bylo v případě mědi.

Měď má vysokou afinitu k organickým částicím v půdě, proto je její koncentrace nejvyšší v povrchových vrstvách půdy. Její přítomnost a množství závisí na složení půdy a obsahu organických složek (humusu). Váže se také na organické látky v půdní tekutině, čímž může snadno pronikat do plodnic hub. Zdrojem mědi v půdě mohou být též agrochemikálie a průmyslové emise, což by mohlo být příčinou současného nárůstu mědi v houbách (Makovníková et al., 2006).

Běžné množství mědi v houbách se pohybuje od 10 do 70 mg/kg (Kalač a Svoboda, 2000). V souladu s tímto tvrzením jsou studie z Rumunska a jižní Afriky. V Rumunsku stanovili 15,8 až 64,1 mg/kg mědi v houbách. Nejvíce mědi kumuloval druh *Cantharellus cibarius* – liška obecná (Zavastin et al., 2018), v jižní Africe v oblasti Brits to bylo 17,45 až 51,30 mg/kg (Sithole et al., 2017). Přestože v Brits jsou půdy též znečištěny těžebním průmyslem, naše hodnoty byly podstatně vyšší. Na vysoké hodnoty může mít vliv kromě blízkosti kovohutí a automobilového průmyslu opět geologické podloží.

Vyšší hodnoty byly stanoveny ve španělském Ciudad Real a v černomořské oblasti v Turecku. Ve Španělsku naměřili v houbách průměrně 25 mg/kg mědi, nejvyšší hodnota však byla 93 mg/kg u *Clitocybe maxima* (strmělka největší). V Turecku byly stanoveny koncentrace 17,5 až 122 mg/kg. Pokud bychom do analýzy nezahrnuli bedlu vysokou, naše hodnoty by se s touto studií téměř shodovaly. V čínské provincii Yunnan analýzou mědi stanovili oproti našim výsledkům nižší hodnoty, a to 1,53 až 35,68 mg/kg.

V půdách bylo naměřeno 21,0 až 242,0 mg/kg mědi, nejvyšší a nejnižší koncentrace tedy byly srovnatelné s koncentracemi v houbách. Ovšem průměrně bylo mědi v půdách oproti houbám více.



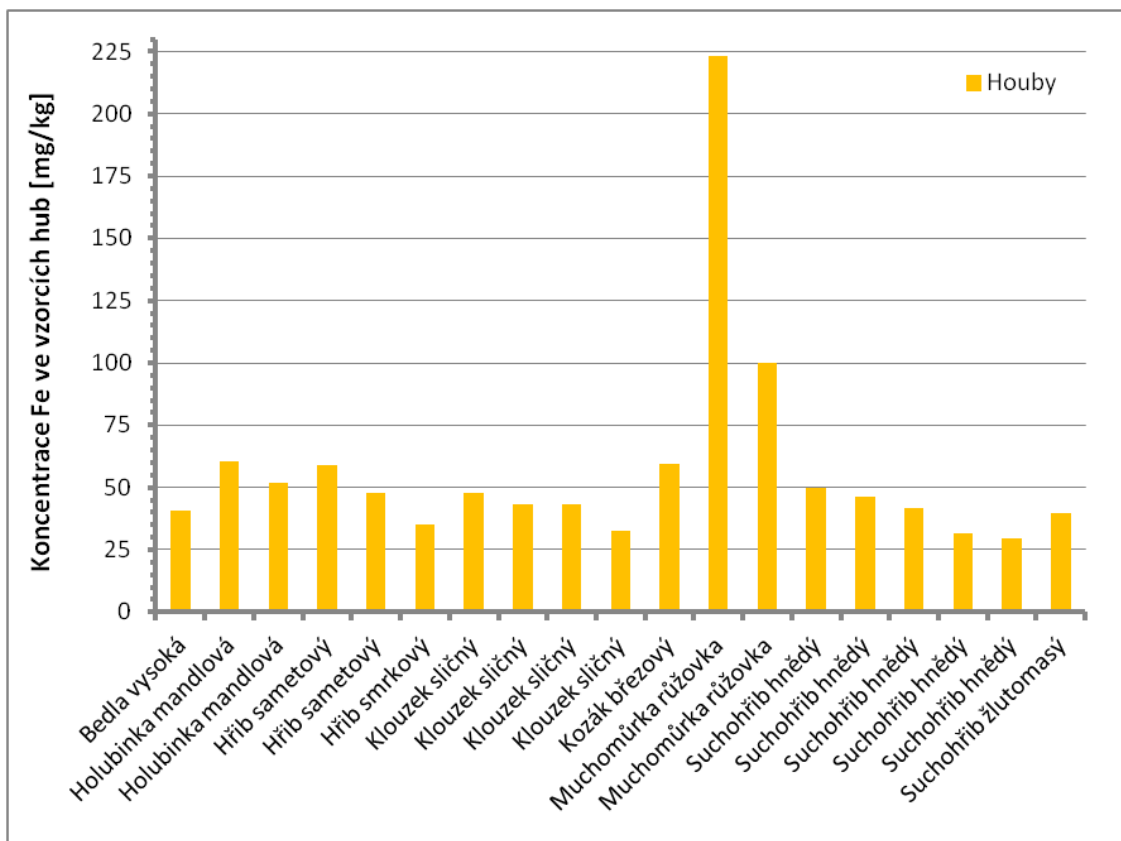
Obrázek 10: Koncentrace mědi v jednotlivých vzorcích hub a půd (vlastní výzkum)

7.8 Železo

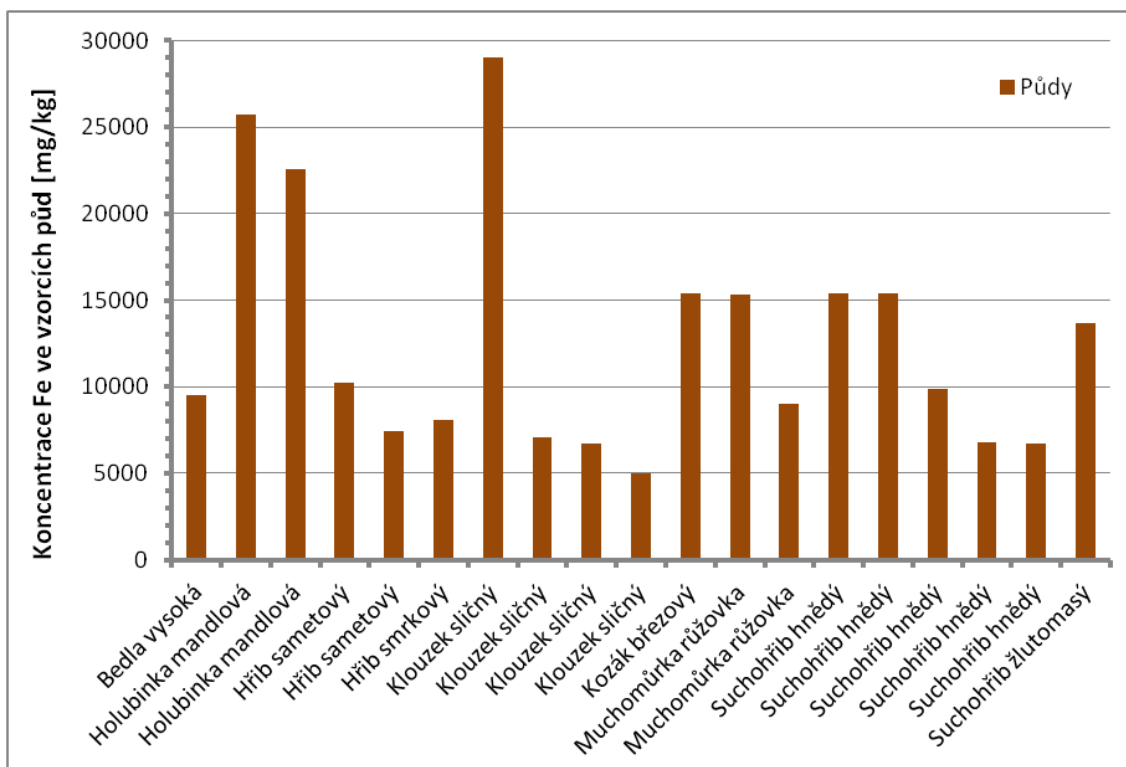
Dále jsme stanovovali koncentrace železa ve vzorcích. V množství železa v houbách a půdách byly velké rozdíly, proto zde kvůli přehlednosti bylo nutné vytvořit dva grafy. V houbách jsme zaznamenali nejvyšší obsah železa u dvou vzorků *Amanita rubescens* (muchomůrky růžovky), a to 223,0 mg/kg a 100,0 mg/kg. Půdy odebrané

v místech nálezů těchto vzorků však ve srovnání s jinými vzorky příliš železa neobsahovaly, je zde tedy patrná vysoká kumulační schopnost muchomůrky růžovky. Ostatní druhy obsahovaly srovnatelné množství železa v rozmezí od 29,5 do 60,7 mg/kg. Porovnáme-li tyto výsledky se studií z Turecka (97,2 – 3919 mg/kg) nebo se studií z čínské provincie Yunnan (2,00 – 826,50 mg/kg), můžeme říci, že výsledky naší analýzy železa v houbách jsou poměrně nízké (Türkmen a Budur, 2018; Liu et al., 2015). Ovšem Kalač a Svoboda (2000) uvádějí jako běžné hodnoty železa v houbách 30 – 150 mg/kg. Toto rozmezí hodnot je v souladu s našimi výsledky, vyjma jednoho vzorku muchomůrky růžovky. Námí zjištěné množství železa ve vzorcích druhu *Amanita rubescens* se spíše podobá analýze hub z Rumunska, které obsahovaly 118 – 221 mg/kg železa. V této studii nejméně železa obsahoval vzorek druhu *Boletus edulis* (hřib smrkový), který i v naší studii obsahoval železa poměrně málo (35,3 mg/kg). Je tedy patrné, že hříby obecně kumulují železo v malé míře (Zavastin et al., 2018). Naopak v Nigérii bylo železa v houbách menší množství, a to pouze 2,00 – 20,00 mg/kg (Alofe et al., 1996), což je dokonce méně než *Xerocomus badius* (suchohřib hnědý) z Podlesí, který obsahoval nejméně železa z námi analyzovaných vzorků (29,5 mg/kg).

V půdách bylo železa stanoveno daleko více. Jelikož se jedná o geologicky velice hojný prvek, byly vysoké výsledky analýzy předem předpokládány (Abbaspour et al., 2014). Nejnižší množství bylo 5010 mg/kg a nejvyšší 29000,0 mg/kg. Železo se v půdě nachází ve formě především oxidů, sulfidů, fosfátů a silikátů, největší podíl však nalezneme v pevně vázané formě v krystalické mřížce různých minerálů (pyrit, siderit, limonit atd.). V přítomnosti vzdušného kyslíku a železitých bakterií v půdě dochází ke zvětrávání a oxidaci minerálů obsahujících železo. Trojmocné železo je pak uvolňováno do půdy a jeho celkový obsah je zde vysoký (Richter, 2007).



Obrázek 11: Koncentrace železa v jednotlivých vzorcích hub (vlastní výzkum)



Obrázek 12: Koncentrace železa v jednotlivých vzorcích půd (vlastní výzkum)

7.9 Mangan

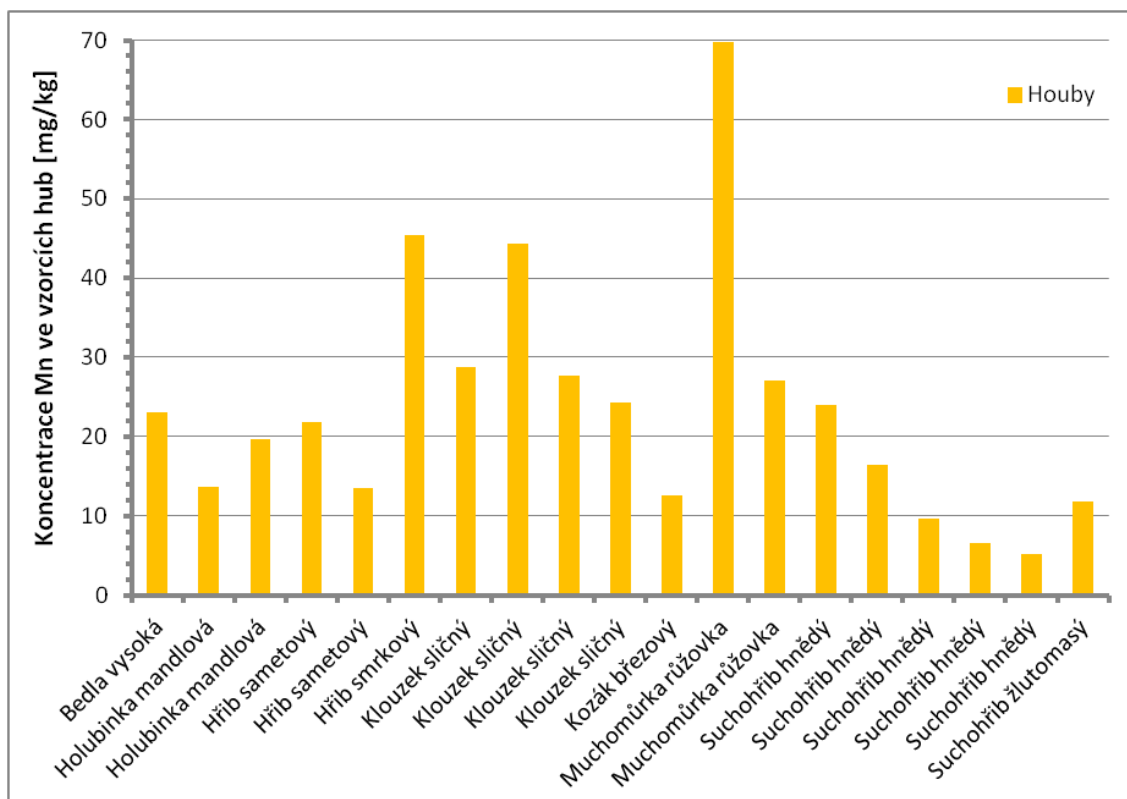
Posledním stanovovaným prvkem byl mangan. I zde máme kvůli přehlednosti dva grafy. Dle Kalače a Svobody (2000) se v houbách běžně nachází 5 – 60 mg/kg manganu. V naší studii byly stanovené koncentrace tohoto prvku v houbách od 5,2 do 69,7 mg/kg, což jsou hodnoty se zmíněnou studií srovnatelné. Kalač a Svoboda (2000) navíc ve své studii zmiňují, že mangan se nachází v plodnici a substrátu ve srovnatelném množství. Tato skutečnost však v naší studii neplatí, neboť v půdě jsme stanovili zhruba o dva řády více manganu než v houbách.

Nejvyšší koncentrace 69,7 mg/kg byla naměřena ve vzorku *Amanita rubescens* (muchomůrka růžovka), stejně jako tomu bylo v případě železa.

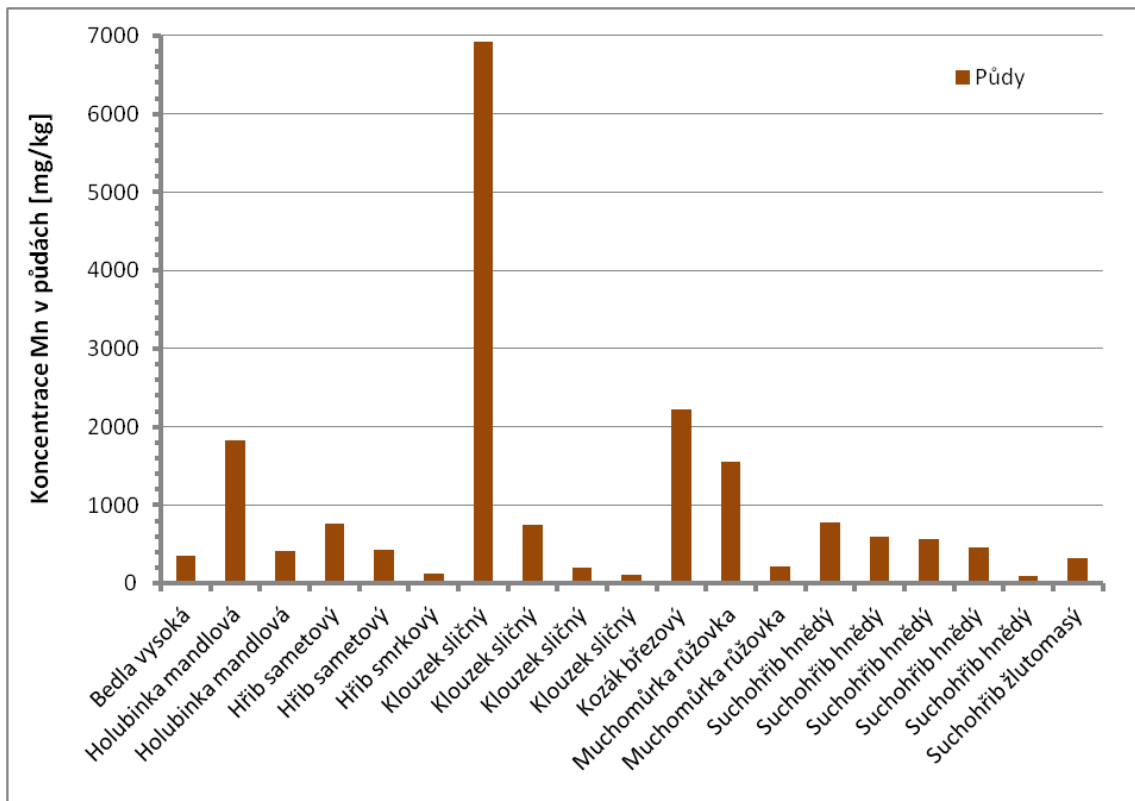
V rumunské studii bylo v houbách stanoveno 26,8 – 54,7 mg/kg manganu. Ostatní zmíněné studie měly rozsah koncentrací širší. Například v Yunnan v Číně bylo v houbách stanoveno 1,54 – 110,50 mg/kg. Nejvyšší obsah manganu měl *Tuber indicum* (asijský lanýž), který v našich podmínkách nenajdeme. Druhá nejvyšší hodnota byla shledána u *Morchella angusticeps* (smrž úzkohlavý), a to 50,28 mg/kg, což je již s naší studií srovnatelné (Liu et al., 2015). V Turecku se pohybovalo množství manganu v houbách od 4,61 do 102 mg/kg (Türkmen a Budur, 2018). Nejvyšší hodnoty manganu stanovili v jižní Africe v oblasti Brits, a to konkrétně 6,84 až 459,2 mg/kg. Analýza se týkala pečárky dvouvýtrusé – *Agaricus bisporus* (Sithole et al., 2017). Tento druh houby jsme v naší analýze neměli.

V případě manganu mají houby poměrně nízkou kumulační schopnost, neboť v půdách jsme naměřili daleko větší množství tohoto prvku než v houbách. Obecně platí, že mangan je mezi stopovými prvky v půdě a zemské kůře jeden z nejhodnějších (Burch et al., 1975). Interval stanovených koncentrací byl od 99,9 do 6930,0 mg/kg. Velmi vysoké množství manganu bylo stanoveno u čtyř vzorků, které byly odebrány společně s těmito houbami: *Amanita rubescens* (muchomůrka růžovka) – 1550,0 mg/kg, *Russula vesca* (holubinka mandlová) – 1830,0 mg/kg, *Leccinum scabrum* (kozák březový) – 2220,0 mg/kg a *Suillus grevillei* (klouzek sličný) – 6930,0 mg/kg. Nález v půdě odebrané spolu s klouzkem sličným byl oproti ostatním vzorkům mimořádně vysoký. Pro kontrolu jsme tento vzorek měřili dvakrát, možná kontaminace se však neprokázala. Obsah manganu v klouzku odebraném na stejném místě byl průměrný, tento druh tedy na rozdíl od muchomůrky růžovky mangan nekumuluje. Množství manganu v ostatních vzorcích půd mělo hodnotu v řádu stovek mg/kg. Každý ze čtyř výše zmíněných vzorků

byl odebrán v jiném lese. Dva vzorky byly odebrány u silnice, jeden poblíž vodního rezervoáru a jeden uprostřed lesa, původ vysokého obsahu manganu pravděpodobně nemá spojitost s druhem houby ani přírodními podmínkami místa nálezů.



Obrázek 13: Koncentrace manganu v jednotlivých vzorcích hub (vlastní výzkum)



Obrázek 14: Koncentrace manganu v jednotlivých vzorcích půd (vlastní výzkum)

8 Závěr

Hlavním cílem mé bakalářské práce bylo stanovit množství osmi kovů ve vzorcích jedlých hub nasbíraných v blízkosti kovohutí v Podlesí u Příbrami.

Nejprve jsem v rámci teoretické části shrnula informace o tématu, tzn. o houbách, analyzovaných kovech, metodě a lokalitě odběru vzorků. V podkapitolách jednotlivých kovů jsem uvedla některé studie autorů z různých oblastí světa a výsledky své práce s nimi v diskuzi porovnávala.

V praktické části jsem se zabývala vlastním procesem analýzy od odběru vzorků, přes sušení, mletí, mikrovlnný rozklad, až po stanovení jednotlivých prvků metodou AAS. Spolu se vzorky hub jsem analyzovala též vzorky půd, následně jsem porovnávala také množství kovů v houbách a příslušných půdách. Cíle tedy byly splněny.

Co se týče kovů, kterými jsme se v naší studii zabývali, jejich výskyt v houbách na Příbramsku je vyšší, než je vhodné ke konzumaci, avšak v porovnání s jinými zmíněnými lokalitami není nijak extrémně zvýšený. Méně příznivé výsledky bychom pravděpodobně dostali, pokud bychom se zajímali například o olovo nebo kadmium, vezmeme-li v úvahu zaměření zdejšího hutnického závodu. V rámci prvků, které jsme stanovovali, tedy nemůžeme potvrdit hypotézu číslo jedna.

Přesto však některé výsledky stojí za zmínku. V rámci jednotlivých druhů byla nejvíce kumulujícím druhem muchomůrka růžovka (*Amanita rubescens*). V naší studii jsme měli dva vzorky tohoto druhu. Množství přítomných kovů v plodnici bylo ovlivněno i místem nálezu: geologickým podložím, hustotou provozu v blízkosti místa nálezu, množstvím spadu a podzemní vody, vzdáleností od kovohutí atd. Obecně však můžeme říci, že muchomůrka růžovka je oproti jiným druhům významným kumulátorem stroncia, lithia, železa a manganu. Ve sledované lokalitě tedy rozhodně není vhodné obzvlášť tento druh sbírat a využívat k přípravě pokrmů.

Rubidium a cesium bylo nejlépe kumulováno klouzkem sličným (*Suillus grevillei*), který naopak obsahoval málo zinku. Nejchudším prvkem na esenciální stopové prvky, tzn. měď, železo a mangan, byl suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*). Tento druh je v našich podmínkách poměrně hojný, avšak na zmíněné stopové prvky není příliš bohatý. V naší studii jsme měli pět zástupců tohoto druhu. Co se týče rubidia a cesia, tyto prvky byly v plodnicích stanoveny ve vyšším množství. Bohužel není dostatek informací ohledně konzumace hub s vysokým obsahem rubidia, proto nelze potvrdit ani

vyložit, zda je vhodné jej konzumovat. Maximální přípustná míra konzumace hub s vysokým obsahem rubidia by mohla být námětem pro další výzkum.

Nejméně stroncia a lithia obsahoval hřib smrkový (*Boletus edulis*). Tento druh zastupoval v naší analýze pouze jeden vzorek. Na rozdíl od zmíněných prvků však obsahoval zvýšené množství cesia.

Co se týče mědi, která byla ve stejné oblasti analyzována již před třiceti lety, můžeme říci, že její obsah v houbách neklesl, ba naopak v mnoha případech překvapivě stoupl. Nelze tedy jednoznačně potvrdit ani druhou hypotézu.

Třetí hypotézu však potvrdit můžeme, neboť studie ukázala, že na zájmové lokalitě se analyzované kovy ve zvýšených koncentracích v půdách i houbách vyskytují nadále, a je velice pravděpodobné, že ještě dlouhá léta budou.

Pro získání pozoruhodnějších výsledků by bylo do budoucna vhodné změřit v těchto vzorcích koncentrace dalších kovů, zejména olova či kadmia a porovnat je s výsledky studie z roku 1991. Tyto prvky však nelze změřit pomocí plamenové AAS, proto nemohly být do naší studie zahrnuty. Pro jejich stanovení je nutné použít elektrotermickou atomizaci.

Seznam zdrojů

1. ABBASPOUR N., HURRELL R., KELISHADI R., 2014. Review on iron and its importance for human health [online]. *Journal of Research in Medical Sciences* [cit. 2019-04-09]. 19(2), 164–174. ISSN 1735-7136. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3999603/>
2. ALOFE F. V., ODEYEMI O., OKE O. L., 1996. Three edible wild mushrooms from Nigeria: Their proximate and mineral composition [online]. *Plant Foods for Human Nutrition* [cit. 2019-01-10]. 49(1), 63–73. ISSN 1573-9104. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9139305>
3. ANGELOVA M., ASENOVA S., NEDKOVA V., KOLEVA-KOLAROVA R., 2011. Copper in the Human Organism [online]. *Trakia Journal of Sciences* [cit. 2019-09-20]. 9(1), 88-98. ISSN 1313–3551. Dostupné z: <https://pdfs.semanticscholar.org/c297/fe9c309e040998c4d096c092c9e81256c7fc.pdf>
4. ASSUBAIE F. N., 2015. Assessment of the levels of some heavy metals in water in Alahsa Oasis farms, Saudi Arabia, with analysis by atomic absorption spectrophotometry [online]. *Arabian Journal of Chemistry* [cit. 2019-09-20]. 8(2), 240–245, doi:10.1016/j.arabjc.2011.08.018. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878535211002310>
5. BOROVIČKA J., 2007. Houby a stopové prvky [online]. *Vesmír* [cit. 2019-12-11]. 86(8), 508–511. ISSN 1214-4029. Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2007/cislo-8/houby-stopove-prvky.html>
6. BURCH R. E., HAHN H. K. J., SULLIVAN J. F., 1975. Newer Aspects of the Roles of Zinc, Manganese, and Copper in Human Nutrition [online]. *Clinical Chemistry* [cit. 2019-12-20]. 21(4), 501–520. ISSN 0009-9147. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1090398>

7. BURGER A., LICHTSCHEIDL I., 2018. Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation [online]. *Science of the Total Environment* [cit. 2019-09-20]. 618, 1459–1485, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.09.298. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717326499>

8. BURGER A., LICHTSCHEIDL I., 2019. Strontium in the environment: Review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes [online]. *Science of the Total Environment* [cit. 2019-12-11]. 653, 1458–1512, doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.312. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718342086>

9. CAMPOS J. A., DE TORO J. A., PÉREZ DE LOS REYES C., AMORÓS J. A., GARCÍA-MORENO R., 2012. Lifestyle Influence on the Content of Copper, Zinc and Rubidium in Wild Mushrooms [online]. *Applied and Environmental Soil Science* [cit. 2019-05-12]. 1–6, doi:10.1155/2012/687160. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/257131745> Lifestyle Influence on the Content of Copper Zinc and Rubidium in Wild Mushrooms

10. CROSSGROVE J., ZHENG W., 2004. Manganese toxicity upon overexposure [online]. *NMR in Biomedicine* [cit. 2019-11-24]. 17, 544–553, doi:10.1002/nbm.931. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15617053>

11. ČŮTA F., POPL M., HEJTMÁNEK M., KARLÍK M., KSANDR M., KUČERA Z., POLEJ B., VOLKA K., 1986. *Instrumentální analýza*. 1. vydání. Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury. 296 s.

12. DAS N., 2005. Heavy metals biosorption by mushrooms [online]. *Natural Product Radiance* [cit. 2019-10-15]. 4(6), 454–459. ISSN 0975-1092. Dostupné z: <https://pdfs.semanticscholar.org/0cf9/889e0d096b66a1c93001149e16f9d9132516.pdf>

13. DE ASSUNÇÃO L. S., DA LUZ J. M., DA SILVA M. de C., VIEIRA P. A., BAZZOLLI D. M., VANETTI M. C., KASUYA M. C., 2012. Enrichment of mushrooms: An interesting strategy for the acquisition of lithium [online]. *Food Chemistry* [cit. 2019-09-20]. 134(2), 1123–1127, doi: 10.1016/j.foodchem.2012.03.044. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23107736>
14. FRYŠ J., 2018. *Hornická Příbram v proměnách času*. 1. vydání. Plzeň: Starý most s.r.o. 203 s. ISBN 978-80-87338-90-2.
15. GARIBOVA L., SVRČEK M., BAIER J., 1985. *Houby: poznáváme, sbíráme, upravujeme*. 1. vydání. Praha: Lidové nakladatelství; 304 s. ISBN 26-052-85.
16. Geologické a geovědní mapy. *Geologická mapa* [online]. Česká geologická služba. [cit. 2020-02-22]. Dostupné z: http://www.geology.cz/app/ciselniky/lokalizace/show_map.php?mapa=g50&y=780200&x=1082400&r=2000&s=1&legselect=0
17. GIANNACCINI G., BETTI L., PALEGO L., MASCIA G., SCHMID L., LANZA M., MELA A., FABBRINI L., BIONDI L., LUCACCHINI A., 2012. The trace element content of top-soil and wild edible mushroom samples collected in Tuscany, Italy [online]. *Environmental Monitoring and Assessment* [cit. 2019-10-15]. 184(12), 7579–7595. ISSN 1573-2959. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-012-2520-5>
18. GREENWOOD N. N., EARNSHAW A., 1993. *Chemie prvků*. Přeložil František JURŠÍK. 1. vydání. Praha: Informatorium. 793 s. ISBN 80-85427-38-9.
19. GRYNDLER M., BALÁŽ M., HRŠELOVÁ H., JANSÁ J., VOSÁTKA M., 2004. *Mykorhizní symbióza. O soužití hub s kořeny rostlin*. 1. vydání. Praha: Academia. 366 s. ISBN 80-200-1240-0.
20. JAPAN RADIOISOTOPE ASSOCIATION, 2011. *Radioisotope Pocket Data Book*. 11. vydání. Tokio: Maruzen; 22–100 s. ISBN 978-4-89073-211-1.

21. JELÍNEK J., ZICHÁČEK V., 1996. *Biologie*. 1. vydání. Olomouc: FIN Publishing. 415 s. ISBN: 80-86002-01-2.
22. KAFKA Z., PUNČOCHÁŘOVÁ J., 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita [online]. *Chemické listy* [cit. 2019-12-20]. 96, 611–617. ISSN 1213-7103. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2002_07_05.pdf
23. KAKON A. J., CHOUDHURY M. B. K., SAHA S., 2012. Mushroom is an Ideal Food Supplement [online]. *Journal of Dhaka National Medical College & Hospital* [cit. 2019-10-15]. 18(1), 58–62. ISSN 2408-8625. Dostupné z: <https://pdfs.semanticscholar.org/9a70/989fd2b6c5717f1eb1a67ea3176a454553f2.pdf>
24. KALÁČ P., BURDA J., STAŠKOVÁ I., 1991. Concentration of lead, cadmium, mercury and copper in mushrooms in the vicinity of a lead smelter. *The Science of the Total Environment*. 105, 109–119. ISSN 0048-9697.
25. KALÁČ P., SVOBODA L., 2000. A review of trace element concentrations in edible mushrooms [online]. *Food Chemistry* [cit. 2019-10-20]. 69, 273–281. doi:10.1016/S0308-8146(99)00264-2. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308814699002642>
26. KALÁČ P., 2001. A review of edible mushroom radioactivity [online]. *Food Chemistry* [cit. 2019-10-20]. 75, 29–35. ISSN 2590-575. Dostupné z: <http://kch.zf.jcu.cz/vyzkum/publikace/separaty/2001-0035.pdf>
27. KOBAYASHI D., KAKINOUCI K., NAGAE T., NAGAI T., SHIMURA K., HAZAMA A., 2017. Cesium reversibly suppresses HeLa cell proliferation by inhibiting cellular metabolism [online]. *FEBS letters* [2019-12-20]. 591, 718–727. doi:10.1002/1873-3468.12579. Dostupné z: <https://febs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/1873-3468.12579>

28. KOIKE Y., HAGIWARA K., NAKAMURA T., 2017. Enhancement of the atomic absorbance of Cr, Zn, Cd, and Pb in metal furnace atomic absorption spectrometry using absorption tubes [online]. *Analytical Chemistry Research* [cit. 2019-09-15]. 11, 9–12. doi:10.1016/j.ancr.2016.11.004. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214181216300295>
29. KOT F. S., 2018. On the rubidium and lithium content and availability in the sub-arid south-eastern Mediterranean: potential health implications [online]. *Environmental Geochemistry and Health* [cit. 2019-10-20]. 40(5), 1841–1851. ISSN 1573-2983. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10653-018-0134-8>
30. Kovohutě Příbram. *Kovohutě Příbram* [online]. [cit. 2019-09-09]. Dostupné z <http://www.kovopb.cz/>
31. KRÍŽEK M., ŠÍMA J., 2015. *Analytická chemie*. 1. vydání. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 214 s. ISBN 978-80-7394-486-5.
32. KUWAHARA CH., FUKUMOTO A., OHSONE A., FURUYA N., SHIBATA H., SUGIYAMA H., KATO F., 2005. Accumulation of radiocesium in wild mushrooms collected from a Japanese forest and cesium uptake by microorganisms isolated from the mushroom-growing soils [online]. *Science of The Total Environment* [cit. 2019-10-20]. 345(1–3), 165–173. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.10.022. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969704007247>
33. LIU B., HUANG Q., CAI H., GUO X., WANG T., GUI M., 2015. Study of heavy metal concentrations in wild edible mushrooms in Yunnan Province, China [online]. *Food Chemistry* [cit. 2019-04-09]. 188, 294–300. doi:10.1016/j.foodchem.2015.05.010. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26041195>

34. MADER P., ČURDOVÁ E., 1997. Metody rozkladu biologických materiálů pro stanovení stopových prvků [online]. *Chemické listy* [cit. 2019-10-15]. 91, 227–236. ISSN 1213-7103. Dostupné z: http://chemicke-listy.cz/docs/full/1997_04_227-236.pdf
35. MAKOVNÍKOVÁ J., BARANČÍKOVÁ G., DLAPA P., DERCOVÁ K., 2006. Anorganické kontaminanty v půdním ekosystému [online]. *Chemické listy* [cit. 2020-02-03]. 100, 424–432. ISSN 1213-7103. Dostupné z: <http://www.chemicke-listy.cz/ojs3/index.php/chemicke-listy/article/view/1919/1919>
36. Mapy.cz. *Mapy.cz* [online]. [cit. 2020-01-07]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?x=13.9753327&y=49.7049324&z=16&source=pubt&id=15265390>
37. Město Příbram. *Město Příbram* [online]. Příbram, 2020 [cit. 2020-01-24]. Dostupné z: <https://pribram.eu/zivot-ve-meste/zivotni-prostredi/prirodni-podminky-pribrami.html>
38. NABESHI H., TSUTSUMI T., UEKUSA Y., HACHISUKA A., MATSUDA R., TESHIMA R., 2015. Surveillance of Strontium-90 in Foods after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident [online]. *Journal of the Food Hygienic Society of Japan* [cit. 2019-05-06]. 56(4), 133–134. doi:10.3358/shokueishi.56.133. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26346857>
39. NĚMCOVÁ I., ČERMÁKOVÁ L., RYCHLOVSKÝ P., 1997. *Spektrometrické analytické metody I*. 1. vydání. Praha: Univerzita Karlova, vydavatelství Karolinum. 166 s. ISBN 80-7184-365-2.
40. RICHTER R., 2007. Železo v půdě. Živinný režim půd [online]. *Multimediální učební text pro Mendelovu univerzitu v Brně, Ústav agrochemie a výživy rostlin* [cit. 2020-02-09]. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_fe.htm

41. RUBIO C., MARTÍNEZ C., PAZ S., GUTIÉRREZ A. J., GONZÁLEZ-WELLER D., REVERT C., BURGOS A., HARDISSON A., 2018. Trace element and toxic metal intake from the consumption of canned mushrooms marketed in Spain [online]. *Environmental Monitoring and Assessment* [cit. 2019-04-09]. 190(4): 237, 1–10. doi:10.1007/s10661-018-6614-6. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29564562>
42. SIRAJ K., KITTE S. A., 2013. Analysis of Copper, Zinc and Lead using Atomic Absorption Spectrophotometer in ground water of Jimma town of Southwestern Ethiopia [online]. *International Journal of Chemical and Analytical Science* [cit. 2020-01-06]. 4(4), 201–204. doi:10.1016/j.ijcas.2013.07.006. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0976120913000326>
43. SITHOLE S. C., MUGIVHISA L. L., AMOO S. O., OLOWOYO J. O., 2017. Pattern and concentrations of trace metals in mushrooms harvested from trace metal-polluted soils in Pretoria, South Africa [online]. *South African Journal of Botany* [cit. 2019-05-20]. 108, 315–320. doi:10.1016/j.sajb.2016.08.010. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0254629915327496>
44. SMOLOVÁ V., 2016. *Příbram*. 1. vydání. Praha: Nakladatelství lidové noviny. 687 s. ISBN 978-80-7422-489-8.
45. SVOBODA L., CHRASTNÝ V., 2008. Levels of eight trace elements in edible mushrooms from a rural area [online]. *Food Additives and Contaminants. Part A, Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment* [cit. 2019-09-14]. 25(1), 51–58. doi:10.1080/02652030701458519. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17852381>
46. TÜRKMEN M., BUDUR D., 2018. Heavy metal contaminations in edible wild mushroom species from Turkey's Black Sea region [online]. *Food Chemistry* [cit. 2019-04-09]. 254, 256–259. doi:10.1016/j.foodchem.2018.02.010. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308814618302322>

47. VALVERDE M. E., HERNÁNDEZ-PÉREZ T., PAREDES-LÓPEZ O., 2015. Edible mushrooms: improving human health and promoting quality life [online]. *International Journal of Microbiology* [cit. 2019-09-14]. 1–14. doi:10.1155/2015/376387. Dostupné z: <https://www.hindawi.com/journals/ijmicro/2015/376387/>
48. VETTER J., 2005. Lithium content of some common edible wild-growing mushrooms [online]. *Food Chemistry* [cit. 2019-11-12]. 90(1-2), 31–37. doi:10.1016/j.foodchem.2004.03.019. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308814604002626>
49. VINICHUK M., TAYLOR A. F. S., ROSÉN K., JOHANSON K. J., 2010. Accumulation of potassium, rubidium and caesium (^{133}Cs and ^{137}Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest [online]. *Science of the Total Environment* [cit. 2019-11-16]. 408(12), 2543–2548. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.02.024. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20334900>
50. VOJTĚŠEK M., MIKUŠKA P., VEČEŘA Z., 2009. Výskyt, zdroje a stanovení kovů v ovzduší [online]. *Chemické listy* [cit. 2020-02-26]. 103, 136–144. ISSN 1213-7103. Dostupné z: <https://docplayer.cz/4836720-Vyskyt-zdroje-a-stanoveni-kovu-v-ovzdusi-martin-vojtesek-a-b-pavel-mikuska-a-a-zbynek-vecera-a-obsah.html>
51. WANI B. A., BODHA R. H., WANI A. H., 2010. Nutritional and medicinal importance of mushrooms [online]. *Journal of Medicinal Plant Research* [cit. 2019-09-06]. 4(24), 2598–2604. doi: 10.5897/JMPR09.565. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/266012160_Nutritional_and_medicinal_importance_of_mushrooms

52. ZAVASTIN D. E., BILIUTĂ G., DODI G., MACSIM A. - M., LISA G., GHERMAN S. P., BREABĂN I. G., MIRON A., COSERI S., 2018. Metal content and crude polysaccharide characterization of selected mushrooms growing in Romania [online]. *Journal of Food Composition and Analysis* [cit. 2019-09-08]. 67, 149–158. doi:10.1016/j.jfca.2018.01.011. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0889157518300115>
53. ZHONG W. - S., REN T., ZHAO L. - J., 2016. Determination of Pb (Lead), Cd (cadmium), Cr (Chromium), Cu (Copper), and Ni (Nickel) in Chinese tea with high-resolution continuum source graphite furnace atomic absorption spectrometry [online]. *Journal of Food and Drug Analysis* [cit. 2019-06-21]. 24(1), 46–55. doi:10.1016/j.jfda.2015.04.010. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1021949815000757>

Seznam obrázků

Obrázek 1: Stavba houby.....	11
Obrázek 2: Schéma dvoupaprskového atomového absorpčního spektrofotometru.....	27
Obrázek 3: Mapa Příbramska.....	31
Obrázek 4: Mapa lokality odběru vzorků pro analýzu.....	32
Obrázek 5: Koncentrace rubidia v jednotlivých vzorcích hub a půd.....	43
Obrázek 6: Koncentrace lithia v jednotlivých vzorcích hub a půd.....	44
Obrázek 7: Koncentrace cesia v jednotlivých vzorcích hub a půd.....	46
Obrázek 8: Koncentrace stroncia v jednotlivých vzorcích hub a půd.....	48
Obrázek 9: Koncentrace zinku v jednotlivých vzorcích hub a půd.....	50
Obrázek 10: Koncentrace mědi v jednotlivých vzorcích hub a půd.....	52
Obrázek 11: Koncentrace železa v jednotlivých vzorcích hub.....	54
Obrázek 12: Koncentrace železa v jednotlivých vzorcích půd.....	54
Obrázek 13: Koncentrace manganu v jednotlivých vzorcích hub.....	56
Obrázek 14: Koncentrace manganu v jednotlivých vzorcích půd.....	57

Seznam tabulek

Tabulka 1: Limitní příjmy těžkých kovů.....	13
Tabulka 2: Názvy hub, označení vzorků a souřadnice jejich nálezu.....	35
Tabulka 3: Obsah jednotlivých kovů ve vzorcích hub.....	39
Tabulka 4: Obsah jednotlivých kovů ve vzorcích půd.....	40
Tabulka 5: Statistické zpracování výsledků pro houby.....	41
Tabulka 6: Statistické zpracování výsledků pro půdy.....	41
Tabulka 7: Průměrné množství mědi (mg/kg) v jednotlivých druzích hub v daném období a lokalitě.....	51

Seznam použitých zkratek

AAS	atomová absorpční spektrometrie
ATPáza	adenosin trifosfatáza
CNS	centrální nervová soustava
DNA	kyselina deoxyribonukleová
GSK-3	kináza glykogensyntázy-3
LDL cholesterol	nebezpečný cholesterol, který se usazuje v cévních stěnách a snižuje jejich průchodnost
p. p.	pro polovodiče (označení čistoty)