

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Obsah rizikových prvků v jedlých houbách

Diplomová práce

Anna Gollandceva

Výživa a potraviny

Mgr. Filip Polák, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Obsah rizikových prvků v jedlých houbách" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 19.4.2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu Mgr. Filipovi Polákovi, Ph.D. za odborné vedení, pomoc a rady při zpracování této práce.

Obsah rizikových prvků v jedlých houbách

Souhrn

Produkce a konzumace hub se na celém světě každým rokem zvyšuje. Houby jsou vyhledávanou potravinou díky dobrým sensorickým i výživovým vlastnostem. Obsahují nízké procento tuku a zastoupené bílkoviny obsahují všech devět esenciálních aminokyselin. Hlavní složkou jsou však polysacharidy, především chitin a β – glukan. Houby jsou také zdrojem celé řady stopových prvků a biologicky aktivních látek včetně některých vitaminů.

Přes všechny pozitivní vlastnosti však může konzumace hub představovat zdravotní riziko pro lidský organismus, jelikož houby díky svým schopnostem dokážou mobilizovat některé prvky z půdy a akumulovat je ve svých nepravých pletivech, odkud se požitím dostávají do lidského organismu.

Cílem této diplomové práce proto bylo stanovit obsah vybraných rizikových prvků (Al, As, Be, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, V a Zn) ve volně rostoucích nebo kupovaných jedlých houbách a porovnat obsahy těchto prvků v různých částech plodnice (klobouk a třeň) a stanovit rozdíl s ohledem na místo růstu (v půdě a na dřevě). Diplomová práce si rovněž dala za cíl ověřit, jestli volně rostoucí druhy hub obsahují vyšší hladiny sledovaných prvků, nebo zda tyto hladiny přesahují limity pro vznik akutních zdravotních rizik.

Pro analýzu byly použity následující vzorky divoce rostoucích jedlých hub: *Leccinum rufum*, *Lepiota procera*, *Trametes versicolor*, *Xerocomellus chrysenteron* a kupované druhy *Agaricus compestris*, *Auricularia auricula-judae*, *Lentinula edodes* a *Pleurotus ostreatus*.

Pro rozklad vzorků byla použita metoda postupné digesce a stanovení obsahu vybraných rizikových prvků probíhalo pomocí metody atomové emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem.

Na základě měření vybraných prvků byly stanoveny čtyři nejvíce zastoupené prvky – Al, Cu, Mn a Zn, které tvořily více než 90 % z celkového obsahu prvků. Průměrně dosahovaly naměřené hodnoty obsahu Al 6,47 mg/kg, výjimku tvořila *T. versicolor* s obsahem 715 mg/kg. Obsah Cu byl velmi proměnlivý, hodnoty se pohybovaly od 3,5 do 130 mg/kg, stejně tak široký rozsah byl u hodnot pro Mn od 5 do 56 mg/kg. Průměrný obsah Zn byl 60,4 mg/kg, výjimku tvořila nejnižší a nejvyšší naměřená hodnota 7,8 a 149 mg/kg u *A. auricula – judae* a *L. procera*. Zcela nejvyšší hodnota byla naměřená u *T. versicolor* pro obsah Al 715 mg/kg a u *L. procera* 130 mg/kg obsahu Cu. Oproti tomu obsah Be 0,004 mg/kg se podařilo zachytit pouze u jednoho vzorku – *X. chrysenteron* a prvky As, Co, V byly naměřené pouze u poloviny vzorků a jejich průměrné hodnoty byly 1,82; 0,06 a 0,81 mg/kg ve stejném pořadí. Průměrný obsah Ni byl 0,82 mg/kg, výjimku tvořila *T. versicolor* s hodnotou 4,27 mg/kg a hodnoty obsahu Pb dosahovaly v průměru 0,13 mg/kg a výjimku tvořil klobouk *L. procera* s 1,86 mg/kg a *T. versicolor* s 6,87 mg/kg.

Některé naměřené hodnoty přesahovaly přípustné limity obsahu toxických a rizikových prvků. Znepokojivé jsou především výsledky zvýšené hladiny Cd u kupovaných druhů hub *P. ostreatus* (0,28; 0,16 mg/kg) a *L. edodes* (1,99; 0,74 mg/kg), které přesáhly stanovený limit 0,15 mg/kg. Překvapivě byly překročeny i některé limity pro potenciálně rizikové prvky, konkrétně Mn s doporučenou denní dávkou (DDD) 2 mg a Zn s DDD 10 mg, které jsou v malých koncentracích nezbytné pro správné fungování organismu. Týkalo se to

druhů *L. edodes*, který ve 100 g obsahovat 3,5 mg Mn a 12,2 mg Zn a *P. ostreatus*, který ve 100 g obsahoval 10,8 mg Zn.

Měření ukázalo, že celkový obsah sledovaných prvků byl vyšší u volně rostoucích druhů, zároveň bylo potvrzeno, že druhy rostoucí v půdě/ na substrátu a druhy rostoucí na dřevě, stejně tak i klobouk a třeň, přijímají prvky odlišným způsobem, ale nebylo možné jednoznačně stanovit, která ze jmenovaných kategorií přijímá celkově prvky více. Na základě získaných dat vyplývá, že konzumace hub nemůže vyvolat akutní toxické účinky, avšak dlouhodobá konzumace volně rostoucích hub může potenciálně představovat zdravotní riziko na základě hodnot cílového rizikového kvocientu (THQ)>1 pro As 1,66 mg/kg v klobouku *L. procera* a indexu rizika (HI)>1 v klobouku *T. versicolor* (1,1) a *L. procera* (2,2).

Klíčová slova: jedlé houby, rizikové prvky, toxicita, biosorpce, bioakumulace

Content of potentially hazardous elements in edible fungi

Summary

The production and consumption of mushrooms worldwide is increasing every year. Mushrooms are a popular food due to their good sensory and nutritional properties. They contain a low percentage of fat and the proteins represented contain all nine essential amino acids. However, the main component is polysaccharides, mainly chitin and β -glucan. Mushrooms are also a source of a whole range of trace elements and biologically active substances, including some vitamins.

However, despite all the positive properties, the consumption of mushrooms can pose a health risk for the human body, as mushrooms, thanks to their abilities, can mobilize some elements from the soil and accumulate them in their false tissues, from where they enter the human body through ingestion.

The aim of this thesis was therefore to determine the content of selected risk elements (Al, As, Be, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, V and Zn) in free-growing or purchased edible mushrooms and to compare the content of these elements in different parts of the fruiting body (hat and shank)

and determine the difference with respect to the place of growth (in soil and on wood). The thesis also set itself the goal of verifying whether free-growing mushroom species contain higher levels of monitored elements, or whether these levels exceed the limits for the emergence of acute health risks.

The following samples of wild edible mushrooms were used for analysis: *Leccinum rufum*, *Lepiota procera*, *Trametes versicolor*, *Xerocomellus chrysenteron* and purchased species *Agaricus compestris*, *Auricularia auricula-judae*, *Lentinula edodes* and *Pleurotus ostreatus*.

The gradual digestion method was used for sample decomposition, and the content of selected risk elements was determined using the atomic emission spectrometry method with inductively coupled plasma.

Based on the measurements of the selected elements, the four most represented elements were determined – Al, Cu, Mn and Zn, which made up more than 90 % of the total element content. On average, the measured values of the Al content reached 6.47 mg/kg, the exception was

T. versicolor with a content of 715 mg/kg. The content of Cu was very variable, the values ranged from 3.5 to 130 mg/kg, as well as a wide range for the values for Mn from 5 to 56 mg/kg. The average Zn content was 60.4 mg/kg, the exception being the lowest and highest measured values of 7.8 and 149 mg/kg in *A. auricula – judae* and *L. procera*. The highest value was measured in *T. versicolor* for Al content 715 mg/kg and in *L. procera* 130 mg/kg Cu content. In contrast, a Be content of 0.004 mg/kg was detected in only one sample – *X. chrysenteron*, and the elements As, Co, V were measured in only half of the samples and their average values were 1.82; 0.06 and 0.81 mg/kg respectively. The average Ni content was 0.82 mg/kg, the exception was *T. versicolor* with a value of 4.27 mg/kg, and the Pb content

values reached an average of 0.13 mg/kg and the exception was the hat *L. procera* with 1.86 mg/kg and *T. versicolor* with 6.87 mg/kg.

Some measured values exceeded the permissible limits for the content of toxic and risky elements. The results of increased levels of Cd in purchased mushroom species *P. ostreatus* (0.28; 0.16 mg/kg) and *L. edodes* (1.99; 0.74 mg/kg) are particularly worrying, which exceeded the established limit of 0.15 mg / kg. Surprisingly, some limits were also exceeded for potentially risky elements, namely Mn with a recommended daily dose of 2 mg and Zn with recommended daily dose of 10 mg, which in small concentrations are necessary for the proper functioning of the organism. It concerned the species *L. edodes*, which contained 3.5 mg Mn and 12.2 mg Zn in 100 g, and *P. ostreatus*, which contained 10.8 mg Zn in 100 g.

The measurement showed that the total content of the monitored elements was higher in free-growing species, at the same time it was confirmed that species growing in the soil or on the substrate and species growing on wood, as well as the cap and spine, receive elements in a different way, but it was not possible to clearly determine, which accepts more elements overall from the named categories. Based on the obtained data, it follows that the consumption of mushrooms cannot cause acute toxic effects, but the long-term consumption of wild mushrooms can potentially pose a health risk based on the values of target risk quotient (THQ)>1 for As 1.66 mg/kg) in hat *L. procera* and a hazard index (HI)>1 in the hat of *T. versicolor* (1,1) and *L. procera* (2,2).

Keywords: edible fungi, hazardous elements, toxicity, biosorption, bioaccumulation

Obsah

1	Úvod	7
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	8
3	Literární rešerše.....	9
3.1	Houby	9
3.1.1	Role v ekosystému	10
3.1.2	Nutriční hledisko.....	10
3.2	Rizikové prvky.....	13
3.2.1	Vybrané toxické prvky.....	13
3.2.2	Potenciálně toxické prvky.....	16
3.3	Biosorpce, bioakumulace a biomobilizace	17
4	Metodika	20
4.1	Vybrané druhy jedlých hub	20
4.1.1	Sběr a zpracování vzorků.....	22
4.2	Atomová emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem.....	25
4.3	Statistická analýza dat	26
5	Výsledky.....	27
6	Diskuze.....	38
6.1	Porovnání naměřených hodnot s literaturou.....	38
6.2	Hodnocení rizika	47
6.3	Porovnání naměřených hodnot s platnými limity	50
7	Závěr	52
8	Literatura.....	54
9	Samostatné přílohy	66

1 Úvod

Sběr a konzumace hub má v České republice, ale i ve světě, dlouholetou tradici, především pro své léčivé vlastnosti, ale také díky své charakteristické vůni, chuti a dobrým výživovým vlastnostem nacházejí široké uplatnění. V přírodě se vyskytuje přibližně 150 000 popsaných druhů hub, z toho je známo přibližně 1000 jedlých.

Produkce hub se na celém světě každým rokem zvyšuje. Mezi největší světové producenty patří Čína, USA, Nizozemsko, Indie nebo Vietnam a nejvíce pěstovanou a konzumovanou houbou ve světě je *Agaricus bisporus* (Lange) neboli žampion. Houby se na trhu vyskytují v čerstvé formě, konzervované, popřípadě jinak zpracované (sušené, hluboce zmrazené atd.).

Přes všechny pozitivní vlastnosti však může konzumace jedlých hub představovat zdravotní riziko pro lidský organismus. Houby totiž díky svým schopnostem dokážou mobilizovat některé prvky ze substrátu, na kterém rostou, a akumulovat je ve svých nepravých pletivech, odkud se důsledkem konzumace dostávají do lidského organismu. Mezi prvky, které houby mohou mobilizovat patří například i prvky řazené mezi rizikové, které při dosažení jistých hodnot mohou vyvolat negativní účinky na organismy, které se mohou projevit buď okamžitě při dostatečně vysoké dávce, nebo následkem dlouhodobé expozice v malých dávkách až po určitém čase.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem předkládané diplomové práce je prostřednictvím standardních laboratorních postupů a metod zjistit obsah vybraných rizikových prvků (Al, As, Be, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, V a Zn) v různých druzích jedlých hub volně rostoucích v přírodě a těch běžně dostupných v obchodních řetězcích, a stanovit, zda množství těchto prvků představuje potenciální riziko pro lidský organismus, nebo zda z dlouhodobého hlediska mohou ohrozit lidské zdraví.

Vědecké hypotézy diplomové práce:

1. Obsah vybraných rizikových prvků by měl dosahovat vyšších hodnot u druhů divoce rostoucích v přírodě.
2. Druhy rostoucí na dřevě budou obsahovat nižší koncentrace vybraných rizikových prvků než ty rostoucí přímo v půdě.
3. Klobouk a třeň by měli akumulovat vybrané rizikové prvky odlišným způsobem.
4. Obsah vybraných rizikových prvků nebude přesahovat mezní hodnoty potřebné pro vyvolání akutní otravy.

3 Literární rešerše

3.1 Houby

Houby se řadí mezi Eukaryota (McGinnis 1996). Jedná se o jednobuněčné i mnohobuněčné organismy, u kterých se vyskytuje jak nepohlavní, tak i pohlavní rozmnožování pomocí výtrusů (Cole 1996). Jsou zvláštní, samostatnou skupinu organismů, která se dříve řadila mezi rostliny, později se však zjistilo, že mají více společných znaků s živočichy (Boa 1995), a proto jim byla přidělena samostatná říše, kam patří mikroskopické vláknité houby, makroskopické houby a kvasinky. Charakteristickým znakem hub je skladba buněčné stěny z polysacharidu chitinu a přítomnost ergosterolu v plazmatické membráně (McGinnis 1996). Buňky hub tvoří nepravé pletivo v podobě dlouhých vláken, takzvané hyfy (Pilát & Ušák 1970), které mohou být různě septované a obsahovat různý počet jader (McGinnis 1996). Jsou to heterotrofní organismy a dle způsobu získávání energie a živin se dělí na saprofytické – zdrojem uhlíku jsou odumřelé organické substráty, parazitické – získávají živiny z živých organismů (Cole 1996) a druhy žijící v symbióze s kořeny rostlin, tento způsob se nazývá mykorrhiza (Boa 1995). Dalším a jedním z neúspěšnějších způsobů umožňujících houbám přežít v extrémním prostředí je vytváření vzájemných symbióz s řasami a sinicem u lišejníků (Gorbushina et al. 1993, Sterflinger 2000).

Tělo hub se skládá z mycelia a plodnice, která se rozlišuje na třeň a klobouk. Třeň bývá pevnější než klobouk, je různě široký a dlouhý. Klobouk má na spodní straně výtrusorodou vrstvu hymenofor, v podobě lupenů, rourek, ostnů, nebo pohárků, obsahující výtrusy, který může být krytý hymeniem. Plodnice zastává ochrannou funkci výtrusorodé vrstvy (Pilát & Ušák 1970).

Avšak mycelium tvoří rozsáhlou síť, která hraje roli při udržování struktury půdy (Gadd 2007), díky které jsou schopny vzdálené distribuce živin a vody. Tato schopnost je rovněž rozhodující pro adaptaci k podmínkám a přežití, koloběhu živin v ekosystémech, mykorrhizu a virulenci (Itani et al. 2023). Celková délka hyf může dosahovat 2-292 m/g půdy (Frey et al. 1999; Camenzind & Rillig, 2013), někdy dokonce 10 000 m/g půdy (Kjøller & Struwe 1982) a mohou pokrýt plochu velkou až stovky hektarů (Ferguson et al. 2003).

Houby se po celá staletí používají jako potrava, lék anebo také pro duchovní praktiky (Robinson 2021). Houby měly ve starověkých kulturách po celém světě duchovní význam. Používaly se při náboženských obřadech, věštění a duchovních praktikách (web 1). V mnoha kulturách symbolizují nové začátky, dobré zdraví, štěstí a například ve starověkém Egyptě se považovaly za „jídlo bohů“ (web 2). V jiných kulturách, jako jsou Mayové a Aztékové, je konzumace psychedelických hub součástí duchovních praktik a rituálů pro komunikaci s duchovním světem (Carod-Artal 2015).

Běžně konzumované houby patří do skupiny makroskopických stopkovýtrusných hub. V dnešní době na trhu dominují saprofytické druhy *Agaricus bisporus* (Lange) neboli pečárka dvouvýtrusá, *Lentinula edodes* (Berk) neboli houževnatec jedlý a *Pleurotus* spp. (hlíva), které tvoří tři čtvrtiny světové produkce (Boa 1995 Chang 1999). Pěstují se na různých organických substrátech, například na odpadu z produkce bavlny a kávy (Boa 1995).

Patogenní houby způsobují velké ztráty v zemědělství (Fisher et al. 2012) a každý rok zničí více než 125 milionů tun z pěti hlavních potravinářských plodin (rýže, pšenice,

kukuřice, brambory a sója) (Kupferschmidt 2012). Častá je i kontaminace potravin mykotoxiny, která má za následek ztráty přes 1,5 miliardy USD ročně (Cardwell et al. 2001).

Mimo to ze všech známých lidských patogenů asi 20 % tvoří houby (Woolhouse et al. 2007).

3.1.1 Role v ekosystému

Předpokládá se, že houby se vyvinuly na Zemi ještě před rostlinami asi před 1,3 miliardou let a mohly mít vliv na snížení povrchové teploty Země a utváření klima pro následný vývoj života na naší planetě (Hedges & Kennedy 2001).

Houby kolonizují většinu oblastí na Zemi, preferují tmavé a vlhké prostředí, bohaté na rozkládající se zbytky rostlin nebo živočichů. Mohou však prosperovat i v extrémních a zdánlivě nepříznivých podmínkách, jako je například nízké pH, nízký obsah N a teploty na 37 °C (Šimek et al. 2020)

Houby hrají důležitou roli v ekosystémech jako rozkladači, významně přispívají ke koloběhu živin a udržení rovnováhy. Jsou nezbytné pro rozklad organické hmoty, uvolňování životně důležitých živin zpět do prostředí. Houby rozkládají velké a nerozpustné molekuly, jako je celulóza a lignin ve dřevě, prostřednictvím svých exoenzymů (Bahram & Netherway 2022), na snadno vstřebatelné molekuly glukózy, což umožňuje recyklaci živin a jejich zpřístupnění rostlinám a následně dále zvířatům. C, N a další prvky se tak uvolňují do životního prostředí. Bez hub by byla potravní síť neúplná a základní prvky nezbytné pro život by zůstaly uvězněny v rozkládající se hmotě, což by narušilo ekosystém.

Bílá hniloba např. *Phanerochaete alnea* (Fr.) má díky produkci peroxidázy a dalších enzymů schopnost degradovat lignin, hlavní strukturální složku dřeva a zásobárnu organického uhlíku. Vývoj hub, ale především jejich schopnosti degradace ligninu se dává do souvislosti s prudkým poklesem rychlosti ukládání organického uhlíku na konci karbonu (Floudas et al. 2012).

Méně známou, ale stejně důležitou rolí je také zvětrávání hornin a tvorba půdy (Coleine et al. 2021). Houby a další mikroorganismy mohou zprostředkovat chemické zvětrávání hornin a minerálů vylučováním organických kyselin a dalších metabolitů. Tento proces také zahrnuje opětovné vysrážení, kdy je jeden minerál nahrazen stabilnějším (Putnis 2002). Mechanické zvětrávání hornin může být způsobeno průnikem hyf a tunelováním do neporušeného minerálu (Kumar & Kumar 1999; Sterflinger 2000). Mikroorganismy včetně hub hrají zásadní roli při rozpouštění silikátů za tvorby jílových minerálů a půdy (Banfield et al. 1999; Bennett et al. 2001). Přítomnost jílových minerálů bývá typickým znakem biogeochemického zvětrávání hornin, což bylo pozorováno především u symbiotických hub (Gadd 2007).

3.1.2 Nutriční hledisko

Houby jsou nízkoenergetické potraviny, které se vyznačují dobrými výživovými vlastnostmi a jsou často spojovány se správnou výživou (Chang & Buswell 1996).

Jedlé houby jsou někdy označovány za funkční potraviny, které pozitivně ovlivňují jednu nebo více fyziologických funkcí lidského těla, a proto kromě nutriční hodnoty příznivě působí na lidské zdraví a snižují riziko vzniku onemocnění (Cateni et al. 2022).

Využití nalézají také ve formě potravinových doplňků, které představují koncentrovaný zdroj živin nebo látek s nutričním anebo fyziologickým účinkem. Na trhu je můžeme najít ve formě tablet, kapslí, žvýkaček, prášků, nápojů a energetických tyčinek (Cateni et al. 2022).

Houby jsou také zdrojem celé řady biologicky aktivních sloučenin, tyto sloučeniny lze rozdělit na primární a sekundární metabolity. Mezi primární metabolity patří proteiny, kyselina šťavelová, mastné kyseliny, esenciální aminokyseliny, vláknina, glykosidy, alkaloidy, silice, terpenoidy, tokoferoly, fenoly, flavonoidy, karotenoidy, foláty, lektiny, enzymy, askorbová kyselina (vitamin C) a jiné organické kyseliny, vitamíny (B1, B2, B12, C, D a E), a β – glukán (Chatterjee 2017; La Guardia et al. 2005). Mezi sekundární metabolity patří sloučeniny jako steroidy, terpeny, antrachinony, chinolony a deriváty kyseliny benzoové.

Plodnice houby je z velké části složena z vody a sušina představuje přibližně 5–15 % (Cateni et al. 2022). Hlavní složkou hub jsou sacharidy s různě dlouhým řetězcem. Nejpočetněji jsou zastoupeny glukózou, mannitolem a trehalózou, v menší míře fruktózou, sacharózou, chitinem, hemicelulózami, pektiny a β – glukany, které tvoří kolem 15 % hmoty buněčné stěny hub (Chatterjee et al. 2017). Mezi další sacharidy patří rhamnóza, xylóza, fukóza, arabinóza, manóza a maltóza (Ferreira et al. 2010 ; Heleno et al. 2012). Přibližně 1–4 % sušiny tvoří tuk, který je tvořen mastnými kyselinami, především olejovou, linolovou a palmitovou (Chatterjee et al. 2017). Obsah polynenasycených mastných kyselin může přispívat ke snížení hladiny cholesterolu v krevním séru (Alves et al. 2012). Množství bílkovin se u různých druhů hub velmi liší (4–35 % sušiny), obsahují všech devět esenciálních aminokyselin, a lze je díky tomu využít jako náhradu masa (Kakon et al. 2012). Nejvíce jsou zastoupeny aminokyseliny leucin, valin, glutamin, kyselina glutamová a asparagová. V houbách jsou také přítomny stopové prvky jako Ca, Cu, Fe, K, Mg, P a Zn (Chatterjee et al. 2017).

Chemické složení a nutriční hodnota hub závisí především na druhu, substrátu ve kterém rostou, způsobu kultivace, na vývojovém stádiu, stáří, podmínkách posklizňového skladování, zpracování a vaření (Mattila et al. 2001; Reis et al. 2012; Kalac 2013).

Zastoupení výše zmíněných látek se u jednotlivých druhů hub liší (Chatterjee et al. 2017). Obsažené látky mohou vykazovat následující biologické vlastnosti: imunomodulační, antineoplastické, protirakovinné, antidiabetické, antioxidační, antialergické, protizánětlivé, antivirové, antibakteriální, antiparazitické, detoxikační, hepatoprotektivní, anticholesterolemické a kardiovaskulární ochranu (Chatterjee et al. 2017). Jen samotný ergosterol, který je součástí buněčné membrány, vykazuje antihyperlipidemický, protizánětlivý, antioxidační a bakteriostatický účinek. Vlivem UV záření se ergosterol navíc přeměňuje na vitamin D2 (Koutrotsios et al. 2017). Jeho hladinu v houbách tak lze výrazně zvýšit vystavením UVB záření a zůstává uchován i po uvaření (Chatterjee et al. 2017).

Mezi nejpoužívanější medicínální houby patří *Ganoderma lucidum* (Curtis) též Reishi, česky lesklokorka lesklá, pocházející z tradiční čínské medicíny, její polysacharidy vykazují potenciální protirakovinnou aktivitu prostřednictvím imunomodulace. Také houba *Inonotus obliquus* (Ach.) neboli Chaga, česky rezavec šikmý, má protirakovinnou aktivitu. *Phellinus linteus* (Curtis) česky ohňovec brázditý obsahuje β -D-glukán a lektin, které mají

imunomodulační účinky. *Xylaria* (dřevnatka) produkuje seskviterpeny, které se používaly jako lék na léčbu nespavosti a deprese (Kawashte et al. 2020).

Klinické studie ukazují, že při konzumaci hub *Trametes versicolor* a *Ganoderma lucidum* došlo u pacientů s HPV k vyléčení u 88 % pacientek, což potvrdilo antivirový účinek těchto dvou druhů hub (Hernandez-Marquez et al. 2014). Další studie uvádějí, že konzumace β -D – glukany (10,4 g/den) z hub shiitake (*L. edodes*), došlo ke změně složení mikrobioty tlustého střeva, ale nebyla zaznamenána hypocholesterolemická aktivita (Morales et al., 2021). Dále konzumace *Agaricus bisporus* a *Pleurotus ostreatus* zlepšila hladinu glukózy v séru nalačno (z 2,9 na 0,6 mg/dl) (Uffelman et al. 2023).

Mimo jedlé a medicínálně prospěšné druhy existují i houby smrtelně jedovaté, kterých je známo přibližně 100 (Tran & Juergens 2023), kvůli čemu dochází často kvůli chybné identifikaci k smrtelným otravám. Hlavní toxiny tvoří sedm skupin: amatoxiny, orellanin, gyromitrin, muskarin, kyselina ibotenová, psilocybin a koprin (Lin & Wang 2004) a konzumace i malého množství může být pro člověka nebezpečná (Jo et al., 2014)

Amatoxiny jsou termostabilní, peptidové povahy (Wong & Ng 2006) a z nich nejúčinnějším je α -amanitin, přítomný například v muchomůrce zelené *Amanita phalloides* (Fries). Cyklopeptid orellanin je produkován houbami rodu *Cortinarius* (pavučinec) (Tegzes & Puschner, 2002). Vystavení amatoxinu a orellaninu vede k nefrotoxicitě a hepatocitě, například inhibicí DNA-dependentních RNA polymerázy (Jo et al. 2014).

Gyromitrin je nestabilní chemická látka, která požitím nebo dokonce vdechováním výparů při vaření *Gyromitry* neboli ucháče obecného může způsobit toxicitu (Flesch & Saviuc 2004, White et al. 2003).

Koprin metabolizuje na toxický hydrát cyklopropanolu a vede k inhibici aldehyddehydrogenázy a tím pádem zpomaluje odbourávání alkoholu v těle. Společné požití alkoholu a toxinu potlačuje přeměnu acetaldehydu, který vzniká z alkoholu, na kyselinu octovou, a vede k nesnášenlivosti alkoholu (Michelot 1992). Koprin nalezneme v houbě *Coprinopsis atramentaria* (Bull.), česky hnojník inkoustový (Jo et al. 2014).

Psilocybin se hojně vyskytuje u rodu *Psilocybe* (lysohlávky) (Keller et al. 1999), které jsou kvůli halucinogenním účinkům často zneužívají. Halucinace a euforie nastávají krátce po požití a trvají obvykle hodiny (Tran & Juergens 2023).

Kyselina ibotenová a její metabolit muscimol, podobně jako psilocybin, jsou psychotropní alkaloidy působící sedativně na centrální nervový systém, ale mohou působit i neurotoxicky anebo paralyticky (Jo et al. 2014). Houba obsahující muscimol je například *Amanita muscaria* (L.), muchomůrka červená. Jedovaté houby obsahují toxiny v různých poměrech a někdy konzumace už malého množství může být pro člověka nebezpečná (Jo et al. 2014).

Celkově jsou nejčastějšími příznaky otrav houbami gastrointestinální poruchy, hypersekrece, ospalost, svalové záškuby, porucha koordinace pohybů, závratě, nevolnost, bolesti hlavy, tachykardie, změny vnímání a nálad, halucinace, selhání jater nebo ledvin a další. (Tsujikawa et al. 2006; 2007; Størmer 2004; Tran & Juergens 2023; Tegzes & Puschner 2002)

3.2 Rizikové prvky

S rozvojem lidské společnosti roste míra znečištění životního prostředí, do kterého se ze zdrojů jako je doprava, zemědělství, průmysl, odpad a jiné, dostává celá řada kontaminujících látek (Orywal 2021).

Rizikové prvky se mohou do lidského organismu dostat několika cestami: vdechováním, přímým požitím, dermálním kontaktem a zejména konzumací kontaminovaných potravin. Díky tomu se potravním řetězcem tyto kontaminanty dostávají dle schématu: půda-rostlina/houby-člověk nebo půda-rostlina/houby-zvíře-člověk do lidského organismu, kde se mohou ukládat a vést k široké škále účinků (Nieder et al. 2018).

Mezi tyto kontaminanty patří zejména rizikové prvky nebo potenciálně toxické prvky, kam řadíme několik kovů a nekovů, které v závislosti od formy, koncentrace, délce a způsobu expozice mohou vyvolat okamžité akutní projevy, zejména při vysokých dávkách, a chronické projevy, které vyžadují dlouhodobou expozici a typicky se projevují až s odstupem času (Rzymiski 2016). Podle literatury považujeme za rizikové prvky Al, As, B, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Tl, Sb, Sn, V, W a Zn (Sánka & Materna 2004). Vzpomínané prvky můžeme pak uměle rozdělit na toxické, u kterých pozorujeme nežádoucí účinek již při malých dávkách, nebo potenciálně toxické, které jsou za běžných podmínek esenciální a efekt toxicity může potenciálně vznikat nad určitou dávkou.

3.2.1 Vybrané toxické prvky

Typickým znakem pro tyto prvky je, že u nich není známa žádná biologická funkce (Chojnacka 2012), jejich sloučeniny se v těle snadno vstřebávají a mají tendenci se v tkáních a orgánech hromadit. Díky tomu se nežádoucí účinky mohou projevit až po letech (Orywal 2021) anebo mají na lidský organismus takzvaný bezprahový toxický účinek (Brown a Welton 2008), tudíž neexistuje zcela bezpečná dávka a jakékoli množství může vyvolat účinek (Linhart 2012). Toxicita těchto prvků je často umocněna skutečností, že rostliny, houby a jiné organismy je mohou přijímat a akumulovat v buňkách (Nieder et al. 2018)

Typickým příkladem těchto prvků je takzvané toxické trio, které tvoří Cd, Pb a Hg (Chojnacka 2012). Dalšími prvky zařazenými do této skupiny jsou Al, As, Be a Co.

Konzumace například potravin kontaminovaných Pb, As a Cd může vážně vyčerpávat zásoby Fe, vitamínu C a dalších v těle esenciálních živin vedoucích ke snížení obranyschopnosti, intrauterinní retardaci růstu, narušení psychosociální schopnosti a podvýživě (Iyengar & Nair 2000).

Cd patří dle IARC (Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny) do 1. třídy lidských karcinogenů, jelikož byla nalezena souvislost mezi působením Cd a rozvojem rakoviny ledvin, žaludku, močového měchýře, prostaty, slinivky břišní a prsu. Jeho mechanismus účinku je podobný, jako u Pb. Mimo jiné způsobuje patologické změny kostí, kardiovaskulárního a močového systému (Orywal 2021) a hromadí se především v ledvinách, játrech a plicích (Bernard 2008). Přírodně se vyskytuje v některých rudách, dále ve fosfátových hnojivech a čistírenských kalech, do prostředí se uvolňuje i průmyslovou činností. Cd se z půdy snadno vstřebává a začleňuje se do rostlinných tkání (Singh & McLaughlin 1999). Rostlinami je dobře tolerovaný, proto jeho koncentrace v rostlinných

pletivech může dosahovat vysokých hodnot. Hlavním zdrojem Cd pro člověka je potrava. Nejvyšší obsah byl zjištěn v zelenině, obilovinách, zvířecích vnitřnostech, koryších a měkkýších (Satarug et al. 2023). Tolerovatelný příjem Cd činí 0,007 mg/kg tělesné hmotnosti (WHO 1996). Maximální limit pro pěstované houby v syrovém stavu je 0,005 mg/kg, konkrétně pro pěstované *Pleurotus ostreatus* a *Lentinula edodes* byl určen limit 0,15 mg/kg a pro volně rostoucí houby 0,5 mg/kg (Nařízení Komise EU 2023/915 ze dne 25. dubna 2023 o maximálních limitech některých kontaminujících látek v potravinách a o zrušení nařízení ES č. 1881/2006).

Pb působí toxicky především na imunitní, nervový, močový a kardiovaskulární systém (Orywal 2021). Hlavními zdroji znečištění Pb v minulosti bylo používání arzeničnanu olovnatého jako pesticidu (Freedman & Hutchinson 1981), z přísad do benzínu nebo olovné pájky v konzervách. Dnes mezi zdroje znečištění patří čistírenské kaly a autobaterie, zvýšené koncentrace Pb se tak nacházejí v okolí skládek elektronického odpadu. Většina Pb, která se dostane do půdy, není snadno biologicky dostupná a je přítomna v nerozpustné formě nebo je silně vázaná na částice půdy. Avšak množství Pb, které přijmou rostliny, aniž by na ně působilo toxicky, může být nebezpečné pro konzumaci zvířaty a lidmi (Küpper 2017). V krvi je Pb vázáno na erytrocyty a poté distribuováno do tkání a kostí, kde se akumuluje. Jeho mechanismus účinku je založen na indukci oxidačního stresu, který vede ke vzniku reaktivních forem kyslíku (Orywal 2021). Potvrzen byl i přechod Pb do mateřského mléka nebo přes placentu a hromadí se tak v mozku vyvíjejícího se plodu. Toxicita spočívá v interferenci s fyziologickými vlastnostmi funkce Fe^{2+} , Ca^{2+} a Zn^{2+} , čímž inhibuje některé enzymy. Dalším mechanismem účinků jsou změny v genové expresi (ATSDR 2007) způsobuje chromozomální mutace, poruchy oprav DNA a následně karcinogenezi. Chronická expozice Pb může vést k mozkové dysfunkci u dospělých, poruchám hybnosti, dysfunkci ledvin. Některá onemocnění způsobená intoxikací Pb však vykazují subklinické příznaky. Dále může způsobovat duševní deficit především u dětí, protože mají méně vyvinutou hematoencefalickou bariéru (Pueschel et al. 1996). Maximální limit Pb pro pěstované houby (*Agaricus bisporus*, *Pleurotus ostreatus*, *Lentinula edodes*) je 0,3 mg/kg a pro volně rostoucí houby 0,8 mg/kg (Nařízení Komise (EU) 2023/915 ze dne 25. dubna 2023 o maximálních limitech některých kontaminujících látek v potravinách a o zrušení nařízení (ES) č. 1881/2006).

Al je v zemské kůře třetím nejrozšířenějším přirozeně se vyskytujícím prvkem a nejčastěji vyskytujícím se kovem (Nie 2018). Do životního prostředí se dostává, jak z přírodních zdrojů (horniny a minerály) (Bini & Wahsha 2014), tak prostřednictvím výrobních procesů, likvidací odpadu, výrobou předmětů každodenní potřeby (např. nápojové plechovky) a léčiv (Willhite et al. 2014; Borowska & Brzóska 2015). Jeho široké využití v odvětvích, jako je stavebnictví, doprava a elektronika, vede k uvolňování jeho sloučenin do ovzduší, vody a půdy (Willhite et al. 2014; Nie 2018). Ačkoli dlouholeté studie na zvířatech prokazují jeho toxicitu, využití Al přetrvává (Exley 2013).

Al má potenciální roli v neurodegenerativních poruchách, jako je Alzheimerova choroba (Bonfiglio et al. 2023) nebo dialyzační encefalopatie (Alfrey et al. 1976) a jeho expozice je spojena s respiračními problémy, např. plicní fibrózou (Elserougy et al. 2015; Zhou et al. 2021). Dlouhodobé vystavení Al je spojováno s poruchami kostí, poškozením ledvin, hormonální nerovnováhou nebo také rakovinou (Nayak 2002; Gibbs et al. 2014;

Chappard et al. 2016; Corkins 2019; McClure et al. 2020). Limity pro tento prvek u pěstovaných nebo volně rostoucích druhů legislativa ani literatura neurčuje.

As je toxický, přirozeně se vyskytující prvek, který je všudypřítomný v organických i anorganických formách (El-Ghiaty et al. 2023). K jeho uvolňování do životního prostředí dochází neustále, nejčastěji je uvolňován z geochemických rezervoárů prostřednictvím různých přírodních jevů nebo antropogenní činnosti. Uvolňovaný As je perzistentní kontaminant, který se hromadí v životním prostředí, kde může být přeměňován na různé chemické formy (El-Ghiaty et al. 2021). As je řazen mezi toxické prvky, který nemá v organismech žádnou prospěšnou funkci a do buněk se dostává náhodně prostřednictvím transportérů, určených pro jiné živiny (Mukhopadhyay et al. 2014). As je karcinogen (ATSDR 2007), podílí se na inaktivaci asi 200 enzymů (Shen et al. 2013) a vede k homeostatickým poruchám (Bustaffa 2014). Hlavními zdroji pro člověka jsou pitná voda (Xue et al. 2010) a rostlinná strava (Lomax et al. 2012). Ve vodě se převážně vyskytuje v pětimocné formě (As^{V}), trojmocná forma (As^{III}) pak převládá v anaerobních podmínkách (El-Ghiaty et al. 2021). Po perorálním požití jsou As^{III} a As^{V} absorbovány, metabolizovány, anebo vylučovány močí (Watanabe et al. 2013). Většina absorbovaného As^{V} se v krvi rychle redukuje na As^{III} , který pak může být snadno absorbován jednoduchou difúzí hepatocyty, kde dochází k methylaci. Nařízení Komise EU 2023/465 stanovuje limity pro různé typy potravin od kojenecké výživy až po sůl na 0,01-0,5 mg/kg.

Be je kov, přítomný v různých minerálech a také v uhlí a využívá se v řadě průmyslových odvětví (Petanová & Bencko 2020). Problematický dopad má především spalování uhlí v elektrárnách, čímž se uvolňuje do atmosféry emise s relativně vysokým množstvím tohoto prvku (Bencko et al. 1980). Be ovlivňuje především humorální imunitu, což vede ke zvýšeným koncentracím imunoglobulinu A a G (Chesnokov & Belova 1979). Dále vede k hypersenzitivním reakcím s různými klinickými projevy (McCleskey et al. 2009) a autoimunitním onemocněním (Petanová & Bencko 2020). Působí toxicky na orgány jako jsou játra, ledviny, plíce a kosti (Bini & Wahsha 2014). Dle WHO (Světová zdravotnická organizace) by se v rostlinné stravě neměl nacházet v koncentracích nad 1 mg/kg suché hmotnost.

V životním prostředí je Co součástí řady minerálů (Chen & Lee 2023). Díky svým vlastnostem je široce využíván v různých průmyslových odvětvích (Barceloux 1999) a nevhodná likvidace odpadů může vést ke kontaminaci životního prostředí (Abraham 1995). Anorganické soli (CoCl_2 , CoSO_4), jsou obecně považovány za více toxické než organické formy. Akutní toxicita při nadměrné expozici Co má negativní účinky na endokrinní, kardiovaskulární, nervový a gastrointestinální systém. Způsobuje také metabolické a hematologické poruchy. V důsledku pracovní inhalační expozice může docházet k chronickým otravám, které vedou ke vzniku onemocnění plic, včetně astmatu (Chen & Lee 2023; Kusaka 1996; Rivolta 1994; Swennen 1993). Dvojmocný kationt Co^{2+} je velmi podobný běžným intracelulárním kationtům, jako jsou Ca^{2+} a Mg^{2+} , a proto dokáže tento prvek inhibovat různé enzymy odpovědné za syntézu proteinů a RNA, což vede k rozvoji kardiomyopatie (de Moraes et al. 1967). Chlorid kobaltnatý (CoCl_2) inhibuje enzym jodtyrosindejodázu, což vede k poklesu hormonů štítné žlázy (T3, T4) a hypotyreóze (Kriss et al. 1955). Co se může podílet na tvorbě volných radikálů vedoucích

k poškození tkání, včetně poškození plic (Nemery et al. 1994). Při kontaktu s pokožkou, může způsobit dermatitidu (Minang et al. 2006). Biochemicky významnou sloučeninou Co je kyanokobalamin (vitamin B12), který obsahuje iont Co^{3+} a plní v lidském těle roli důležitého kofaktoru. Vitamin B12 je základní složka přirozeně se vyskytující v potravinách živočišného původu, jako jsou mléčné výrobky, vejce, ryby, drůbež a maso. Nedostatek tohoto vitamínu může vést k perniciózní anémii a periferní neuropatii (Silverstein et al. 2022). V nadměrném množství i ve své anorganické formě však může Co působit toxicky a vyvolat hypercobalaminémii. Průměrný denní příjem Co z potravy se odhaduje na 0,005-0,04 mg (ATSDR 1992).

3.2.2 Potenciálně toxické prvky

Mezi rizikové prvky se řadí i některé mikroživiny, které jsou nezbytné pro správné fungování biologických pochodů v lidském těle, anebo zastávají jinou důležitou funkci. Pokud však tyto prvky přesáhnou specifické koncentrace, mohou být pro člověka nebo jiné organismy nebezpečné. V této skupině nalezneme Cu, Mn, Ni, V a Zn.

Cu je základní mikroživina pro člověka a je nezbytná ve stopovém množství ke tvorbě hemoglobinu, kostní tkáně nebo pro metabolismus sacharidů a její nedostatek nebo i nadbytek způsobuje poruchy funkce organismu. Využívá se především v elektrotechnice, metalurgii a agrochemikáliích (Bini & Wahsha 2014). WHO (1996) stanovila bezpečnou horní hranici 12 mg Cu za den. Příznaky akutní otravy jsou zvracení, kolikové bolesti břicha a oběhové selhání. Za smrtelnou dávku pro člověka se považuje 36 mg/kg tělesné hmotnosti (Bini & Wahsha 2014). Chronická toxicita Cu způsobuje onemocnění jater, jako je hepatitida, cirhóza a další (Brewer 2001). Dále neurologické příznaky jako poruchy hybnosti, dysartrie, dysfagie, poruchy koordinace, třes, dystonie a také deprese, ztráta emoční kontroly, nesoustředěnost, ztráty zábran. Doporučená celková denní dávka Cu činí 1 mg (Vyhláška č. 352/2009 Sb.)

Mn je všudypřítomná složka životního prostředí, která tvoří asi 0,1 % zemské kůry a je nezbytným kofaktorem pro enzymy, jako je hexokináza, superoxidodismutáza a xantinoxidáza. Nejdůležitějším zdrojem je potrava a doporučený denní příjem je v rozmezí 2-9 mg. Mimo gastrointestinální trakt Mn vstupuje efektivně do těla i plícemi, kam vstupuje jako submikronové částice Mn_3O_4 , které se uvolňují spalováním benzínu. Mn se používá ke zvýšení pevnosti ocelových slitin. Požití nadměrného množství Mn může vést k jaterní cirhóze a jeho vdechování může zvýšit náchylnost dýchacích cest k infekcím a vyvolat některé neurobehaviorální poruchy (Kabata-Pendias a Mukherjee 2007). V roce 1800 byl popsán stav zvaný manganismus neboli onemocnění centrálního nervového systému následkem vystavení vysokým koncentracím Mn oxidů, které se projevovalo kompulzivním chováním, emoční labilitou a halucinacemi (Barceloux 1999). Doporučená denní dávka Mn činí 2 mg (Vyhláška č. 352/2009 Sb.)

Příjem Ni závisí na jeho formě, především množství potravy, pH ve střevech a přítomností složek potravy schopných sorbovat kovové ionty (například fosfáty, fytáty, vláknina), které mají vliv na jeho dostupnost (Cempel & Nikel 2006). V lidském těle se podílí na hormonální aktivitě a na metabolismu lipidů (Zdrojewicz et al, 2016). Celkově je Ni

považován za relativně málo toxický a gastrointestinálním traktem proniká jen malé množství. Při požití ve velkých dávkách (>0,5 g), však mohou některé formy Ni vyvolat akutní toxicitu. Díky jeho schopnosti nahradit jiné dvoumocné ionty (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Ca^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+}) v enzymech, proteinech nebo navázáním na buněčné sloučeniny (Cempel & Nickel 2006) může ovlivnit ledviny, kardiovaskulární systém, imunitní systém a krev (Coogen et al. 1989; Niessen et al. 1999). Dle EFSA (Evropský úřad pro bezpečnost potravin) je tolerovatelný denní příjem (TDI) 0,005 mg Ni/kg tělesné hmotnosti.

V je pátým nejrozšířenějším prvkem v zemské kůře (Imtiaz et al. 2015) a v přírodě se vyskytuje pouze ve vázané formě a je součástí některých hornin a minerálů (Chen et al. 2021). Při nízkých koncentracích má V příznivé účinky na růst a vývoj rostlin, ale při jeho nadbytku je toxický a snižuje klíčení, inhibuje fotosyntézu, narušuje příjem živin, podporuje tvorbu ROS a celkově ohrožuje půdní ekosystém (Aihemaiti et al. 2020). Díky svým vlastnostem je běžnou součástí slitin používaných ve strojích a nástrojích (Barceloux 1999) a v důsledku jeho použití v mnoha průmyslových procesech, se tento prvek uvolňuje do půdy (Chen et al. 2021). Potraviny představují hlavní zdroj expozice (Barceloux 1999), jelikož se hromadí převážně v kořenech rostlin (Hou et al. 2013). Toxicita sloučenin je relativně nízká, nejtoxičtější jsou pětimocné sloučeniny. Vyšší riziko je spojeno především s inhalací oproti riziku průniku gastrointestinálním traktem, které je nižší. Většina toxických účinků vyplývá spíše z lokálního podráždění očí a horních cest dýchacích než ze systémové toxicity (Barceloux 1999). Dlouhodobá expozice může vést k tvorbě lézí v ledvinách, játrech, slezině, kostech a nervovém systému (Yu & Yang 2019).

Zn je důležitou mikroživinou, účastní se biochemických procesů, podílí se na aktivitě více než 300 enzymů a je složkou integrálních proteinů, které regulují DNA transkripci (Cousins & McMahon 2000). Jeho nadměrné množství ho však činí vysoce toxickým. Běžná koncentrace Zn v rostlinách je 60 mg/kg (Alloway 2013). Hlavní zdroj Zn je potrava, doporučená denní dávka činí 10 mg (Vyhláška č. 352/2009 Sb.). Je také součástí zemské kůry, hornin a minerálů. Jeho zdroje v půdě jsou průmyslový prach, hnojiva a čistírenské kaly (Robson 1993). Požití nebo vdechnutí větších dávek anorganických forem Zn může vyvolat poškození trávicího traktu a horečku (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007), častěji se však setkáváme s jeho nedostatkem. Ten se projevuje kožními lézemi, zvýšenou náchylností k infekcím a zpomalením růstu (Bini & Wahsha 2014).

3.3 Biosorpce, bioakumulace a biomobilizace

Toxicita rizikových prvků je umocněna skutečností, že houby a rostliny mohou přijímat a akumulovat rizikové prvky z půdy, čímž je koncentrace prvků v buňkách vyšší než v půdě.

Mycelia hub produkují řadu chemicky aktivních sloučenin, jako jsou enzymy a organické kyseliny, které pomáhají při biotransformaci, solubilizaci a mobilizaci živin včetně aminokyselin, peptidů, proteinů, aminocukrů, chitinu, nukleových kyselin a organického N a P (van Schöll et al. 2006; Baldrian 2008).

Zvýšení přístupnosti pak následkem biosorpce a bioakumulace dojde k interakci s buňkami. Tyto procesy probíhají u hub permanentně a účastní se jich všechny formy biomasy, když sorbáty, v tomto případě prvky, integrují s biologickým sorbentem, biomasou.

Tímto jsou prvky, a jiné sloučeniny, vázány na povrch buněčné stěny v procesu zvaném biosorpce anebo se hromadí uvnitř buněk prostřednictvím procesu bioakumulace (Chojnacka 2010; Kaduková & Virčíková 2005).

Biosorpce je jednoduchý, fyzikálněchemický proces, připomínající prostou adsorpci nebo iontovou výměnu, uskutečňující se jak u živé, tak mrtvé biomasy. Je to rychlý, reverzibilní a metabolicky pasivní proces, při kterém nejsou vyžadovány živiny. Nevystavuje biomasu nebezpečí toxického účinku, jelikož výměna iontů probíhá s vazebnými skupinami (karboxyl, sulfonát, fosforyl, amido, imidazol), přítomnými na povrchu buněčné stěny (Chojnacka 2010).

Bioakumulace je prováděna živými buňkami. Je to pomalý, dvoufázový proces, který začíná biosorpcí a pokračuje transportem prostřednictvím energeticky závislých aktivních transportních systémů do nitra buňky, kde jsou vázány na intracelulární struktury, nebo ukládány do organel. Při bioakumulaci je k dispozici více vazebných míst na povrchu i uvnitř buňky, díky čemuž je obsah akumulovaných prvků podstatně vyšší. Tento proces vystavuje buňky potenciálnímu nebezpečí důsledkem toxických účinků. Tímto totiž dochází k tvorbě komplexů kovových iontů s buněčnou membránou, což vede k porušení integrity a má za následek změny v morfologii a fyziologii buňky. Bioakumulace je částečně reverzibilní proces, protože prvky mohou být transportovány z buňky ven pomocí jiných aktivních transportérů (Chojnacka 2010).

Stěna hyf má klíčovou roli při akumulaci kovů, například zprostředkuje 38–77 % příjmu Cu dřevokaznými houbami (Baldrian & Gabriel 2003). Melanin a chitin ve stěnách hyf hub také ovlivňují jejich schopnost působit jako biosorbenty (Gadd 2007).

Procesy biosorpce a bioakumulace jsou natolik efektivní, že se využívají i k odstranění kationtů kovů a polokovů při čištění odpadních vod, jelikož při biologické vazbě s kationty dochází ke změně jejich vlastností. V praxi se při biosorpci používá selektivní, znovupoužitelný sorbent houbového (případně bakteriálního, rostlinného nebo živočišného) původu, který má nízké provozní náklady a nezvyšuje chemickou spotřebu kyslíku odpadních vod (Chojnacka 2010).

Proces biosorpce a bioakumulace je ovlivněn faktory prostředí jako je pH, teplota, koncentrace a vlastnosti sorbátu a biomasy, sorpční kapacitou a přítomností dalších konkurenčních iontů. Bioakumulace je dále ovlivněna dostupností živin, přítomností dalších polutantů a látek inhibujících růst, anebo jinými povrchově aktivními látkami. Přispívá k ní několik procesů: povrchová komplexace, precipitace, fyzikální adsorpce a iontová výměna (Chojnacka 2010).

Významným v tomto procesu jsou i protony (H^+), které soutěží o vazebné místo s kationty, právě z tohoto důvodu tyto procesy nejvíce ovlivňuje pH. Hodnota pH ovlivňuje hustotu záporného náboje na povrchu biomasy, kdy při nízkém pH dochází k protonaci vazebných míst a snížení záporného náboje, čímž klesá efektivita sorpce. K deprotonaci vazebných míst a jejich zpřístupnění pro kationty kovů a polokovů zase dojde se zvyšováním pH a sorpční kapacita sorbátu stoupá. Tohoto principu se využívá také ke zpětnému získávání kovů a regeneraci sorbentu. Významné je pH i z důvodu, že určuje speciální a rozpustnost kationtů kovů a polokovů a zrovna tak vlastnosti biomasy. Biomasa hub (a rovněž kvasinek) obsahuje chitin a chitosan, díky čemuž se na buněčné stěně nacházejí amino, amido a hydroxy skupiny, díky kterým se na buněčnou stěnu dokážou vázat kationty i anionty (Chojnacka

2010). Změna schopnosti hyf vázat kovy v závislosti od pH podmiňuje akumulaci například Cu, Zn a Cd, kdy s klesajícím pH klesá i schopnost vázat tyto prvky (de Rome & Gadd 1987).

Houby mají schopnost mobilizovat a přemísťovat chemické sloučeniny, včetně toxických kovů, mezi různými částmi jejich mycelia nebo mezi myceliem a symbiotickou rostlinou (Vaksmaa et al. 2023). Biomobilizace je proces biologického čištění, který tvoří kontaminant mobilnější v prostředí a zároveň nedochází k biologickému rozkladu kontaminantu (Timmis 2010), současně by však proces měl zamezit zvýšení toxicity kontaminantu. Mechanismy pro imobilizaci kovů zahrnují intracelulární příjem a tvorbou komplexů s ligandy např. metalothionein (Gadd 1993; Sarret et al. 1998, 2002; Fomina et al. 2005). Některé houby mohou také vysrážet kovy v amorfní nebo krystalické formě, jako např. oxaláty, případně další sekundární mykogenní minerály (Gadd 1999; Burford et al. 2003, 2006). Mnoho hub může srážet také redukované formy kovů a polokovů (např. elementární Ag, Au, Se, Te, Cr^{VI}/Cr^{III} uvnitř a kolem buňky hub (Gadd 2007). Redukční schopnost takových hub se pak projevuje černým zbarvením vysrážených kolonií elementární Ag nebo Te a červeným zbarvením po vysrážení elementárního Se (Gharieb et al. 1999). Imobilizace kovů snižuje vnější koncentraci volného kovu, a může tak nastolit jistou rovnováhu (Gadd 2007).

4 Metodika

Cílem praktické části bylo stanovení obsahu rizikových prvků (Al, As, Be, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, V a Zn) ve vybraných druzích jedlých hub.

Vzorky hub byly sbírány v oblasti Karlovarska, která leží v blízkosti sokolovské uhelné pánve, kde se těží hnědé uhlí, těžba však postupně klesá. Vývoj emisí znečišťujících látek v Karlovarském kraji měl v období 2005–2019 sestupný trend a v roce 2019 nedošlo k překročení imisních limitů. Na území kraje se nachází elektrárna Tisová, teplárna v Ostrově, výtopna v Mariánských Lázních a Zpracovatelská část Vřesová. Dále 3 zařízení na výrobu a zpracování kovů a 3 zařízení zastupující chemický průmysl (Čermáková et al., 2019). Průměrný obsah některých těžkých kovů v ovzduší za rok 2022 byl na Sokolovsku (Karlovarský kraj) dle ČHMÚ následující: As 1,4; Cd 0,08; Ni 0,35 a Pb 2,9 ng/m³. V roce 2007 hodnoty byly As 1,2; Cd 0,2; Ni 0,8; Pb 7,3 ng/m³. Z uvedených hodnot vyplývá, že se koncentrace těchto prvků v ovzduší v dané lokalitě za posledních 15 let snížila.

Pro analýzu byly použity následující vzorky divoce rostoucích jedlých hub: *Leccinum rufum* (Schaeff.), *Lepiota procera* (Scop.), *Trametes versicolor* (L.), *Xerocomellus chrysenteron* (Bull.) a kupované druhy *Agaricus compestris* (L.), *Auricularia auricula-judae* (Quél.), *Lentinula edodes* (Pegler) a *Pleurotus ostreatus* (Jacq.),

4.1 Vybrané druhy jedlých hub

Agaricus compestris (Pečárka polní) roste v trávě na lukách a na okrajích silnic, od léta do podzimu v celém mírném pásu.

Klobouk je 5–10 cm široký, v mládí skoro kulovitý, spíše vyšší, později skoro zvoncovitě sklenutý a na temeni obvykle trochu plochý, posléze skoro ploše rozložený. V mládí je čistě bílý, hladký, často na okraji od prosvítající dužiny a lupenů narůžovělý. Později se na povrchu tvoří slabě nahnědlá vlákna, které tvoří drobné i větší šupinky. Za suchého počasí rozpraskává skoro na celém povrchu v hrubé a hluboké šupiny a na temeni je skoro políčkovitě rozpukaný. Lupeny jsou v mládí růžové a začerstva masově červené, pak hnědé až skoro černé.

Třeň je válcovitý, obvykle dosti krátký, zřídka delší než průměr klobouku, ne příliš tlustý, ztenčený, bílý, lysý, hladký a plný, někdy pod pokožkou prosvítá narůžovělá dužina. Později tmavší, nad prostředkem bílý, tenký, tence blanitý, jednovrstevný prsten, který přirůstá nahoru, brzo splihne a opadá, nebo se při rozevření klobouku roztrhne. Dužina bílá nebo růžově vodnatá, na řezu se zbarvuje masově růžově. (Pilát 1970)

Auricularia auricula – judae (Ucho Jidášovo) roste na odumřelém dřevě listnatých stromů, především bezu černém.

Plodnice 3–10 cm široká, v mládí miskovitá, později mušlovitá anebo s nepravidelných uchovitým tvarem, přehýbaná, bokem přirostlá ke dřevu, hladká anebo zvrásnělá, pružná, hnědá až červenohnědá a bělavě poprášená výtrusným prachem, na spodní straně je hladká, zrnitá, světlohnědá. Plodnice rostou často ve skupinách. Dužina je měkká, ohybná, pod pokožkou rosolovitá. (Hagara 1995)

Leccinum rufum (Křemenáč osikový) roste v mykorhize s břízou.

Klobouk 3–15 cm široký, zprvu kulovitý, polokulovitý, později klenutý až nízko klenutý s přes okraj přesahující pokožkou, masitý, jemně plstnatý, hnědočervený, oranžovočervený.

Třeň 5–18 cm vysoký, válcovitý, nahoře ztenčený, pevný, na bělavém podkladě pokrytý v mládí bělavými, později oranžovohnědými šupinami. Dužina je tvrdá, šťavnatá, bělavá, na řezu špinavě fialová, stářím klobouk měkne a v hloubce dřevnatí. Nenápadná chuť a vůně (Hagara 1995).

Lentinula edodes (Houževnatec jedlý) se tradičně pěstuje na dřevě listnatých stromů, čerstvě poražených v době vegetačního klidu.

Klobouk 5-12 cm široký, světle hnědý až tmavohnědý. Pokožka klobouku bývá často šupinatá a nepravidelně rozpraskaná. Lupeny jsou bělavé, později světle růžové s hnědými skvrnami.

Třeň je 3-5 cm dlouhý a na povrchu porostlý jemnými šupinami. Dužina je pevná, bílá s příjemnou houbovou vůní (web 3).

Lepiota procera (Bedla vysoká) roste na pasekách, ve světlých lesích a na lesních okrajích, na travnatých místech. Rozšířena v celém mírném pásu.

Klobouk 10–30 cm široký, zprvu vejčité kuželovitý, hnědý a málo rozpraskaný, růstem povrchová vrstva kromě souvisle hnědého středu praská v hnědé šupiny. Mezi šupinami je bílá, vatovitá dužina klobouku. V dospělosti je skoro ploše rozložený a uprostřed ozdoben zřetelným a tupým hrbolem. Lupeny jsou bílé, husté, břichaté.

Třeň je dole ztlustělý v zřetelné až skoro kulovité hlízy, jinak štíhlý, 20–40 cm dlouhý, později dutý a z klobouku se dá snadno vylomit, v mládí souvisle hnědý, později rozpraskává v nepravidelné kroužkovité šupiny. V horní třetině je pohyblivý prsten s dvojitým okrajem roztrhaným na cípy. Dužina tužší, dřevnatá. (Pilát 1970)

Pleurotus ostreatus (Hlívá ústříčná) roste na kmenech, dřevě listnatých i jehličnatých stromů a její podhoubí působí bílou hnilobu. Plodnice se objevují v mírném pásu.

pozdě na podzim. Klobouk 5–15 cm široký, okrouhle škeblovitý až jazýčkovitě protažený, zbarvení je světle až temně šedé nebo černé, modrošedé, zelenofialové, okrové. Je hladký a lysý. Třeň krátký až zakrnělý. Plodnice vyrůstají trsnatě. Lupeny jsou bělavé až našedlé, později nafialovělé a sbíhají se na třeň. Dužina je kožovitě masitá, šťavnatá, nenápadně chuti a vůně. (Pilát 1970)

Trametes versicolor (Outkovka pestrá) roste od června do podzimu. Rozšířená od nížin až vysoko do hor. Mycelium působí intenzivní bílou vláknitou hnilobu dřeva. Jednoleté plodnice rostou velice hojně na živých a zejména odumřelých listnatých dřevinách. Mycelium působí intenzivní bílou vláknitou hnilobu dřeva.

Plodnice jsou kloboukaté, tenké, obvykle hustě střečovité nad sebou uspořádané, bokem přisedlé. Klobouky 1–5 cm široké a 1–3 mm tlusté, pružně kožovité, pak suché, na

povrchu různě zbarvené, barevně úzce pásované, hnědé až okrově červené, šedé až černé, hustě chlupaté, sametově lesklé. Dužina je bělavá, vláknitě kožovitá, tuhá. (Balabán 1970)

Xerocomus chrysenteron (Hřib žlutomasý) roste velmi hojně v létě a na podzim v lesích všech druhů mírného pásu, hojněji však v jehličnatých.

Klobouk velký 3-7 cm široký, v mládí tmavohnědý, nerozpukaný a na povrchu hrbolatý, pak světle hnědý a políčkovitě rozpukaný. Je polokulovitě sklenutý, pak poduškovitý, s nelesklou a suchou pokožkou přirostlou pevně k dužině klobouku. Lom se zbarvuje purpurově. Rourky jsou bledožluté, později žlutozelené.

Třeň 7–17 mm široký, žlutý nebo žlutohnědý a červenavě zbarvený v hořejší části nebo celý. Dužina žlutá, později bělavá a na spodku špinavě červená, na řezu se zbarvuje modře. (Pilát 1970)

4.1.1 Sběr a zpracování vzorků

Vzorky pro analýzu byly sbírány na Karlovarsku v období od června do října 2023 a zakoupeny v místních supermarketech.

Mezi nasbírané, volně rostoucí druhy patřily *Xerocomus chrysenteron*, *Lepiota procera*, *Boletus edulis*, *Leccinum rufum*, *Trametes versicolor* a mezi kupované v čerstvém stavu patřily *Agaricus compestris*, *Lentinula edodes* a v sušeném stavu patřily *Pleurotus ostreatus* a *Auricularia auricula-judae*.

Kupované sušené houby byly po zakoupení skladovány dle doporučení výrobce v suchu a chladu. Čerstvé houby, sbírané i zakoupené, byly očištěny, rozděleny na klobouk a třeň, nakrájeny na menší kousky, uloženy v zip sáčcích a skladovány v mrazáku při teplotě – 15 °C až do dalšího zpracování (Obr. č. 1).

Jelikož u hub *A. auricula – judae* a *T. versicolor* nebylo možné od sebe jednoznačně odlišit klobouk a třeň nebyly tyto vzorky diferencovány.

Obr. č. 1 Vysušený vzorek



Zdroj: Autorka

4.1.1.1 Sušení vzorků

Zamražené vzorky byly následně přeneseny do lyofilizačních baněk a lyofilizovány (Christ Alpha 1-2 LD plus) při teplotě $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ a tlaku $0,090\text{ mbar}$ (Obr. č. 2). Aby bylo možné stanovit dosažení konstantní hmotnosti a úplné vysušení všech hub, byly vzorky během lyofilizace namátkově váženy. Lyofilizované vzorky byly zváženy a rozmělněny na jemný prášek pomocí laboratorního mlýnku (IKA[®] A11 basic) vybaveného noži na rostlinný materiál. Po namletí každého vzorku byl mlýnek důkladně oprášen štětcem a vyčištěn papírovou utěrkou namočenou v isopropanolu (Lach-Ner, P.A.), aby nedocházelo ke kontaminaci předešlým vzorkem a zkreslení výsledků. Rozmělněné vzorky byly přeneseny do centrifugačních samostojných polypropylénových uzavíratelných zkumavek o objemu 50 ml (FisherScientific).

Obr. č. 2 Lyofilizátor se vzorky



Zdroj: Autorka

4.1.1.2 Rozklad vzorků

Do označených rozkladných uzavíratelných teflonových nádob bylo na analytických váhách naváženo, s přesností na dvě desetinná místa, $0,5\text{ g}$ vzorku ve formě suchého prášku.

V zapnuté digestoři bylo ke vzorku následně pomocí dávkovače přidáno 5 ml koncentrované HNO_3 (Lach-Ner, P.A.) a 1 ml deionizované vody (Adrona crystal, $0,055\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$). Aby byl zajištěn maximální kontakt vzorku s rozkladní směsí byl obsah teflonové nádoby zamíchán krouživými pohyby. Rozkladné nádoby byly následně uzavřeny víčkem, zlehka dotaženy

a uloženy na laboratorní sklokeramickou ohřevnou desku (Robax), jak je ukázáno na obrázku č. 3. Všechny vzorky byly rozkládány ve dvou opakováních, včetně slepých vzorků. Tyto obsahovali jen chemikálie rozkladné směsi bez houbového prášku.

Obr. č. 3 Zahřívání vzorků



Zdroj: Autorka

Pro rozklad vzorků byla použita metoda postupné digesce odvozená podle vzoru (Barea-Sepúlveda 2022), kdy byly vzorky nejprve během 20 minut postupně zahřívány na teplotu 65 °C, která se potom udržovala po dobu 30 minut. Po uplynutí tohoto času se vzorky opět promíchaly krouživými pohyby a nechali chladnout 1 hodinu. Teflonové nádoby se pevně utáhly, vzorky naposled promíchali. Následovala druhá fáze rozkladu, při které ke vzorku bylo přidáno 1 ml 30 % H₂O₂ (Lach-Ner, P.A. nestabilizovaný) a po dobu 30 minut se postupně zvyšovala teplota na 110 °C, která byla posléze udržována po dobu 60 minut. Po této fázi rozklad se nádoby opět nechaly zchladit 1 hodinu. Aby bylo zajištěno úplné rozložení vzorků, druhá fáze byla následně ještě jednou opakována. Po ukončení rozkladu byly teflonové nádoby přeneseny do digestoře, kdy byly ponechány do úplného vychladnutí.

4.1.1.3 Zpracování rozložených vzorků

Získané roztoky byly z rozkladných nádob pomocí stříčky s deionizovanou vodou kvalitativně přeneseny do skleněné nálevky odkud přes filtrační papír (KA 4, Papírna Perštejn) přetekly do odměrných baněk. Aby bylo zamezeno ztrátám vzorku, deionizovanou vodou byly nad nálevkou opakovaně opláchnuty, jak vnitřní stěny nádob, tak víčka. Přefiltrované roztoky byly následně podle potřeby doplněny do výsledného objemu 50 ml, důkladně promíchány, a přeneseny do polypropylenové centrifugační zkumavky. Pro zamezení kontaminace byl každý roztok filtrován na osobitě nálevce (Obr. č. 4).

Obr. č 4 Filtrace



Zdroj: Autorka

4.1.1.4 Úprava vzorků před analýzou:

Roztoky byly naposled důkladně promíchány, nasány do stříkačky o objemu 10 mL a následně přefiltrovány přes nylonový stříkačkový filtr s velikostí pórů 0,45 μm (VWR) do uzavíratelných zkumavek.

4.2 Atomová emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

Stanovení obsahu vybraných rizikových prvků probíhalo ve vzorcích pomocí metody atomové emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES) na přístroji iCAP 7000 (Thermo, USA).

Pro stanovení koncentrace vybraných rizikových prvků byl použit certifikovaný multi-prvkový materiál (CPAchem) obsahující Al, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, V, Zn o koncentraci 1000 mg/L v matrici 5% kyseliny dusičné naředěn do kalibračního rozsahu 0,1; 5,0; 10,0; 25,0 a 50,0 mg/L.

Atomová emisní spektrometrie patří k optickým instrumentálním metodám. Metoda je založená na měření intenzity záření, které látka vydává. Metoda se široce používá pro analýzu stopových kovů v různých matricích vzorků a je vhodná pro více prvkovou analýzu, protože všechny analyty ve vzorku jsou excitovány současně (Sharmy 2023).

K atomové emisi dochází, při přechodu valenčního elektronu s vyšší energií do atomového orbitalu s nižší energií. Jakmile atomy dosáhnou vyšších energetických hladin, začnou vyzařovat světlo o charakteristických vlnových délkách (Luntz 2019). Toto vyžaduje prostředky pro přeměnu analytu na volný plynný atom. Jako zdroj buzení obvykle slouží plameny a plazma. Plazma je horký, částečně ionizovaný plyn, který obsahuje vysokou koncentraci kationtů a elektronů. Plazma používaná při atomové emisi je tvořena ionizací proudícího proudu argonového plynu, produkující argonové ionty a elektrony (Harvey 2016). Metoda vyžaduje použití plazmového hořáku vyrobeného ze soustředných křemenných trubic.

AES využívá vlnové délky mezi 160 nm až 800 nm a zahrnuje excitaci a deexcitaci elektronů absorpcí záření (Sharmy 2023).

4.3 Statistická analýza dat

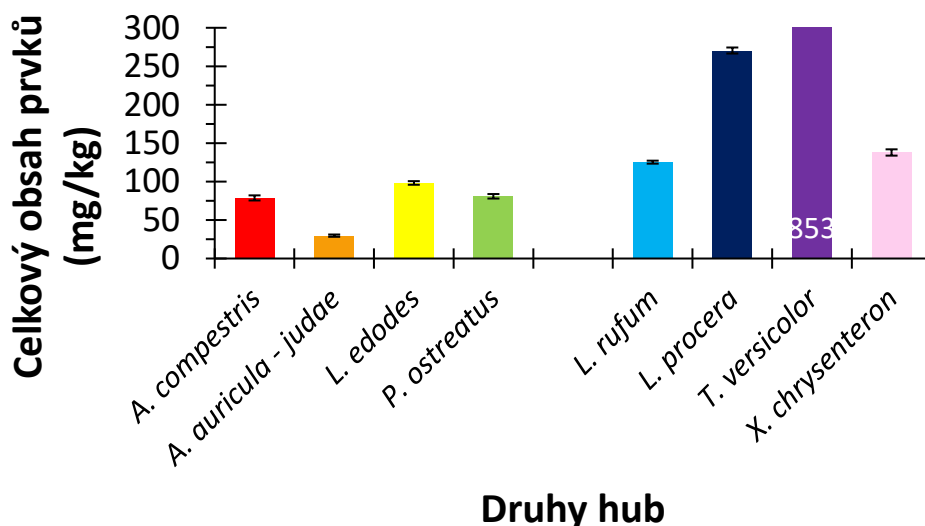
Rozdíly v naměřených hodnotách byly posuzovány za pomoci Studentova t-testu provedeného v programu Excel 365 (součást balíku MS Office) pro základní hladinu statistické významnosti α 0,05.

5 Výsledky

Celkový obsah prvků byl vyšší u volně rostoucích hub, největší obsah byl naměřen u *T. versicolor* a *L. procera* a to 853 a 270 mg/kg, zbylé *L. rufum* a *X. chrysenteron* obsahovaly v průměru 132 mg/kg. Kupované houby obsahovaly v průměru jen 86 mg/kg sledovaných prvků, kdy nejnižší hodnoty byly zaznamenány u *A. auricula – judae*, která obsahovala pouze 30 mg/kg sledovaných prvků.

V případě obsahu *T. versicolor* není možné vyloučit, i navzdory snahy vzorek co nejlépe očistit, kontaminaci půdou, protože tento druh má typickou tendenci růstu na pařezech a spadáném dřevě těsně u země. Pokud u vzorku *T. versicolor* nebudeme do celkového obsahu počítat Al, který byl zřejmě kontaminován půdou a suma hodnot pro tento vzorek by tvořila pouze 138 ($\pm 6,23$) mg/kg místo původních 853 ($\pm 82,5$) mg/kg, tak i přes to, by vyšší obsahy prvků byly u volně rostoucích hub. Rozdíl by byl jen v tom, že nejvyšších hodnot by dosahovala *L. procera*.

Graf č. 1 Celkový obsah sledovaných prvků v jednotlivých houbách (mg/kg)

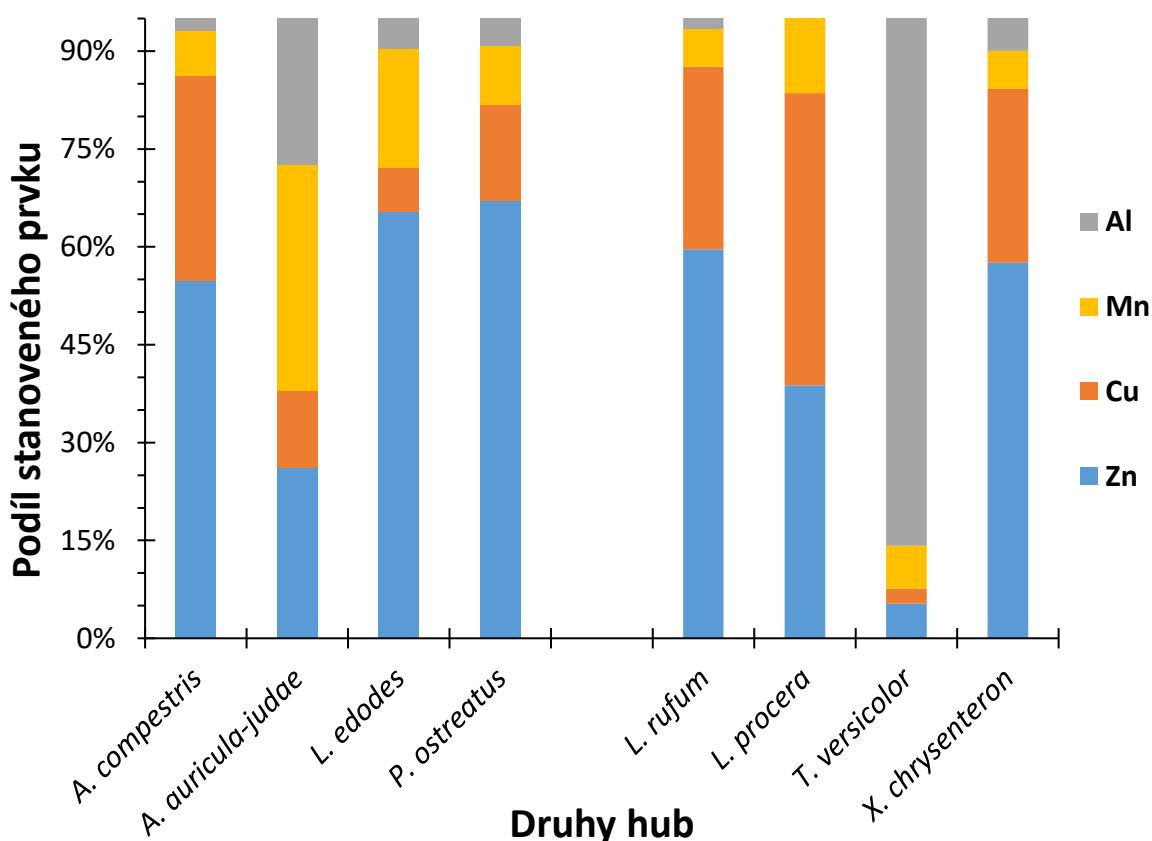


-levá strana grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů

Z grafu č. 2 vyplývá, že ze sledovaných prvků byly nejvíce zastoupeny Zn, Cu, Mn a Al, které celkově tvořili více než 95 % z celkového obsahu prvků stanovených ve všech vzorcích. Největší podíl tvoří Zn, jehož medián hodnot se pohybuje kolem 56 % a konkrétně druhy *P. ostreatus* (67 %), *L. edodes* (65 %) a *L. rufum* (60 %) a *X. chrysenteron* (58 %) tvoří horní polovinu mediánu, *A. compestris* (55 %) je jen těsně pod mediánem hodnot. Nižší hodnoty byly naopak pozorovány u *T. versicolor* (5 %), *A. auricula – judae* (26 %) a *L. procera* (39 %). Druhým nejzastoupenějším prvkem je Cu, kde nejvyšší podíly byly pozorovány u *L. procera* (45 %), *A. compestris* (31 %), *L. rufum* (28 %) a *X. chrysenteron* (27 %). Zbylé hodnoty se pohybovali na úrovni 12 % (*A. auricula – judae*, *P. ostreatus*) anebo níž. Nejnižší podíl byl naměřen u *L. edodes* (7 %) a *T. versicolor* (2 %). Podíl Mn dosahoval nejvýše 35 % u *A. auricula – judae*, 18 % u *L. edodes* a 12 % u *L. procera*. Zbylé druhy dosahovaly úrovně jen kolem 5-9 %.

Nejvyšší naměřený podíl tvoří Al u *T. versicolor* (84 %), druhým nejvyšším podílem je 24 % u *A. auricula – judae*, celkově byl však tento prvek zastoupen spíše na nižší úrovni. Hodnoty u zbylých druhů nepřekročili 9 % a pohybovaly se v intervalu 3-8 %.

Graf č. 2 Podíl obsahu jednotlivých prvků (%) vyjádřený z celkového obsahu

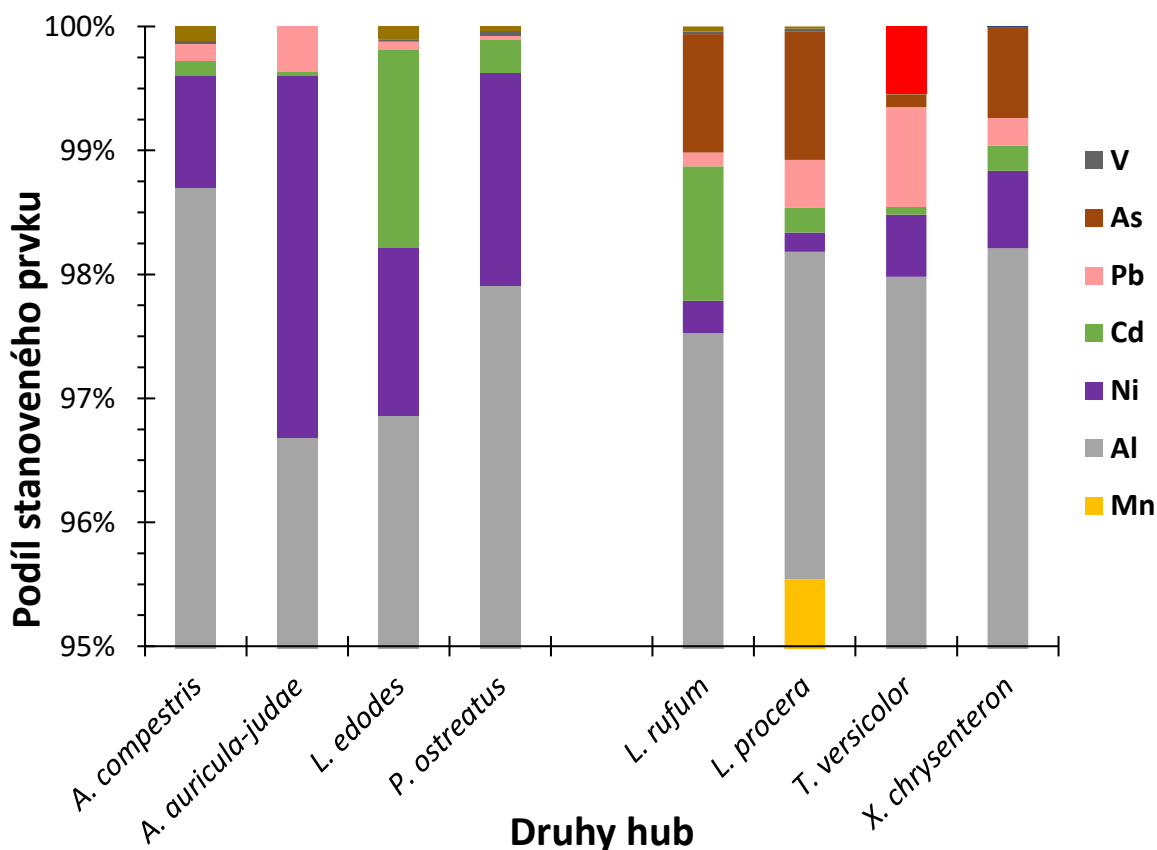


-levá strana grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
-pro lepší vizualizaci nebyl údaj pro směrodatnou odchylku zahrnut

Na grafu č. 3, který představuje jen horní výseč z grafu č.2, znázorňuje zastoupení minoritních prvků, jejichž obsah souhrnně nepřevyšuje ani 5 % celkového obsahu. To jsou Ni, Cd, Pb, As, V, Co. Tyto prvky jsou zastoupené v daleko menší míře a celkově tvořili přibližně jen 1,3-3,3 % obsahu prvků (*A. compestris* - *A. auricula – judae*). Z těchto minoritních prvků byly nejvíce zastoupené Ni, Cd a Co u kupovaných druhů a Ni, Cd, As u volně rostoucích druhů. Za předpokladu že u *T. versicolor* nebudeme brát obsah Al v potaz, podíl zmíněných prvků by mohl teoreticky dosáhnout až 12,5 %. Nejvyšší podíl Ni byl naměřen u *A. auricula – judae* 3 % a nejmenší u *L. rufum* (0,3 %) a *L. procera* (0,2 %). Průměrné zastoupení u Ni dosahovalo však úrovně 1 %. Nejvyšší podíl Cd obsahovaly *L. edodes* (2 %) a *L. rufum* (1 %), které se nejvíc lišily od průměrné distribuce 0,4 %. Zastoupení Pb 0,8 % byl nejvyšší u *T. versicolor*, u které byl také naměřen nejvyšší podíl V a Co (0,5 %), zbylé druhy pro Pb, V a Co byly na úrovni 0,3; 0,1 anebo 0,04 %. Houby *L. rufum*, *L. procera* a *X. chrysenteron* dosahovaly kolem 1 % As a v případě kupovaných druhů se As ani nepodařilo stanovit. Vzhledem k reálním obsahům můžeme prvky rozdělit do skupiny Al, Cu,

Mn, Zn, které běžně přesahoval 10 mg/kg, dále skupinu As, Cd, Ni, Pb, u kterých byly koncentrace nižší a pohybovaly se nejčastěji v 0,1-10 mg/kg rozmezí, a poslední skupinu by tvořili Be, Co, V, které jen výjimečně přesahovali hranici 0,1 mg/kg.

Graf č. 3 Podíl obsahu jednotlivých prvků (%) vyjádřený z celkového obsahu



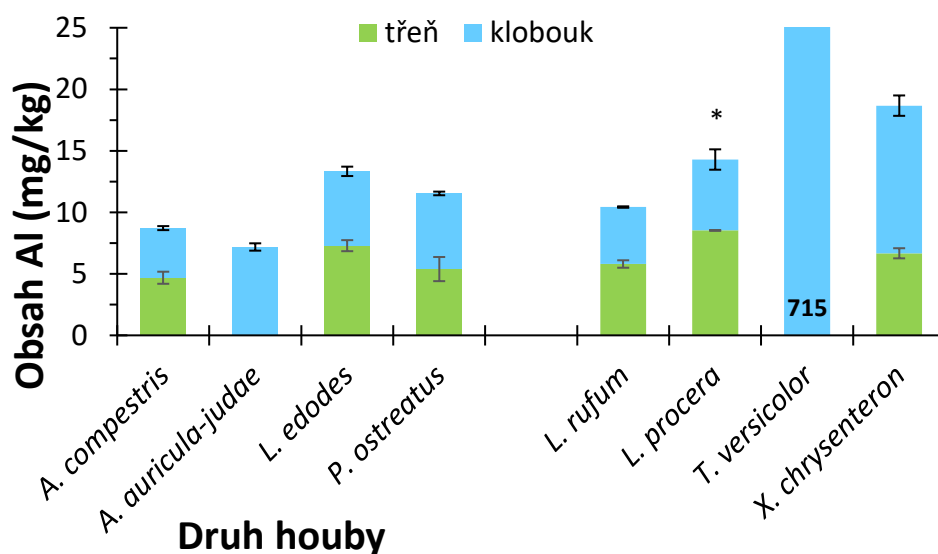
-levá strana grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
 -pro lepší vizualizaci nebyl údaj pro směrodatnou odchylku zahrnut
 -vizualizace Be byla z důvodu extrémně nízkého zastoupení $2,8 \cdot 10^{-3}$ % opomenuta

Obsah Al na grafu č. 4 dosahoval nejvyšší hodnoty naměřené u *T. versicolor* 715 mg/kg ($\pm 76,3$ mg/kg), to však mohlo být způsobené ulpělými zbytky půdy, které nebylo možné očistit, hodnoty totiž běžně dosahovaly jen 6,36 mg/kg v klobouku a třeně obsahovala jen kolem 6,13 mg/kg. Vyšší hodnoty v klobouku byly neměřené u *X. chrysenteron* a *A. auricula – judae* 12 a 7,2 mg/kg a zbytek se pohyboval mezi 4,0-6,2 mg/kg.

Nejvíce Al v třeni bylo naměřeno u *L. procera* a *L. endodes* 8,5 a 7,3 mg/kg. Zbylé hodnoty byly však v relativně těsném závěsu v rozmezí 4,5-6,7 mg/kg.

Celkově u Al nedocházelo k jednotné akumulaci. Zatímco u druhů *A. compestris*, *L. endodes*, *L. rufum* a *L. procera* byly naměřené vyšší hodnoty v třeni, u druhů *P. ostreatus* a *X. chrysenteron* byly pozorovány v klobouku. Z naměřených údajů u Al nevyplývá, že by existoval značný rozdíl mezi kupovanými a sbíranými druhy nebo mezi druhy rostoucími na dřevě a v půdě.

Graf č. 4 Obsah Al v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub



- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
 - statisticky významný rozdíl * = $p < 0,05$

Graf č. 5 ukazuje, že nejvyšší obsah Cu byl naměřen u *L. procera*, hodnota v klobouku dosahovala 112 mg/kg a v třeni 130,2 mg/kg.

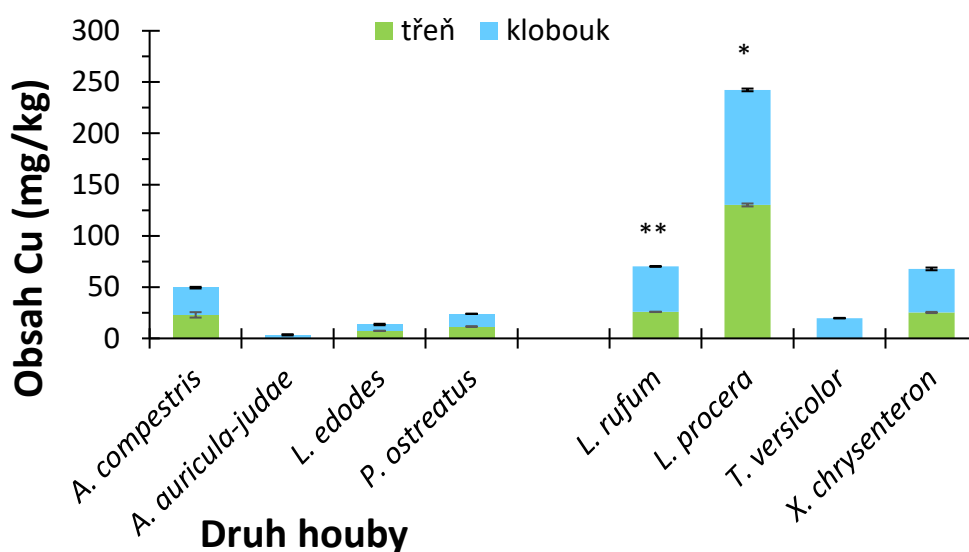
Klobouk *L. rufum* a *X. chrysenteron* obsahoval 44,3 a 42,5 mg Cu/kg a *A. compestris* pouze 26,5 mg/kg, zbylé druhy dosahovaly hodnot v průměru 12,8 mg/kg a nejnižší hodnota v klobouku 3,5 mg/kg byla naměřená u *A. auricula – judae*.

Obsah Cu v třeni u druhů *A. compestris*, *X. chrysenteron* a *L. rufum* se pohyboval kolem 24,7 mg/kg a nejnižší obsah byl u *L. edodes*, pouze 6,2 mg/kg.

Vyšší hodnoty Cu byly naměřeny v klobouku, kromě druhů *L. procera* a *L. edodes* statisticky významný rozdíl mezi obsahem v klobouku a třeni byl stanoven u *L. rufum* a *L. procera*.

Významně vyšší obsah Cu byl stanoven u volně rostoucích druhů hub a u druhů rostoucích v půdě.

Graf č. 5 Obsah Cu v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub



- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
- statisticky významný rozdíl * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$

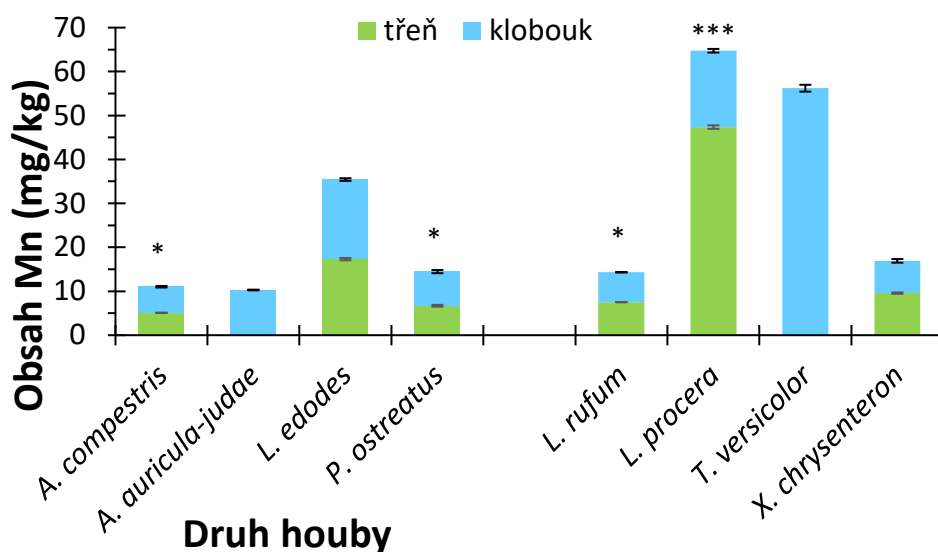
Nejvyšší hodnota Mn v klobouku 56,2 mg/kg byla dle grafu č. 6 naměřena u *T. versicolor*, dále u *L. edodes* a *L. procera* obsah Mn v klobouku dosahoval 18 a 17,4 mg/kg. U druhů *A. compestris*, *L. rufum*, *X. chrysenteron*, *P. ostreatus* a *A. auricula – judae* se hodnoty pohybovaly v rozmezí 6-10,3 mg/kg.

Nejvyšší hodnota obsahu Mn v třeni, 47,4 mg/kg, byla naměřena u *L. procera*. Třeň *L. edodes*, *X. chrysenteron*, *L. rufum*, *P. ostreatus* a *A. compestris* obsahoval 5-17,3 mg/kg.

Vyšší hodnoty v třeni než v klobouku, byly naměřeny u *L. procera*, *X. chrysenteron* a *L. rufum* a statisticky významný rozdíl mezi obsahem Mn v klobouku a třeni byl stanoven u *A. compestris*, *P. ostreatus*, *L. rufum* a *L. procera*.

Na základě zhodnocení dat byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu Mn mezi kupovanými a volně rostoucími druhy hub. Ve volně rostoucích houbách byly naměřené hodnoty Mn vyšší, dále také významný rozdíl mezi druhy rostoucími v půdě a na dřevě, druhy rostoucí na dřevě obsahovaly více Mn než ty rostoucí v půdě.

Graf č. 6 Obsah Mn v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub



- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
 - statisticky významný rozdíl * = $p < 0,05$; *** = $p < 0,005$

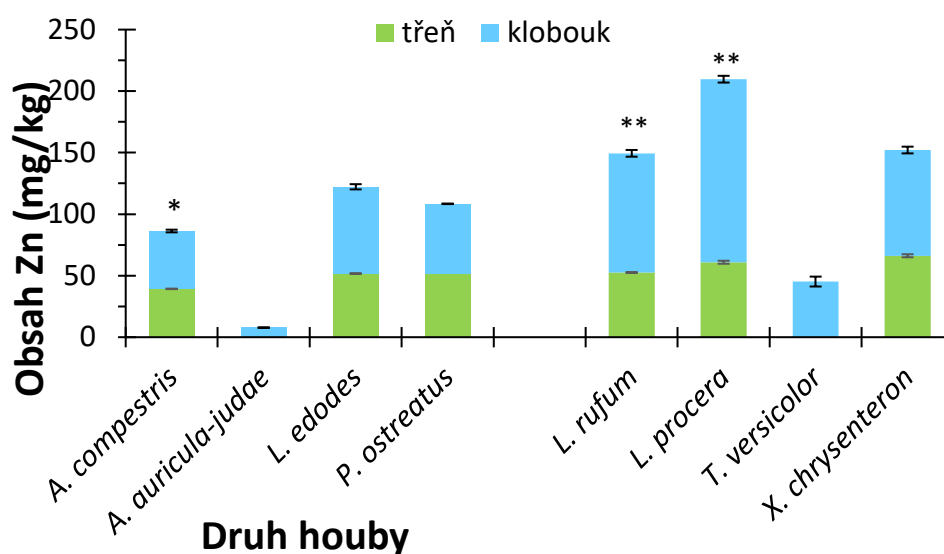
Graf č. 7 znázorňuje, že nejvyšší hodnota obsahu Zn v klobouku byla neměřena u *L. procera* a činila 149 mg/kg. *L. rufum*, *X. chrysenteron* a *L. edodes* obsahovaly 70,5-96,9 mg/kg, dále *P. ostreatus*, *A. compestris*, *T. versicolor* obsahovali 45,2–56,7 mg/kg a nejméně Zn, pouze 7,78 mg/kg, obsahoval klobouk *A. auricula – judae*.

Naměřené hodnoty obsahu Zn v třeni činily 66,2; 60,9; 52,6; 51,7; 51,7 a 39,3 mg/kg v pořadí *X. chrysenteron*, *L. procera*, *L. rufum*, *P. ostreatus*, *L. edodes* a *A. compestris*.

U všech druhů byl vyšší obsah Zn v klobouku než ve třeni. Významný rozdíl mezi obsahem Zn v klobouku a třeni byl potvrzen u *A. compestris*, *L. rufum* a *L. procera*.

Na základě zhodnocení dat byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu Zn mezi kupovanými a volně rostoucími druhy hub. Ve volně rostoucích houbách byly naměřené hodnoty Zn vyšší, také byl zjištěn významný rozdíl mezi druhy rostoucími v půdě a na dřevě, u druhů rostoucích v půdě byl obsah vyšší než u těch rostoucích na dřevě.

Graf č. 7 Obsah Zn v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub

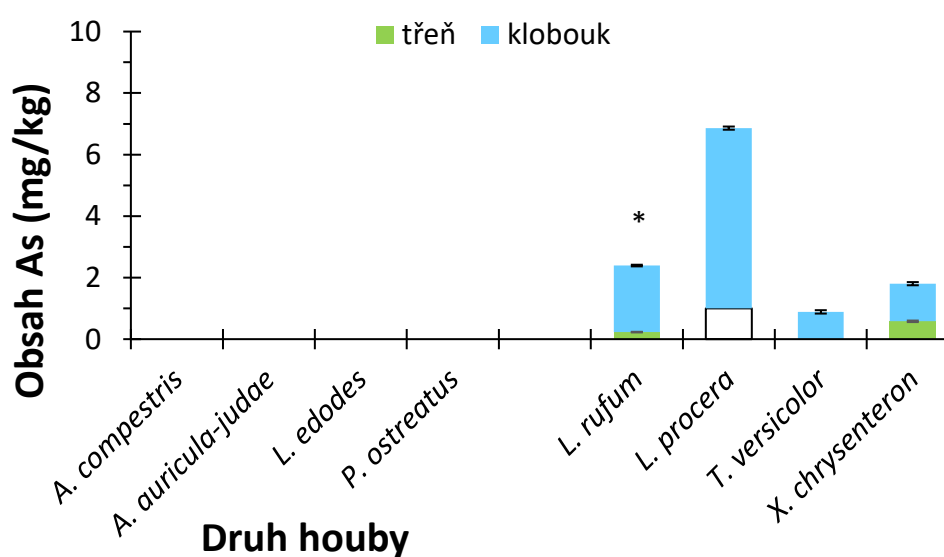


- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
 - statisticky významný rozdíl * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$

Dle grafu č. 8 byly významné hladiny As naměřené u *L. rufum*, *L. procera*, *X. chrysenteron* a *T. versicolor*. Hladiny As v klobouku dosahovaly hodnot 5,9 mg/kg, 2,2 mg/kg, 1,2 mg/kg, 0,9 mg/kg (v pořadí *L. procera*, *L. rufum*, *X. chrysenteron*, *T. versicolor*).

Naměřené hodnoty v třeni u *L. procera* byly pod limit detekce, u *X. chrysenteron* a *L. rufum* činily 0,6 a 0,3 mg/kg. U *T. versicolor* nebyly měřeny, jelikož u vzorku nebylo možné jednoznačně odlišit klobouk a třeň. Vyšší obsahy As byly však spíše v klobouku, o 52,5 % u *X. chrysenteron* a o 89,4 % u *L. rufum*, u kterého to představovalo statisticky významný rozdíl mezi obsahem v klobouku a třeni.

Graf č. 8 Obsah As v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub

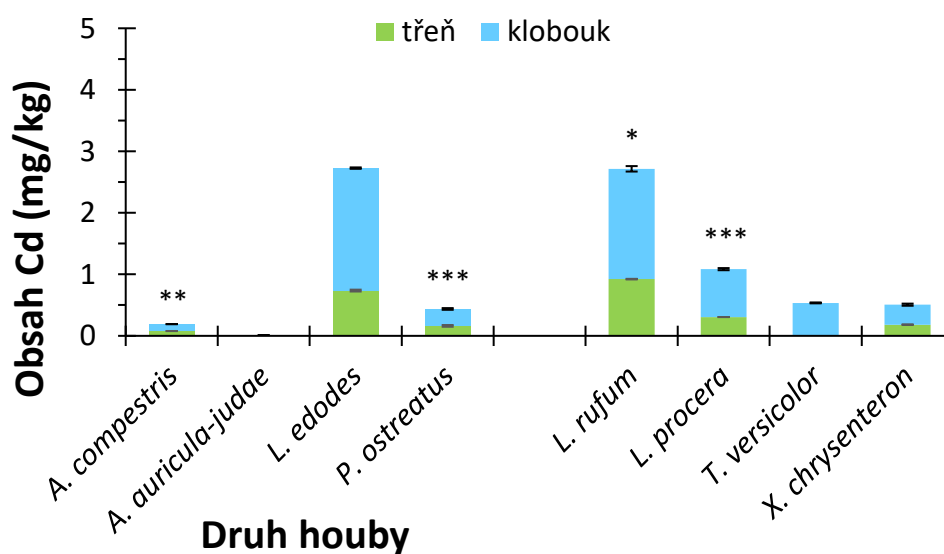


- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
 - statisticky významný rozdíl * = $p < 0,05$
 - bílý sloupec označuje hodnoty pod limitem kvantifikovatelnosti

Na grafu č. 9 je znázorněno, že nejvyšší hodnoty Cd v klobouku dosahovaly u druhů *L. edodes*, *L. rufum* a *L. procera* kde bylo naměřeno 2; 1,8; 0,8 mg/kg 2; 1,8; 0,8 mg/kg zatímco v třeni hodnoty dosahovaly u stejných druhů 0,7; 0,9 a 0,3 mg/kg. U zbylých druhů celkový obsah nepřesahoval vysoko nad 0,5 mg/kg, u *A. compestris* konkrétně Cd nedosáhla ani 0,2 mg/kg.

Naměřené hodnoty v klobouku přesahovaly hodnoty v třeni u všech druhů, z nichž u čtyřech byl tento rozdíl dokonce i statisticky signifikantní a tvořil 27,3 % u *A. compestris*, 62,8 % u *L. edodes*, 42,9 % u *P. ostreatus*, 48,6 % u *L. rufum*, 60,3 % u *L. procera* a 43,8 % u *X. chrysenteron*. Jiné porovnání se však neukázali statisticky relevantní.

Graf č. 9 Obsah Cd v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub



- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
 - statisticky významný rozdíl * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,005$

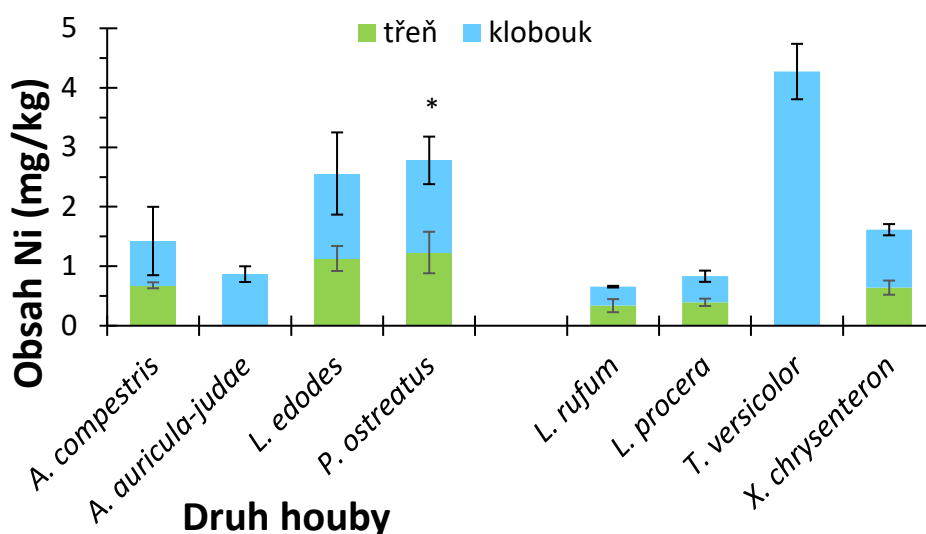
Nejvyšší hodnota obsahu Ni v klobouku byla dle grafu č. 10 naměřena u *T. versicolor* a činila 4,3 mg/kg. U zbylých druhů se obsah Ni pohyboval od 0,3 do 1,5 mg/kg

Nejvyšší hodnota v třeni byla naměřena u *P. ostreatus* a činila 1,2 mg/kg a u zbylých druhů byly hodnoty 0,3-1,1 mg/kg.

Obsah Ni byl vyšší v klobouku u všech druhů kromě *L. rufum* a rozdíl mezi obsahem v klobouku a třeni byl statisticky významný u *P. ostreatus*.

Byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu Ni mezi druhy rostoucími v půdě a na dřevě, u kterých byl obsah vyšší. Průměrné hodnoty obsahu Ni u druhů rostoucích na dřevě byly 1,74 mg/kg a u druhů rostoucích v půdě 0,57 mg/kg.

Graf č. 10 Obsah Ni v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub



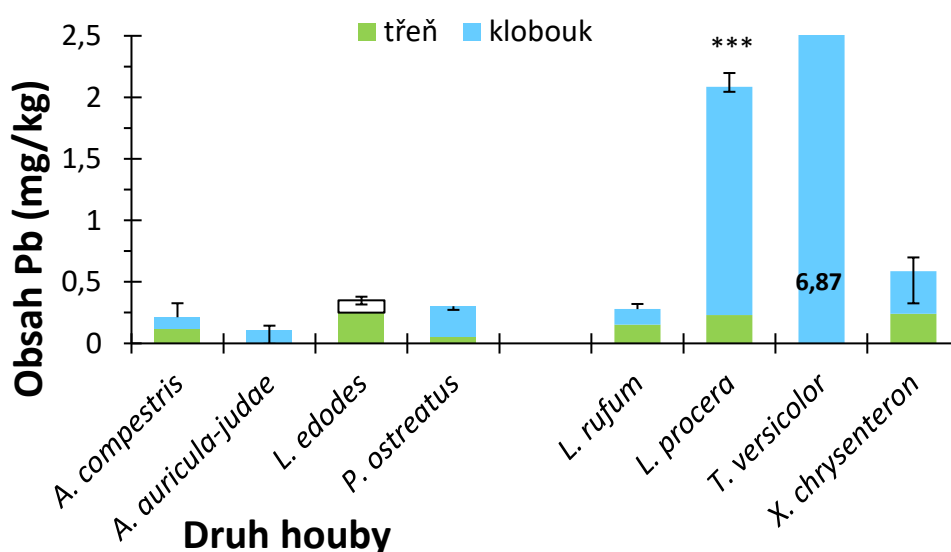
- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
- statisticky významný rozdíl * = $p < 0,05$

Dle grafu č. 11 byly nejvyšší hodnoty obsahu Pb v klobouku stanoveny u *T. versicolor* ($6,9 \pm 0,3$ mg/kg) a u *L. procera* (1,9 mg/kg). Nejméně Pb obsahoval klobouk *L. edodes* a množství u *P. ostreatus* bylo pod limitem detekce.

Nejvyšší hodnota v třeni byla naměřena u *X. chrysenteron* a *L. procera*, přibližně 0,2 mg/kg, naopak nejnižší hodnota v třeni byla u *P. ostreatus* 0,05 mg/kg. Hodnota u *L. edodes* byla pod limit kvantifikovatelnosti.

Byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu Pb mezi kloboukem a třeni u *L. procera*.

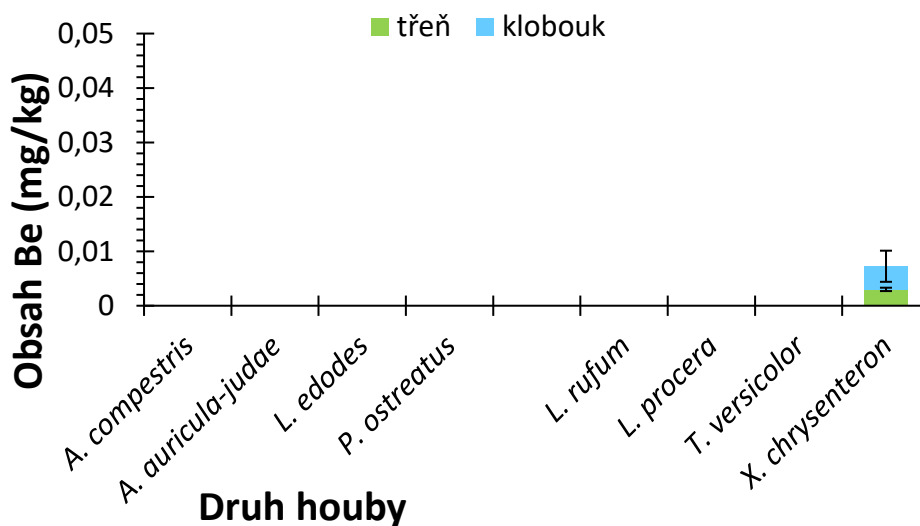
Graf č. 11 Obsah Pb v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub



- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
- statisticky významný rozdíl *** = $p < 0,005$
- bílý sloupec označuje hodnoty pod limitem kvantifikovatelnosti

Obsah Be (grafu č. 12) bylo možné stanovit pouze u *X. chrysenteron*, kde v klobouku dosahoval v průměru $0,004 \pm 0,003$ mg/kg a v třeni $0,003 \pm 0,0003$ mg/kg. Vzhledem k odchylce není možné jednoznačně určit, zda části plodnice akumulovali tento prvek odlišným způsobem.

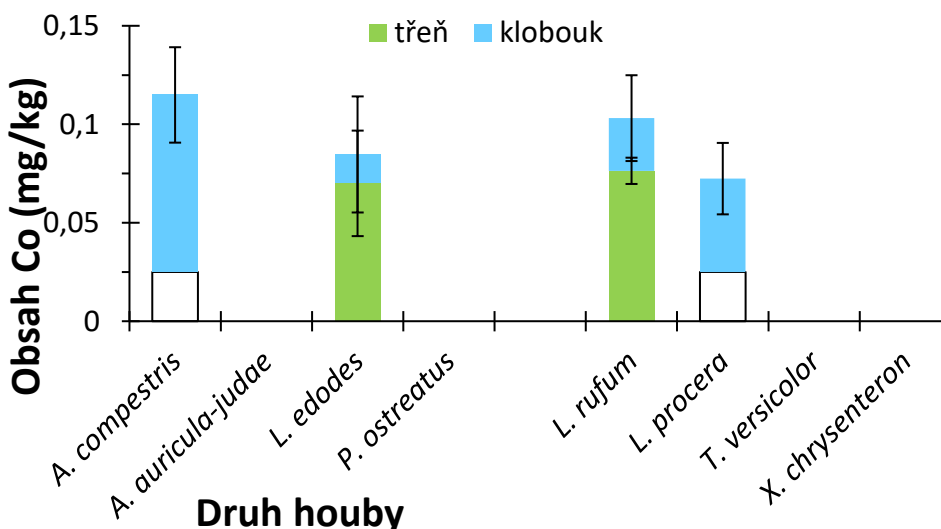
Graf č. 12 Obsah Be v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub



O něco vyšší byl obsah Co (grafu č. 13), kde v klobouku *A. compestris*, *L. procera*, *L. rufum* a *L. endodes* dosahovaly hodnoty průměrně 0,09; 0,05; 0,03 a 0,02 mg/kg.

Třeň *L. edodes* a *L. rufum* obsahovaly 0,08 a 0,07 mg/kg a hodnoty u *A. compestris* a *L. procera* byly pod limit kvantifikovatelnosti. Podobně jako v předešlém případě, tak ani u Co a V není možné stanovit statistické rozdíly mezi vzorky pro nekompletnost údajů a velké směrodatné odchylky.

Graf č. 13 Obsah Co v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub

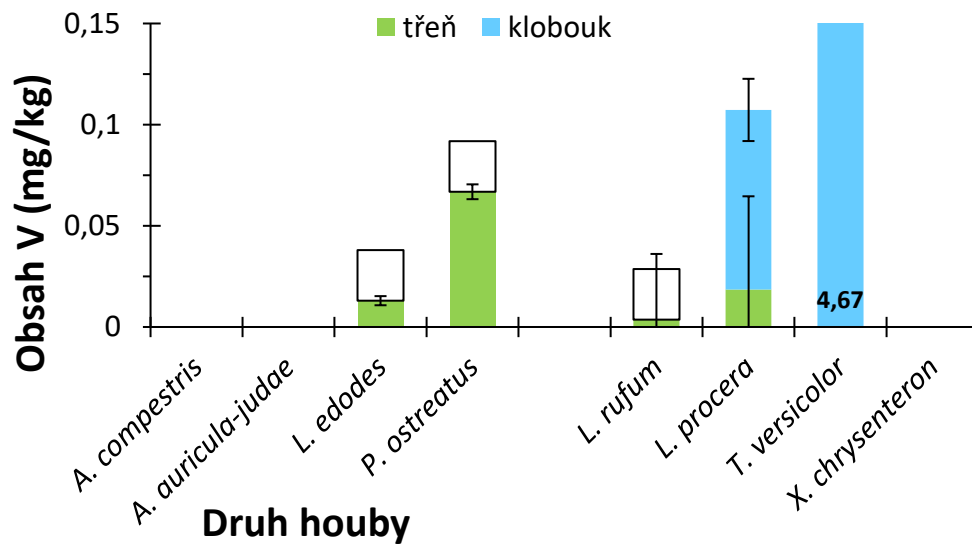


- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
- bílý sloupec označuje hodnoty pod limitem kvantifikovatelnosti

Z grafu č. 14 je patrné, že hodnoty pro V v klobouku bylo možné stanovit pouze u *T. versicolor* a *L. procera* a dosahovaly 4,7 (\pm 0,3) a 0,29 mg/kg, u zbylých *L. edodes*, *P. ostreatus* a *L. rufum* byly hodnoty pod limit kvantifikovatelnosti.

Obsah V v třeni *P. ostreatus* dosahoval 0,07 mg/kg, u druhů *L. procera*, *L. edodes* a *L. rufum* činil obsah 0,019; 0,013 a 0,025 mg/kg. Díky značné odchylce *L. procera* a *L. rufum* není možné s jistotou určit, jestli je mezi sbíranými a kupovanými druhy rozdíl.

Graf č. 14 Obsah V v klobouku a třeni u jednotlivých druhů hub



- levá část grafu zahrnuje hodnoty stanovené u kupovaných druhů
- bílý sloupec označuje hodnoty pod limitem kvantifikovatelnosti

6 Diskuze

Pro detailnější hodnocení výsledků byly hodnoty porovnány s literaturou a dostupnými limity obsahu jednotlivých prvků.

6.1 Porovnání naměřených hodnot s literaturou

Při porovnání námi naměřených hodnot s jinými autory, lze souhrnně říci, že hodnoty prvků Al, As, Co, Ni a Pb byly často vyšší, a naopak obsah Mn a Zn byl nižší. Hodnoty množství Cd a Cu byly srovnatelné s námi naměřenými hodnotami.

Ve většině studií byly použity volně rostoucí houby, a proto rozdíly v hodnotách mohou být dány odlišným složením půd a substrátů, ve kterých byly tyto houby pěstovány.

Námi naměřené hodnoty obsahu Al v různých druzích hub průměrně dosahovaly 6,5 mg/kg, výjimku tvořila houba *T. versicolor* s obsahem 715 mg/kg. Hodnoty uváděné jinými autory byly často vyšší, Sarikurkců et al. dokonce uvádí až 100krát vyšší hodnotu u *A. auricula – judae* (Tabulka č. 1), to může být dáno skutečností, že náš vzorek nebyl sbírán volně v přírodě, ale zakoupen v obchodě. Tento vzorek tak byl s největší pravděpodobností kultivován v podmínkách halových pěstíren na upraveném a zdravotně nezávadném substrátu, u kterého je obsah a přítomnost rizikových prvků často monitorován. Výjimku tvořila hodnota pro *X. chrysenteron* od Müller et al., která byla o 2 řády nižší.

Tabulka č. 1 porovnání obsahu Al (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obsah Al
<i>A. auricula – judae</i>	C	vlastní	7,18
	C	Sarikurkců et al, 2020	740
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	6,04
	T		7,29
<i>P. ostreatus</i>	C	George et al., 2014	7,6-17,5
	K	vlastní	6,15
	T		5,39
	K	Golian et al., 2021	4,9
	T	Golian et al., 2022	4,9
<i>L. procera</i>	C	Dogan et al., 2005	24,6
	K	vlastní	5,76
	T		8,53
<i>X. chrysenteron</i>	C	Gurgen et al., 2018	37,1
	K	vlastní	12,0
	T		6,67
	C	Muller et al. 1997	0,06

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
- zelené pole označuje kupované druhy

Dle tabulky č. 2 průměrné hodnoty As tvořily 0,7 mg/kg, vyšší hodnoty 2,2 a 5,7 mg/kg byly naměřené u *L. rufum* a *L. procera*. Většina hodnot byly však pod limit kvantifikovatelnosti. Jiným autorů se však podařilo u těchto druhů obsah As naměřit. V našem případě se jednalo o kupované druhy, které byly v jiných studiích sbírány volně v přírodě, a tak vyšší obsah As mohl pocházet z půdy, ve které houby rostly.

Tabulka č. 2 porovnání obsahu As (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obsah As
<i>A. compestris</i>	K	vlastní	PLK
	T		PLK
	C	Svoboda & Chrastny, 2011	2,6
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	PLK
	T		PLK
	C	Yu et al., 2021	0,08-1,52
<i>P. ostreatus</i>	K	vlastní	PLK
	T		PLK
	C	Rashid et al. 2018	0,45
<i>L. procera</i>	C	Dogan et al., 2005	0,02
	K	vlastní	5,86
	T		PLK
	K	Falandysz et al., 2017	0,69-0,93
	C	Gurgen et al., 2018	0,03
	C	Stijve & Bourqui, 1991	1,45
	C	Svoboda a Chrastny, 2011	1,16-24,3
<i>X. chrysenteron</i>	K	vlastní	1,22
	T		0,58
	C	Svoboda a Chrastny, 2011	1,16-24,3

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
PLK – pod limit kvantifikovatelnosti
- zelené pole označuje kupované druhy

Jediná námi naměřená hodnota nad limit kvantifikovatelnosti byla 0,004 mg/kg Be v *X. chrysenteron*. V literatuře se podařilo najít hodnoty pouze pro *L. procera*, které byly vyšší než naše hodnota. Hodnoty jsou uvedené v tabulce č. 3.

název houby	část	zdroj	obsah Be
<i>L. procera</i>	K	vlastní	PLK
	T		PLK
	K	Falandysz et al., 2017	0,008-0,019
	C	Mleczek et al., 2020	0,09

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
PLK – pod limit kvantifikovatelnosti

Průměrné hodnoty pro Cd byly 0,4 mg/kg, výjimku tvořily hodnoty 1,8 a 2 mg/kg u *L. rufum* a *L. edodes* a dle tabulky č. 4 byly hodnoty jiných autorů srovnatelné s našimi hodnotami.

název houby	část	zdroj	obsah Cd
<i>A. compestris</i>	K	vlastní	0,11
	T		0,08
	C	Dogan et al., 2005	0,28
<i>A. auricula – judae</i>	C	vlastní	0,01
	C	Sarikurkcu et al, 2020	0,46
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	1,99
	T		0,74
	C	Yu et al., 2021	0,17-3,5
<i>P. ostreatus</i>	K	vlastní	0,28
	T		0,16
	C	Rashid et al. 2018	0,4
<i>L. rufum</i>	C	Dogan et al., 2005	0,3
	K	vlastní	1,79
	T		0,92
<i>L. procera</i>	K	Falandysz & Borovička, 2013	0,4-4,5
	K	vlastní	0,78
	T		0,31
<i>T. versicolor</i>	K	Falandysz et al., 2017	1,7-9,4
	C	Gurgen et al., 2018	0,61
	C	vlastní	0,54
	C	Mostafa et al., 2023	0,01-0,14
	C	Dogan et al., 2005	0,21

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
- zelené pole označuje kupované druhy

Obsah Co byl průměrně 0,05 mg/kg, u poloviny druhů však byl pod limitem kvantifikovatelnosti a hodnoty jiných autorů uvedené v tabulce č. 5 byly vyšší. Jednalo se opět převážně o kupované druhy.

Tabulka č. 5 porovnání obsahu Co (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obsah Co
<i>A. compestris</i>	K	vlastní	0,09
	T		PLK
	C	Svoboda & Chrastny, 2011	0,24
<i>A. auricula – judae</i>	C	vlastní	PLK
	C	Sarikurkcu et al, 2020	2,9
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	0,01
	T		0,07
	C	George et al., 2014	0,02
<i>P. ostreatus</i>	K	vlastní	PLK
	T		PLK
	C	Rashid et al. 2018	0,01
	C	Dogan et al., 2005	0,17
<i>L. procera</i>	K	vlastní	0,05
	T		PLK
	K	Falandysz et al., 2017	0,2-0,3
<i>X. chrysenteron</i>	C	Gurgen et al., 2018	0,2
	K	vlastní	PLK
	T		PLK
	C	Svoboda a Chrastny, 2011	0,08--3,25

K – klobouk

T – třeň

C – celá plodnice

PLK – pod limit kvantifikovatelnosti

- zelené pole označuje kupované druhy

Obsah Cu se pohyboval od 3,5-130 mg/kg. Z tabulky č. 6 vyplývá, že někteří autoři uvádí nižší hodnoty, například nižší hodnoty Gurgen et al. mohou být dány použitím jiné analytické metody (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem) a lokalitou sběru (Turecko). Falandysz & Borovička (2013) a Dogan et al. (2005) uvádějí zas vyšší hodnoty.

Tabulka č. 6 porovnání obsahu Cu (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obah Cu
<i>A. compestris</i>	K	vlastní	26,5
	T		22,9
	C	Svoboda & Chrastny, 2011	47
	C	Dogan et al., 2005	37,3
<i>A. auricula – judae</i>	C	vlastní	3,49
	C	Sarikurkcü et al, 2020	2,4
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	6,20
	T		7,37
	C	Vetter et al. 2005	13
	C	George et al., 2014	9,2-12,7
<i>P. ostreatus</i>	K	vlastní	12,5
	T		11,5
	K	Golian et al., 2021	6,2
	T	Golian et al., 2022	5,3
	C	Rashid et al. 2018	13,2
<i>L. rufum</i>	C	Dogan et al., 2005	15
	K	vlastní	44,3
	T		25,9
	K	Falandysz & Borovička, 2013	73-100
<i>L. procera</i>	K	vlastní	112
	T		130,2
	K	Falandysz et al., 2017	82-130
	C	Gurgen et al., 2018	96,3
<i>T. versicolor</i>	C	vlastní	19,74
	C	Mostafa et al., 2023	1,07-3,11
	C	Dogan et al., 2005	326
<i>X. chrysenteron</i>	K	vlastní	42,49
	T		25,29
	C	Svoboda a Chrastny, 2011	30,8-415

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
- zelené pole označuje kupované druhy

Obsah Mn se pohyboval od 5 do 56 mg/kg. Sarikurkcü et al. (2020) a Dogan et al. (2005) udává vyšší hodnoty, což může být dáno tím, že se jednalo o volně rostoucí houby (*A. compestris*, *A. auricula – judae*) a lokalitou (Turecko). Naopak Gurgen et al. (2018) udává nižší hodnoty, což může být spojené s použitím jiné analytické metody (ICP-MS) a Mostafa et al. (2023) uvádí nižší hodnoty pro vzorky sbírané v Himalájích (Indie). Hodnoty jsou uvedeny v následující tabulce č. 7.

Tabulka č. 7 porovnání obsahu Mn (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obsah Mn
<i>A. compestris</i>	K	vlastní	5,9
	T		5,1
	C	Dogan et al., 2005	196
<i>A. auricula – judae</i>	C	vlastní	10,3
	C	Sarikurkcü et al, 2020	102
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	18,1
	T		17,3
	C	George et al., 2014	2,2-48,5
<i>P. ostreatus</i>	K	vlastní	7,78
	T		6,69
	K	Golian et al., 2021	6,9
	T	Golian et al., 2022	2,8
	C	Rashid et al. 2018	12,2
	C	Dogan et al., 2005	8,6
	C	Gurgen et al., 2018	2,6
<i>L. procera</i>	K	vlastní	17,4
	T		47,4
	C	Gurgen et al., 2018	2,6
<i>T. versicolor</i>	C	vlastní	56,2
	C	Mostafa et al., 2023	2,2-3,9
	C	Dogan et al., 2005	90,7

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
- zelené pole označuje kupované druhy

Průměrné hodnoty Ni byly 0,8 mg/ kg, výjimku tvořila houba *T. versicolor* s obsahem 4,3 mg Ni/kg. Autoři uvádí převážně vyšší hodnoty (Tabulka č. 8), což může být dáno, jak již bylo popsáno výše v textu, lokalitou, použitím jiné analytické metody, nebo protože se jednalo o volně rostoucí houby na rozdíl od našich kupovaných vzorků.

Tabulka č. 8 porovnání obsahu Ni (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obsah Ni
<i>A. compestris</i>	K	vlastní	0,74
	T		0,68
	C	Dogan et al., 2005	10,8
<i>A. auricula – judae</i>	C	vlastní	0,86
	C	Sarikurkcucu et al, 2020	39,4
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	1,43
	T		1,13
	C	George et al., 2014	0,4-1,1
<i>P. ostreatus</i>	K	vlastní	1,55
	T		1,23
	C	Rashid et al. 2018	0,3
<i>L. procera</i>	C	Dogan et al., 2005	15,3
	K	vlastní	0,44
	T		0,39
	C	Gurgen et al., 2018	9
<i>T. versicolor</i>	C	vlastní	4,27
	C	Mostafa et al., 2023	0,07-0,19
	C	Dogan et al., 2005	31

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
- zelené pole označuje kupované druhy

Obsah Pb tvořil v průměru 0,5 mg/kg s výjimkou *L. procera* 1,9 mg/kg a *T. versicolor* 6,9 mg/kg. Většina autorů uvádí vyšší hodnoty, zatímco Dogan et al. (2005) uvádí nižší hodnotu přesto, že hodnoty jiných prvků pro *T. versicolor* naměřili vyšší, což může naznačovat, že lokalita může hrát velkou roli v zastoupení prvků. Hodnoty jsou uvedeny v tabulce č. 9.

Tabulka č. 9 porovnání obsahu Pb (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obsah Pb
<i>A. compestris</i>	K	vlastní	0,09
	T		0,12
	C	Dogan et al., 2005	9,08
<i>A. auricula – judae</i>	C	vlastní	0,11
	C	Sarikurkcuc et al, 2020	2,12
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	0,11
	T		PLK
	C	Yu et al., 2021	0,02-0,52
	C	George et al., 2014	0,02-2,5
<i>P. ostreatus</i>	K	vlastní	PLK
	T		0,05
	C	Rashid et al. 2018	0,22
<i>L. rufum</i>	C	Dogan et al., 2005	1,27
	K	vlastní	0,13
	T		0,15
<i>T. versicolor</i>	K	Falandysz & Borovička, 2013	0,26-1,2
	C	vlastní	6,87
	C	Dogan et al., 2005	0,91

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
PLK – pod limit kvantifikovatelnosti
- zelené pole označuje kupované druhy

Naměřené hodnoty V průměrně dosahovaly 0,04 mg/kg s výjimkou *T. versicolor* 4,7 mg/kg, většina hodnot však byla pod limitem kvantifikovatelnosti. Z tabulky č. 10 je patrné, že jiní autoři naměřili vyšší hodnoty. Vetter analyzoval volně rostoucí vzorky hub z území Maďarska, data však pochází z roku 1999 a za takový časový úsek se složení půd mohlo změnit. Odlišnost hodnot Svoboda a Chrástny (2011) mohlo ovlivnit použití analytické metody ICP-MS.

Tabulka č. 10 porovnání obsahu V (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obsah V
<i>A. compestris</i>	K	vlastní	PLK
	T		PLK
<i>L. procera</i>	C	Svoboda & Chrastny, 2011	0,7
	K	vlastní	0,09
	T		0,02
<i>X. chrysenteron</i>	C	Vetter, 1999	0,19-0,67
	K	vlastní	PLK
	T		PLK
	C	Svoboda a Chrastny, 2011	0,06-1,12
	C	Vetter, 1999	0,12-0,45

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
PLK – pod limit kvantifikovatelnosti
- zelené pole označuje kupované druhy

Průměrný obsah Zn byl 60,4 mg/kg, výjimku tvořila nejnížší a nejvyšší naměřená hodnota 7,8 a 149 mg/kg u *A. auricula – judae* a *L. procera*. Sarikurkcucu et al. (2020) a Golian et al. (2021) uvádí vyšší hodnoty, ale ostatní autoři nižší. Vyšší hodnoty uvádí i Golian et al. (2021), kteří pěstovali vzorky *P. ostreatus* na substrátu z lisovaných pšeničných pelet, které jsou určeny k použití jako podestýlka pro koně a výsledky získali pomocí metody ET-AAS. George et al. (2014), uvádí vyšší hodnoty pro vzorky pěstované na substrátu z kůry tvrdého dřeva, pilin a žita, ale srovnatelné hodnoty pro vzorky pěstované na substrátu z kaštanové kůry a pilin, z čeho plyne velká role složení substrátu. Hodnoty jsou uvedeny v následující tabulce č. 11.

Tabulka č. 11 porovnání obsahu Zn (mg/kg suché hmotnosti) s literaturou			
název houby	část	zdroj	obsah Zn
<i>A. auricula – judae</i>	C	vlastní	7,77
	C	Sarikurkcuc et al, 2020	60
<i>L. edodes</i>	K	vlastní	70,5
	T		51,7
	C	Vetter et al. 2005	88
	K	George et al., 2014	200
	T		218
	K		96
	T		59
<i>P. ostreatus</i>	K	vlastní	56,7
	T		51,7
	K	Golian et al., 2021	81
	T	Golian et al., 2022	41
	C	Rashid et al. 2018	50,2
<i>L. rufum</i>	C	Dogan et al., 2005	73,3
	K	vlastní	96,9
	T		52,6
	K	Falandysz & Borovička, 2013	91-240
<i>L. procera</i>	K	vlastní	148,8
	T		60,9
	C	Gurgen et al., 2018	86,4
<i>T. versicolor</i>	C	vlastní	45,2
	C	Mostafa et al., 2023	3,07-4,48

K – klobouk
T – třeň
C – celá plodnice
- zelené pole označuje kupované druhy

6.2 Hodnocení rizika

Odhadovaný denní příjem (EDI) je ukazatel používaný k hodnocení potenciálního zdravotního rizika spojeného s požitím toxických látek obsažených v potravinách v průběhu času. Hraje významnou roli při hodnocení dlouhodobých účinků expozice toxickým prvkům. Vypočet byl proveden dle následující rovnice podle (Fu et al. 2020) za použití údajů vztahujících se specificky pro Českou republiku za rok 2022.

$$EDI = \frac{MC \times IR \times EF \times ED}{ET \times BW}$$

kde MC je koncentrace daného prvku v houbě (mg/kg suché hmotnosti), IR předpokládaná spotřeba hub (kg/osoba/den), EF je frekvence expozice (365 dnů), ED je délka expozice pro dospělého člověka, která je podle statistických údajů v průměru 79 let (ČSÚ 2023), ET je průměrná doba expozice (365 dnů × 79 let) a BW je tělesná hmotnost, ta je průměrně

u obyvatel ČR 79,6±3 kg (ÚZIS 2010; Zajíčková 2023). Hodnota IR se určila na základě údajů o sběru hub za rok 2022, která se odhaduje na 24,99 tisíc tun (Bílý 2023), což na přibližně 10,533 milionu obyvatel (ČSÚ 2023) pro daný rok bude tvořit hodnotu IR zhruba $6,5 \cdot 10^{-3}$ kg/osoba/den.

Z EDI můžeme dál vypočítat takzvaný cílový rizikový kvocient (THQ), který se používá k posouzení potenciálního zdravotního rizika a posouzení úrovně nekarzinogenních rizik v důsledku příjmu rizikových prvků (Fu et al. 2020). Pokud je $THQ > 1$, existuje možnost, že by se mohly objevit nepříznivé zdravotní účinky (Abdullah et al. 2022). Výpočet proveden dle následující rovnice:

$$THQ = \frac{EDI}{RfD}$$

kde EDI je odhadovaný denní příjem a RfD je orální referenční dávka (Fu et al. 2020). Hodnoty RfD (mg/kg/den) pro jednotlivé prvky jsou následující: Al (1), As (0,0003), Cd (0,001), Pb (0,002) (Antoine et al. 2017), Co (0,0003) (EPA 2008), Cu (0,04), Mn (0,014), Ni (0,02), Zn (0,3) (Abdullah et al. 2022).

Hodnoty RfD pro Be a V literatura neuvádí, z tohoto důvodu výpočty pro tyto prvky chybí.

Výsledky výpočtů z naměřených koncentrací prvků pozorovaných v jednotlivých houbách výlučně pro Českou republiku jsou uvedené v tabulkách č. 12 a 13.

Tabulka č. 12 Hodnoty EDI pro jednotlivé druhy a vybrané rizikové prvky (mg/kg)										
název houby	část	Al	As	Cd	Co	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
<i>A. compestris</i>	K	0,0003	x	0,00001	0,00001	0,002	0,001	0,0001	0,00001	0,004
	T	0,0004	x	0,00001	x	0,002	0,0004	0,0001	0,00001	0,003
<i>A. auricula – judae</i>	K	0,001	x	0,000001	x	0,0003	0,001	0,0001	0,00001	0,001
<i>L. edodes</i>	K	0,001	x	0,0002	0,000001	0,001	0,002	0,0001	0,00001	0,01
	T	0,001	x	0,0001	0,00001	0,001	0,001	0,0001	x	0,004
<i>P. ostreatus</i>	K	0,001	x	0,00002	x	0,001	0,001	0,0001	x	0,005
	T	0,0005	x	0,00001	0,00001	0,001	0,001	0,0001	0,000004	0,004
<i>L. rufum</i>	K	0,0004	0,0002	0,0002	0,000002	0,004	0,001	0,00003	0,00001	0,01
	T	0,0005	0,00002	0,0001	0,000006	0,002	0,001	0,00003	0,00001	0,004
<i>L. procera</i>	K	0,0005	0,0005	0,0001	0,000004	0,01	0,001	0,00004	0,0002	0,01
	T	0,001	x	0,00003	x	0,01	0,004	0,00003	0,00002	0,01
<i>T. versicolor</i>	K	0,1	0,0001	0,00005	x	0,002	0,005	0,0004	0,001	0,004
<i>X. chrysenteron</i>	K	0,001	0,0001	0,00003	x	0,004	0,001	0,0001	0,00003	0,01
	T	0,001	0,00005	0,00002	x	0,002	0,001	0,00005	0,00002	0,01

-zelené pole obsahuje hodnoty EDI vypočítané pro kupované druhy

x – údaj nebylo možné vypočítat

název houby	část	Al	As	Cd	Co	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
<i>A. compestris</i>	K	0,0003	x	0,01	0,03	0,1	0,04	0,003	0,004	0,01
	T	0,0004	x	0,01	x	0,05	0,03	0,003	0,01	0,01
<i>A. auricula – judae</i>	K	0,001	x	0,001	x	0,01	0,1	0,004	0,005	0,002
<i>L. edodes</i>	K	0,001	x	0,2	0,004	0,01	0,1	0,01	0,005	0,02
	T	0,001	x	0,1	0,02	0,02	0,1	0,005	x	0,01
<i>P. ostreatus</i>	K	0,001	x	0,02	x	0,03	0,05	0,01	x	0,02
	T	0,0005	x	0,01	x	0,02	0,04	0,005	0,002	0,01
<i>L. rufum</i>	K	0,0004	0,6	0,2	0,01	0,1	0,04	0,001	0,01	0,03
	T	0,0005	0,1	0,1	0,02	0,1	0,05	0,001	0,01	0,01
<i>L. procera</i>	K	0,0005	1,66	0,1	0,01	0,2	0,1	0,002	0,1	0,04
	T	0,001	x	0,03	x	0,3	0,3	0,002	0,01	0,02
<i>T. versicolor</i>	K	0,1	0,3	0,05	x	0,04	0,3	0,02	0,3	0,01
<i>X. chrysenteron</i>	K	0,001	0,3	0,03	x	0,1	0,04	0,004	0,01	0,02
	T	0,001	0,2	0,02	x	0,05	0,1	0,003	0,01	0,02

-zelené pole obsahuje hodnoty THQ vypočítané pro kupované druhy
x – údaj nebylo možné vypočítat

Index rizika (HI) je součet hodnot THQ všech zkoumaných prvků, pokud je hodnota $HI < 1$, riziko je přijatelné, když je však $HI \geq 1$, existuje riziko potenciálně nepříznivého nekarcinogenního účinku při dlouhodobé konzumaci (Fu et al. 2020). Rovnice pro HI bude v našem případě následující:

$$HI = THQ_{Al} + THQ_{As} + THQ_{Cd} + THQ_{Co} + THQ_{Cu} + THQ_{Mn} + THQ_{Ni} + THQ_{Pb} + THQ_{Zn}$$

Vypočítané hodnoty HI jsou uvedené v tabulce č. 14.

název houby	část	HI	název houby	část	HI
<i>A. compestris</i>	K	0,1	<i>L. rufum</i>	K	0,9
	T	0,1		T	0,3
<i>A. auricula – judae</i>	K	0,1	<i>L. procera</i>	K	2,2
<i>L. edodes</i>	K	0,3		T	0,6
	T	0,2	<i>T. versicolor</i>	K	1,1
<i>P. ostreatus</i>	K	0,1	<i>X. chrysenteron</i>	K	0,6
	T	0,1		T	0,3

-zelené pole obsahuje hodnoty HI vypočítané pro kupované druhy

Hodnota THQ_{As} větší než 1 byla naměřena v klobouku *L. procera* (1,7) a index HI větší než 1 byl naměřen v klobouku *T. versicolor* (1,1), *L. procera* (2,2) a hodnota 0,9 pro klobouk *L. rufum* se také velmi blížila limitní hodnotě, lze tedy předpokládat, že existuje riziko vzniku chronických negativních účinků na lidský organismus při dlouhodobé konzumaci těchto hub. Také je z tabulky č. 14 patrné, že konzumace volně rostoucích hub s sebou přináší větší riziko než konzumace těch kupovaných. To se však s přihlédnutím na lokalitu sběru dalo očekávat.

6.3 Porovnání naměřených hodnot s platnými limity

Některé naměřené hodnoty přesahovaly přípustné limity obsahu toxických a rizikových prvků. Nařízení Komise EU 2023/915 stanovuje limity pro obsah As, Cd a Pb v potravinách, kdy maximum Cd pro pěstované houby v syrovém stavu na 0,005 mg/kg, pro pěstované *P. ostreatus* a *L. edodes* na 0,15 mg/kg a pro volně rostoucí houby na 0,5 mg/kg. Kupovaný *P. ostreatus* přesáhl v klobouku téměř 2krát stanovený limit 0,15 mg/kg a v třeni bylo naměřeno také limitní množství 0,16 mg/kg. Kupovaný *L. edodes* pak přesáhl tento limit v klobouku 13krát a v třeni 5krát. Volně rostoucí druhy *L. rufum* (3,6krát), *L. procera* (1,6krát) a *T. versicolor* (0,54 mg/kg) přesáhly limit obsahu Cd 0,5 mg/kg v klobouku a *L. rufum* 1,8krát i v třeni. Dále toto nařízení stanovuje maximální limit Pb pro pěstované houby (*A. bisporus*, *P. ostreatus*, *L. edodes*), který je 0,3 mg/kg a pro volně rostoucí houby 0,8 mg/kg, který byl překročen volně rostoucími druhy *L. procera* více než 2krát a *T. versicolor* více než 8krát, ale kupované druhy *A. compestris*, *L. edodes* a *P. ostreatus* limit 0,3 mg/kg nepřesahovaly. Limity pro obsah As stanovuje toto nařízení pro různé typy potravin od kojenecké výživy po sůl s hodnotami 0,01-0,5 mg/kg. Pokud porovnáme naměřené výsledky s limitem pro rýži a výrobky z ní, který činí průměrně 0,2 mg/kg, tak by všechny naměřené hodnoty překročily tento limit. Konkrétně kupovaná *L. rufum* překročila v klobouku 10,8krát a obsah v třeni byl blízko limitu 0,23 mg/kg, hodnoty u *L. procera* převyšovaly limit až 29krát, *T. versicolor* 4,4krát, *X. chrysenteron* v klobouku 6krát a v třeni téměř 3krát.

Přijatelný denní příjem (ADI) i tolerovatelný denní příjem (TDI) představují odhad množství látky v potravinách nebo pitné vodě, které lze denně konzumovat po celý život, aniž by to představovalo znatelné riziko pro zdraví. ADI se vztahuje především na chemické látky, jako jsou potravinářská aditiva, rezidua pesticidů a veterinárních léčiv, kdyžto TDI na látky, které nejsou přidávány záměrně, např. kontaminanty (EFSA). Krátkodobá expozice překračující tato množství pravděpodobně nebude mít žádné škodlivé účinky na zdraví (FAO).

TDI pro Ni je 0,005 mg/kg tělesné hmotnosti (EFSA), při předpokladu 0,005 mg/76,4 kg je TDI=0,38 mg, pouze při konzumaci 100 g *T. versicolor* by byl tento limit překročen.

ADI pro Cu činí 0,07 mg/kg tělesné hmotnosti (EFSA). Při předpokladu 0,07 mg/76,4 kg je ADI=5,3 mg, konzumací 100 g celé plodnice volně rostoucích druhů *L. rufum*, *L. procera* a *X. chrysenteron* by byla tato hodnota překročena. *L. rufum* a *X. chrysenteron* překračují tento limit 1,3krát a *L. procera* 4,6krát.

Tolerovaný týdenní příjem (TWI) je maximální příjem látek v potravinách, jako jsou kontaminanty, které lze konzumovat týdně po celý život bez rizika nepříznivých zdravotních účinků, TWI pro Al činí 1 mg na 1 kg tělesné hmotnosti (EFSA), při předpokladu 1 mg/76,4 kg je TWI = 76,4 mg, pouze při spotřebě 100 g *T. versicolor* (714,8 mg/kg) by byl tento limit překročen.

Některé vysoké naměřené hodnoty obsahu sledovaných prvků v houbě *T. versicolor* mohly být dány většími reziduí půdy, které nebylo možné očistit, což mohlo vést ke zkrácení výsledků.

Dle vyhlášky č. 352/2009 Sb. činí doporučený denní příjem Mn 2 mg. Při konzumaci 100 g celé plodnice *L. procera* (6,5 mg Mn/100 g), *T. versicolor* (5,6 mg/100 g)

a kupovaného *L. edodes* (3,5 mg/100 g) by byl tento limit mírně překročen, ale lze předpokládat, že jednorázová konzumace těchto hub by nepředstavovala vážné zdravotní riziko.

Konzumace 100 g *T. versicolor* by už překročila doporučenou denní dávku V, která činí 0,01mg, téměř 50krát.

Doporučený denní příjem 10 mg Zn (Vyhláška č. 352/2009 Sb.) by byl také překročen ve 100 g celé plodnice volně rostoucích hub *L. procera* (2krát), *X. chrysenteron* (1,5krát), *L. rufum* (1,5krát) a kupovaných houbách *L. edodes* (1,2krát), *P. ostreatus* s hodnotou 10,84 mg/100 g překročila DDD jen nepatrně.

Musíme také brát v úvahu, že způsob kuchyňské přípravy může ovlivnit obsah těžkých kovů a dalších složek v houbách. Studie (Drewnowska, Małgorzata et al. 2017) ukázaly, že různé způsoby vaření mohou vést ke snížení obsahu těžkých kovů v houbách. Například blanšírování čerstvých hub snížilo obsah Cd přibližně o 11 % až 36 %, zatímco blanšírování hluboce zmrazených hub vedlo ke snížení přibližně o 40 % a při použití octové marinády se obsah Cd dále snižoval.

7 Závěr

Cílem této diplomové práce bylo stanovit obsah vybraných rizikových prvků ve volně rostoucích nebo kupovaných jedlých houbách a porovnat jednak obsahy těchto prvků v různých částech plodnice (klobouk a třeň) a také stanovit rozdíl s ohledem na místo růstu (v půdě a na dřevě). Diplomová práce si rovněž dala za cíl ověřit, jestli volně rostoucí druhy hub obsahují vyšší hladiny sledovaných prvků, nebo zda tyto hladiny přesahují limity pro vznik akutních zdravotních rizik.

V rámci našich hypotéz lze výsledky zhodnotit následovně:

- 1) Obsah vybraných rizikových prvků by měl dosahovat vyšších hodnot u druhů divoce rostoucích v přírodě:

Významně vyšší obsah prvků Cu, Mn a Zn byl naměřen u volně rostoucích druhů hub, kde průměrné hodnoty dosahovaly pro Cu 57,3 mg/kg, pro Mn 21,7 mg/kg a pro Zn 79,5 mg/kg, kdyžto pro kupované byly 12,9; 10,2 a 46,4 mg/kg (ve stejném pořadí). Rovněž celkový obsah sledovaných prvků byl vyšší u volně rostoucích hub. I přesto, že hodnoty specifických prvků pro kupované druhy v několika případech převyšovaly ty volně rostoucí, můžeme říct, že tato hypotéza byla potvrzena.

- 2) Druhy rostoucí na dřevě budou obsahovat nižší koncentrace vybraných rizikových prvků než rostoucí přímo v půdě:

Byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu Cu, Mn, Ni a Zn mezi druhy rostoucími v půdě a na dřevě, průměrné hodnoty Cu u hub rostoucích na dřevě byly 10,1 mg/kg a v půdě 53,7 mg/kg, hodnoty Mn v půdě rostoucích druhů byly v průměru 13,4 mg/kg a na dřevě rostoucích 19,4 mg/kg, průměrné hodnoty Ni u hub rostoucích na dřevě byly 1,7 mg/kg a v půdě 0,6 mg/kg a průměrné hodnoty Zn u druhů rostoucích v půdě byly 74,6 mg/kg a na dřevě 47,3 mg/kg. Z hodnot vyplývá, že obsah Cu a Zn byl vyšší u druhů rostoucích v půdě a obsah Ni a Mn byl vyšší u druhů rostoucích na dřevě. Hypotéza nebyla průkazně potvrzena.

- 3) Klobouk a třeň by měli akumulovat vybrané rizikové prvky odlišným způsobem.

Významně vyšší obsah Cd (o 27,3 %), Mn (o 14 %) a Zn (o 29,1 %) byl naměřen v klobouku *Agarius campestris* oproti třeni. V klobouku *Pleurotus ostreatus* byly naměřeny vyšší hodnoty Cd (o 42,9 %), Mn (o 14 %), Ni (o 20,6 %) oproti třeni. Klobouk *Leccinum rufum* obsahoval více As (o 89,4 %), Cd (o 48,6 %), Cu (o 41,5 %) a Zn (o 45,7 %), ovšem vyšší hodnoty Mn (o 9,57 %) byly naměřeny ve třeni. *Lepiota procera* obsahovala vyšší množství Cd (o 60,3 %), Pb (o 87,6 %), Zn (o 59,1 %) v klobouku a vyšší množství Al (o 32,5 %), Cu (o 13,8 %), Mn (o 63,3 %) ve třeni. Ve většině případů klobouk obsahoval vyšší obsah prvků. Z naměřených hodnot je patrné, že klobouk a třeň akumulují prvky odlišně a hypotéza tudíž byla potvrzena.

- 4) Obsah vybraných rizikových prvků nebude přesahovat mezní hodnoty potřebné pro vyvolání akutní otravy.

Tato hypotéza byla potvrzena. I když některé druhy obsahovaly množství prvků, které převyšovalo doporučené denní dávky nebo přijatelný denní/ týdenní příjem, nelze předpokládat, že by tyto hodnoty mohly vyvolat akutní otravu. Z výpočtů pro cílový rizikový kvocient (TRQ) a index rizika (HI) ale existuje riziko chronického působení na organismus, jak naznačují hodnoty THQ_{As} (1,7) a HI (2,2 a 1,1), které převyšovaly limitní hodnotu 1

v klobouku *Lepiota procera* a *Trametes versicolor* a také klobouk *L. rufum* (0,9) se blížil limitní hodnotě.

8 Literatura

- Abdullah MIC, Md Shah ASR, Haris H. Bioaccumulation and Health Risk Assessment of Trace Elements in *Oreochromis niloticus* in Bukit Merah Lake, Malaysia. *Trop Life Sci Res.* 2022 Jul;33(2):179-195. doi: 10.21315/tlsr2022.33.2.9. Epub 2022 Jul 15. PMID: 35966271; PMCID: PMC9354902.
- Abraham JL, Hunt A. Environmental contamination by cobalt in the vicinity of a cemented tungsten carbide tool grinding plant. *Environ Res.* 1995 Apr;69(1):67-74.
- Aihemaiti, Aikelaimu et al. "Effects of liquid digestate on the valence state of vanadium in plant and soil and microbial community response." *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* vol. 265,Pt B (2020): 114916. doi:10.1016/j.envpol.2020.114916.
- Alfrey, A C et al. "The dialysis encephalopathy syndrome. Possible aluminum intoxication." *The New England journal of medicine* vol. 294,4 (1976): 184-8. doi:10.1056/NEJM197601222940402
- Alloway, Brian J. (ed.). Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Springer Science & Business Media, 2012.
- Alves M, Ferreira IFR, Dias J, Teixeira V, Martins A, Pintado M (2012) A review on antimicrobial activity of mushroom(Basidiomycetes) extracts and isolated compounds. *Planta Med* 78:1707–1718
- Antoine JMR, Fung LAH, Grant CN. Assessment of the potential health risks associated with the aluminium, arsenic, cadmium and lead content in selected fruits and vegetables grown in Jamaica. *Toxicol Rep.* 2017 Mar 29;4:181-187. doi: 10.1016/j.toxrep.2017.03.006. PMID: 28959639; PMCID: PMC5615120.
- Itani, Ayaka et al. "Local calcium signal transmission in mycelial network exhibits decentralized stress responses." *PNAS nexus* vol. 2,3 pgad012. 7 Mar. 2023, doi:10.1093/pnasnexus/pgad012
- Baldrian, P., & Gabriel, J. (2003). Lignocellulose degradation by *Pleurotus ostreatus* in the presence of cadmium. *FEMS microbiology letters*, 220(2), 235–240. [https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(03\)00102-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(03)00102-2)
- Baldrian, P. (2008, January). Enzymes of saprotrophic basidiomycetes. In *British mycological society symposia series* (Vol. 28, pp. 19-41). Academic Press.
- Banfield JP, Barker WW, Welch SA, Taunton A, 1999. Biological impact on mineral dissolution: application of the lichen model to understanding mineral weathering in the rhizosphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 96:3404–3411.
- Barceloux D. G. (1999). Cobalt. *Journal of toxicology. Clinical toxicology*, 37(2), 201–206. <https://doi.org/10.1081/clt-100102420>

- Barceloux, D G. "Manganese." *Journal of toxicology. Clinical toxicology* vol. 37,2 (1999): 293-307. doi:10.1081/clt-100102427
- Barceloux, D G. "Vanadium." *Journal of toxicology. Clinical toxicology* vol. 37,2 (1999): 265-78. doi:10.1081/clt-100102425
- Bencko, V et al. "Immunological aspects of exposure to emissions from burning coal of high beryllium content." *Environmental research* vol. 22,2 (1980): 439-49. doi:10.1016/0013-9351(80)90156-5
- Bennett P. C, J. R. Rogers, W. J. Choi, F. K. Hiebert. (2001). Silicates, Silicate Weathering, and Microbial Ecology. *Geomicrobiology Journal*, 18(1), 3–19. <https://doi.org/10.1080/01490450151079734>
- Berger, K. J., & Guss, D. A. (2005). Mycotoxins revisited: Part II. *The Journal of emergency medicine*, 28(2), 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.jemermed.2004.08.019>
- Beryllium in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, World Health Organization 2009
- Bílý, V. Co Čech, to houbař. Loni jsme trhli rekord, Ministerstvo zemědělství, [online]. 2023, Dostupné z: https://eagri.cz/public/portal/mze/tiskovy-servis/tiskove-zpravy/x2023_co-cech-to-houbar-loni-jsme-trhli-rekord
- Bini, C., Wahsha, M. (2014). Potentially Harmful Elements and Human Health. In: Bini, C., Bech, J. (eds) PHEs, Environment and Human Health. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8965-3_11
- Boa, Eric R. "Wild edible fungi: a global overview of their use and importance to people." (2004).
- Bonfiglio, R., Scimeca, M. & Mauriello, A. The impact of aluminum exposure on human health. *Arch Toxicol* **97**, 2997–2998 (2023).
- Borowska S, Brzóska MM (2015) Metals in cosmetics: implications for human health. *J Appl Toxicol* 35(6):551–572.
- Burford EP, Hillier S, Gadd GM, 2006. Biomineralization of fungal hyphae with calcite (CaCO₃) and calcium oxalate mono – and dihydrate in Carboniferous limestone microcosms. *Geomicrobiology Journal* 23: 599–611.
- Burford EP, Kierans M, Gadd GM, 2003. Geomycology: fungal growth in mineral substrata. *Mycologist* 17: 98–107
- Bustaffa, E., Stoccoro, A., Bianchi, F., & Migliore, L. (2014). Genotoxic and epigenetic mechanisms in arsenic carcinogenicity. *Archives of toxicology*, 88(5), 1043–1067. <https://doi.org/10.1007/s00204-014-1233-7>

- Camenzind T., Rillig M. C. (2013). Extraradical arbuscular mycorrhizal fungal hyphae in an organic tropical montane forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 64, 96–102. doi: 10.1016/j.soilbio.2013.04.011
- Cardwell, K. F., Desjardins, A., Henry, S. H., Munkvold, G., & Robens, J. (2001). Mycotoxins: the cost of achieving food security and food quality. URL: <http://www.apsnet.org/online/feature/mycotoxin/top.html> (accessed 05/25/2011).
- Carod-Artal, F.J. 2015. “Hallucinogenic Drugs in Pre-Columbian Mesoamerican Cultures.” *Neurología* (English Edition) 30 (1): 42–49. <https://doi.org/10.1016/j.nrleng.2011.07.010>
- Cateni, F., Gargano, M.L., Procida, G. *et al.* Mycochemicals in wild and cultivated mushrooms: nutrition and health. *Phytochem Rev* 21, 339–383 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11101-021-09748-2>
- Cole GT. Basic Biology of Fungi. In: Baron S, editor. *Medical Microbiology*. 4th edition. Galveston (TX): University of Texas Medical Branch at Galveston; 1996. Chapter 73. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK8099/>
- Corkins MR, Committee on nutrition (2019) Aluminum effects in infants and children. *Pediatrics* 144(6):e20193148.
- Čermáková, E, P Grešlová, P Lepičová, J Mertl, J Pokorný, J Přeč, M Rollerová a V Vlčková. Zpráva o životním prostředí v Karlovarském kraji [Online PDF]. CENIA, 2019.
- Český hydrometeorologický ústav. Informace o kvalitě ovzduší v ČR: As [online]. In: . s. 1 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2022_enh/pollution_mqy/CZK_SO_As_CZ.html
- Český hydrometeorologický ústav. Informace o kvalitě ovzduší v ČR: Cd [online]. In: . s. 1 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2022_enh/pollution_mqy/CZK_SO_Cd_CZ.html
- Český hydrometeorologický ústav. Informace o kvalitě ovzduší v ČR: Ni [online]. In: . s. 1 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2022_enh/pollution_mqy/CZK_SO_Ni_CZ.html
- Český hydrometeorologický ústav. Informace o kvalitě ovzduší v ČR: Pb [online]. In: . s. 1 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2022_enh/pollution_mqy/CZK_SO_Pb_CZ.html

- Český statistický úřad. Jakého věku se pravděpodobně dožijeme [online]. 2023 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/xb/jakeho-veku-se-pravdepodobne-dozijeme-2022>
- Český statistický úřad. Pohyb obyvatelstva – rok 2022: Počet narozených v roce 2022 prudce poklesl [online]. In: . [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/cris/pohyb-obyvatelstva-rok-2022#>
- de Moraes S, Mariano M. Biochemical aspects of cobalt intoxication. Cobalt ion action on oxygen uptake. *Med Pharmacol Exp Int J Exp Med.* 1967;16(5):441-7.
- de Rome L, Gadd GM, 1987. Copper adsorption by *Rhizopus arrhizus*, *Cladosporium resinae* and *Penicillium italicum*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 26: 84–90.
- Dehay MH, de Sainte Mareville F, Assez N, Dherbecourt V, Goldstein P. Syndrome muscarinique par ingestion de champignon: à propos de deux cas dont un mortel. *Eur J Emerg* 2009;22:18-23.
- Devi S, Pasanna RM, Shamshuddin Z, Bhat K, Sivadas A, Mandal AK, Kurpad AV. Measuring vitamin B-12 bioavailability with [13C]-cyanocobalamin in humans. *Am J Clin Nutr.* 2020 Dec 10;112(6):1504-1515.
- Dimitrios Floudas et al., The Paleozoic Origin of Enzymatic Lignin Decomposition Reconstructed from 31 Fungal Genomes. *Science* 336,1715–1719(2012). DOI:10.1126/science.1221748
- El-Ghiaty MA, El-Kadi AOS. The Duality of Arsenic Metabolism: Impact on Human Health. *Annu Rev Pharmacol Toxicol.* 2023 Jan 20;63:341-358. doi: 10.1146/annurev-pharmtox-051921-020936. Epub 2022 Sep 13. PMID: 36100221.
- El-Ghiaty, Mahmoud A, and Ayman O S El-Kadi. “Arsenic: Various species with different effects on cytochrome P450 regulation in humans.” *EXCLI journal* vol. 20 1184-1242. 12 Jul. 2021, doi:10.17179/excli2021-3890
- Elserougy, S., Mahdy-Abdallah, H., Hafez, S. F., & Beshir, S. (2015). Impact of aluminum exposure on lung. *Toxicology and industrial health, 31*(1), 73–78. <https://doi.org/10.1177/0748233712468021>
- Environmental Protection Agency (EPA). 2008. Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Cobalt (CASRN 7440–48-4). Environmental Protection Agency (EPA), Cincinnati, OH.
- Ferguson B. A., Dreisbach T. A., Parks C. G., Filip G. M., Schmitt C. L. (2003). Coarse-scale population structure of pathogenic *Armillaria* species in a mixed-conifer forest in the Blue Mountains of northeast Oregon. *Can. J. For. Res.* 33, 612–623. 10.1139/x03-065

- Ferreira ICFR, Vaz JA, Vasconcelos MH, Martins A (2010) Compounds from wild mushrooms with antitumor potential. *Anti Cancer Agents Med Chem* 10:424–436
- Fisher, M. C., Henk, D. A., Briggs, C. J., Brownstein, J. S., Madoff, L. C., McCraw, S. L., & Gurr, S. J. (2012). Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. *Nature*, 484(7393), 186-194.
- Fomina M, Hillier S, Charnock JM, Melville K, Alexander IJ, Gadd GM, 2005. Role of oxalic acid over-excretion in toxic metal mineral transformations by *Beauveria caledonica*. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 371–381.
- Freedman B., Hutchinson T. C., in *Effect of Heavy Metal Pollution on Plants: Metals in the Environment*, Vol. 2, Ed. N. W. Lepp, Applied Sci. Publ., London and New Jersey, 1981, pp. 35–94.
- Frey S. D., Elliott E. T., Paustian K. (1999). Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol Biochem.* 31, 573–585. doi: 10.1016/S0038-0717(98)00161-8
- Gadd GM, 1993. Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytologist* 124: 25–60.
- Gadd GM, 1999. Fungal production of citric and oxalic acid: importance in metal speciation, physiology and biogeochemical processes. *Advances in Microbial Physiology* 41: 47–92.
- Gadd, Geoffrey M. “Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation.” *Mycological research* vol. 111, Pt 1 (2007): 3-49. doi: 10.1016/j.mycres.2006.12.001
- Gharieb MM, Kierans M, Gadd GM, 1999. Transformation and tolerance of tellurite by filamentous fungi: accumulation, reduction and volatilization. *Mycological Research* 103: 299–305
- Gibbs GW, Labrèche F, Busque MA, Duguay P (2014) Mortality and cancer incidence in aluminum smelter workers: a 5-year update. *J Occup Environ Med* 56(7):739–764.
- Golian M, Hegedúsová A, Mezeyová I, Chlebová Z, Hegedús O, Urmínská D, Vollmannová A, Chlebo P. Accumulation of Selected Metal Elements in Fruiting Bodies of Oyster Mushroom. *Foods*. 2021 Dec 29;11(1):76. doi: 10.3390/foods11010076. PMID: 35010201; PMCID: PMC8750625.
- Gorbushina AA, Krumbein WE, Hamann R, Panina L, Soucharjevsky S, Wollenzien U, 1993. On the role of black fungi in colour change and biodeterioration of antique marbles. *Geomicrobiology Journal* 11: 205–221
- Harvey, David. *Analytical Chemistry* [online]. In: . DePauw University, 2016, s. 919 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z:

[https://chem.libretexts.org/Bookshelves/Analytical_Chemistry/Analytical_Chemistry_2.1_\(Harvey\)/10%3A_Spectroscopic_Methods/10.07%3A_Atomic_Emission_Spectroscopy](https://chem.libretexts.org/Bookshelves/Analytical_Chemistry/Analytical_Chemistry_2.1_(Harvey)/10%3A_Spectroscopic_Methods/10.07%3A_Atomic_Emission_Spectroscopy)

- Hedges B., Kennedy B. K., First Land Plants and Fungi Changed Earth's Climate, Paving the Way for Explosive Evolution of Land Animals, New Gene Study Suggests, 8.8.2001, <https://science.psu.edu/news/first-land-plants-and-fungi-changed-earths-climate-paving-way-explosive-evolution-land-animals>
- Heleno SA, Barros L, Martins A, Queiroz MJRP, Santos-Buelga C, Ferreira ICFR (2012) Portugal: chemical compounds with antioxidant properties. *J Agric Food Chem* 60:4634–4640
- Hernandez-Marquez, E., Lagunas-Martinez, A., Bermudez-Morales, V. H., Burgete-García, A. I., Leon-Rivera, I., Montiel-Arcos, E. & Ondarza-Vidaurreta, R. N. (2014). Inhibitory activity of Lingzhi or Reishi medicinal mushroom, *Ganoderma lucidum* (Higher Basidiomycetes) on transformed cells by Human Papillomavirus. *International Journal of Medicinal Mushrooms*, 16(2).
- Hou, M., Hu, C., Xiong, L., Lu, C., 2013. Tissue accumulation and subcellular distribution of vanadium in *Brassica juncea* and *Brassica chinensis*. *Microchem. J.* 110, 575–578.
- Chappard D, Bizot P, Mabilieu G, Hubert L (2016) Aluminum and bone: Review of new clinical circumstances associated with Al(3+) deposition in the calcified matrix of bone. *Morphologie* 100(329):95–105.
- Chatterjee, S., Sarma, M.K., Deb, U. et al. Mushrooms: from nutrition to mycoremediation. *Environ Sci Pollut Res* 24, 19480–19493 (2017). <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9826-3>
- Chen, Li et al. “Vanadium in soil-plant system: Source, fate, toxicity, and bioremediation.” *Journal of hazardous materials* vol. 405 (2021): 124200. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124200
- Chen, Richard J. and Vincent R. Lee. “Cobalt Toxicity.” *StatPearls*, StatPearls Publishing, 29 July 2023.
- Chesnokov, V A, and A A Belova. “Khronicheskoe vozdeistvie malykh kontsentratsii berillia na uroven' syvorotochnykh immunoglobulinov cheloveka” [Chronic exposure to low concentrations of beryllium on the level of human serum immunoglobulins]. *Gigiena truda i professional'nye zabolevaniia* ,8 (1979): 38-40.
- Chojnacka K. Biosorption and bioaccumulation--the prospects for practical applications. *Environ Int.* 2010 Apr;36(3):299-307. doi: 10.1016/j.envint.2009.12.001. Epub 2010 Jan 6. PMID: 20051290.

- Imtiaz, M., Rizwan, M. S., Xiong, S., Li, H., Ashraf, M., Shahzad, S. M., Shahzad, M., Rizwan, M., & Tu, S. (2015). Vanadium, recent advancements and research prospects: A review. *Environment international*, 80, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.03.018>
- Kabata-Pendias, Alina; Mukherjee, Arun B. *Trace elements from soil to human*. Springer Science & Business Media, 2007.
- Kakon AJ, Choudhury MBK, Shusmita S (2012) Mushroom is an ideal food supplement. *J Dhaka Natl Med Coll Hos* 18:58–62. <https://doi.org/10.3329/jdnmch.v18i1.12243>
- Kalac P, A review of chemical composition and nutritional value of wild-growing and cultivated mushrooms. 2013, *J Sci Food Agric* 93:209–218
- Keller T, Schneider A, Regenscheit P, Dirnhofer R, Rucker T, Jaspers J, Kissler W. Analysis of psilocybin and psilocin in *Psilocybe subcubensis* Guzmán by ion mobility spectrometry and gas chromatography-mass spectrometry. *Forensic Sci Int* 1999;99:93-105.
- Kjøller A., Struwe S. (1982). Microfungi in ecosystems: Fungal occurrence and activity in litter and soil. *Oikos* 39 (3), 391–422. doi: 10.2307/3544690
- Kriss JP, Carnes WH, Gross RT. Hypothyroidism and thyroid hyperplasia in patients treated with cobalt. *J Am Med Assoc*. 1955 Jan 08;157(2):117-21.
- Kumar R, Kumar AV, 1999. Biodeterioration of Stone in Tropical Environments: an Overview. The Getty Conservation Institute, Santa Monica, CA
- Kupferschmidt, Kai. “Mycology. Attack of the clones.” *Science (New York, N.Y.)* vol. 337,6095 (2012): 636-8. doi:10.1126/science.337.6095.636
- Küpper, Hendrik. “Lead Toxicity in Plants.” *Metal ions in life sciences* vol. 17 (2017): /books/9783110434330/9783110434330-015/9783110434330-015.xml. doi:10.1515/9783110434330-015
- Kusaka Y, Iki M, Kumagai S, Goto S. Epidemiological study of hard metal asthma. *Occup Environ Med*. 1996 Mar;53(3):188-93.
- La Guardia M, Venturella G, Venturella F (2005) On the chemical composition and nutritional value of *Pleurotus* taxa growing on umbelliferous plants (Apiaceae). *J Agric Food Chem* 53:5997–6002. <https://doi.org/10.1021/jf0307696>
- Láchová, Jitka a Šárka Daňková. Evropské výběrové šetření o zdravotním stavu v ČR – EHIS CR Index tělesné hmotnosti, fyzická aktivita, spotřeba ovoce a zeleniny [online PDF]. Praha, 2010, 11 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: https://www.uzis.cz/sites/default/files/knihovna/70_10.pdf

- Lin, Y. M., & Wang, T. L. (2004). Mushroom poisoning. *Ann Disaster Med Vol*, 3, 1.
- Linhart, Igor. Toxikologie: interakce škodlivých látek s živými organismy, jejich mechanismy, projevy a důsledky. 3. upravené a rozšířené vydání. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2022. ISBN 978-80-7592-103-1.
- Lomax C, Liu WJ, Wu L, Xue K, Xiong J, Zhou J, McGrath SP, Meharg AA, Miller AJ, Zhao FJ. Methylated arsenic species in plants originate from soil microorganisms. *New Phytol*. 2012 Feb;193(3):665-672. doi: 10.1111/j.1469-8137.2011.03956.x. Epub 2011 Nov 18. PMID: 22098145.
- Luntz, Sydney. (2021, January 13). A Comparison of Optical Emission & Atomic Emission Spectroscopy. AZoOptics. Retrieved on April 15, 2024 from <https://www.azooptics.com/Article.aspx?ArticleID=1655>.
- Mattila P, Konko K, Euroola M, Pihlava JM, Astola J, Vahteristo L, Hietaniemi V, Kumpulainen J, Valtonen M, Piironen V (2001) Contents of vitamins, mineral elements, and some phenolic compounds in cultivated mushrooms. *J Agric Food Chem* 49:2343–2348
- McCleskey, T. M., Buchner, V., Field, R. W., & Scott, B. L. (2009). Recent advances in understanding the biomolecular basis of chronic beryllium disease: a review. *Reviews on environmental health*, 24(2), 75–115. <https://doi.org/10.1515/reveh.2009.24.2.75>
- McClure ES, Vasudevan P, DeBono N, Robinson WR, Marshall SW, Richardson D (2020) Cancer and noncancer mortality among aluminum smelting workers in Badin, North Carolina. *Am J Ind Med* 63(9):755–765.
- McGinnis MR, Tyring SK. Introduction to Mycology. In: Baron S, editor. *Medical Microbiology*. 4th edition. Galveston (TX): University of Texas Medical Branch at Galveston; 1996. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK8125/>
- Michelot, D. "Poisoning by *Coprinus atramentarius*." *Natural toxins* vol. 1,2 (1992): 73-80. doi:10.1002/nt.2620010203
- Minang JT, Areström I, Troye-Blomberg M, Lundeberg L, Ahlborg N. Nickel, cobalt, chromium, palladium and gold induce a mixed Th1 – and Th2-type cytokine response in vitro in subjects with contact allergy to the respective metals. *Clin Exp Immunol*. 2006 Dec;146(3):417-26.
- Mleczek, M., et al. (2013). "Accumulation of elements by edible mushroom species: Part I. Problem of trace element toxicity in mushrooms." *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 48(1): 69-81.
- Morales, D., Shetty, S.A., López-Plaza, B. *et al.* Modulation of human intestinal microbiota in a clinical trial by consumption of a β -D-glucan-enriched extract obtained

from *Lentinula edodes*. *Eur J Nutr* **60**, 3249–3265 (2021).
<https://doi.org/10.1007/s00394-021-02504-4>

- Nayak P (2002) Aluminum: impacts and disease. *Environ Res* 89(2):101–115.
- Nařízení Komise (EU) 2023/915 ze dne 25. dubna 2023 o maximálních limitech některých kontaminujících látek v potravinách a o zrušení nařízení (ES) č. 1881/2006 (Text s významem pro EHP). (2023). Úřední věstník, L 119, 103-157. ELI: [http://data.europa.eu/eli/reg/2023/915/oj\[legislation\]](http://data.europa.eu/eli/reg/2023/915/oj[legislation])
- Nemery B, Lewis CP, Demedts M. Cobalt and possible oxidant-mediated toxicity. *Sci Total Environ*. 1994 Jun 30;150(1-3):57-64.
- Nie J (2018) Exposure to aluminum in daily life and Alzheimer's disease. *Adv Exp Med Biol* 1091:99–111.
- Orywal, K., et al. (2021). "Health risk assessment of exposure to toxic elements resulting from consumption of dried wild-grown mushrooms available for sale." *PLOS ONE* 16(6): e0252834.
- Petanová J, Bencko V. Health aspects of exposure to emissions from burning coal of high beryllium content: interactions with the immune system. *Cent Eur J Public Health*. 2020;28(3):198-201. doi: 10.21101/cejph. a5851. PubMed PMID: 32997475.
- Putnis A, 2002. Mineral replacement reactions: from macroscopic observations to microscopic mechanisms. *Mineralogical Magazine* 66: 689–708.
- Reis FS, Barros L, Martins A, Ferreira ICFR (2012) Chemical composition and nutritional value of the most widely appreciated cultivated mushrooms: an inter-species comparative study. *Food Chem Toxicol* 50:191–197
- review. *Rev Environ Health*. 2009;24(2):75-115.
- Rivolta G, Nicoli E, Ferretti G, Tomasini M. Hard metal lung disorders: analysis of a group of exposed workers. *Sci Total Environ*. 1994 Jun 30;150(1-3):161-5.
- Robinson, Nick. Exploring the role of mushrooms throughout history [online]. In.: [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: <https://rccultivation.com/blogs/mn/exploring-the-role-of-mushrooms-throughout-history>
- Rolf Nieder, Dinesh K. Benbi, Franz-Xaver Reichl, 2018. Soil components and human health, 10.1007/978-94-024-1222-2
- Rzymyski, P., et al. (2016). "The risk of high mercury accumulation in edible mushrooms cultivated on contaminated substrates." *Journal of Food Composition and Analysis* 51: 55-60.

- Sáňka M., Materna J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Praha, Ministerstvo životního prostředí: 84 s.
- Sarret G, Manceau A, Cuny D, van Haluwyn C, Deruelle S, Hazemann J-L, Soldo Y, Eybert-Berard L, Menthonnex J-J, 1998. Mechanisms of lichen resistance to metallic pollution. *Environmental Science and Technology* 32: 3325–3330.
- Sarret G, Saumitou-Laprade P, Bert V, Proux O, Hazemann J-L, Traverse A, Marcus MA, Manceau A, 2002. Forms of zinc accumulated in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Plant Physiology* 130: 1815–1826.
- Satarug, Soisungwan et al. “A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population.” *Toxicology letters* vol. 137,1-2 (2003): 65-83. doi:10.1016/s0378-4274(02)00381-8
- Sharma, Kabita. Atomic Emission Spectroscopy: Definition, Instrumentation, Applications, Advantages, Disadvantages. *Science Info* [online]. 2023 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: <https://scienceinfo.com/atomic-emission-spectroscopy-applications/>
- Shen S, Li XF, Cullen WR, Weinfeld M, Le XC. Arsenic binding to proteins. *Chem Rev.* 2013 Oct 9;113(10):7769-92. doi: 10.1021/cr300015c. Epub 2013 Jun 28. PMID: 23808632; PMCID: PMC3797521.
- Schirmacher UO. Case of cobalt poisoning. *Br Med J.* 1967 Mar 04;1(5539):544-5.
- Silverstein WK, Cheung MC, Lin Y. Vitamin B₁₂ deficiency. *CMAJ.* 2022 Jun 20;194(24):E843.
- Singh, B.R., McLaughlin, M.J., 1999. Cadmium in soils and plants. In: McLaughlin, M.J., Singh, B.R. (Eds.), *Developments in Plant and Soil Sciences*, vol. 85. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 257/268.
- Sterflinger K, 2000. Fungi as geologic agents. *Geomicrobiology Journal* 17: 97–124
- Størmer FC, Koller GE, Janak K. Ibotenic acid in *Amanita muscaria* spores and caps. *Mycologist* 2004;18:114-7
- Swennen B, Buchet JP, Stănescu D, Lison D, Lauwerys R. Epidemiological survey of workers exposed to cobalt oxides, cobalt salts, and cobalt metal. *Br J Ind Med.* 1993 Sep;50(9):835-42.
- Swennen B, Buchet JP, Stănescu D, Lison D, Lauwerys R. Epidemiological survey of workers exposed to cobalt oxides, cobalt salts, and cobalt metal. *Br J Ind Med.* 1993 Sep;50(9):835-42.

- Šimeček, Miloslav. Živá půda 3. Fototrofní mikroorganismy a houby. *Živa* [online PDF]. Academia, 2020, 6 [cit. 2024-04-19]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/ziva-puda-3-fototrofni-mikroorganismy-a-houby.pdf>
- Tegzes, J. H., & Puschner, B. (2002). Toxic mushrooms. *The Veterinary clinics of North America. Small animal practice*, 32(2), 397–407. [https://doi.org/10.1016/s0195-5616\(01\)00012-2](https://doi.org/10.1016/s0195-5616(01)00012-2)
- Timmis K. N. (ed.), Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology, DOI 10.1007/978-3-540-77587-4_191, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2010
- Tsujikawa K, Kuwayama K, Miyaguchi H, Kanamori T, Iwata Y, Inoue H, Yoshida T, Kishi T. Determination of muscimol and ibotenic acid in Amanita mushrooms by high-performance liquid chromatography and liquid-chromatography-tandem mass spectrometry. *J Chromatogr B Analyt Technol Biomed Life Sci* 2007;852:430-5.
- Tsujikawa K, Mohri H, Kuwayama K, Miyaguchi H, Iwata Y, Gohda A, Fukushima S, Inoue H, Kishi T. Analysis of hallucinogenic constituents in Amanita mushrooms circulated in Japan. *Forensic Sci Int* 2006;164:172-8.
- Uffelman CN, Schmok JN, Campbell RE, Hartman AS, Olson MR, Anderson NL, Reisdorph NA, Tang M, Krebs NF, Campbell WW. Consuming Mushrooms When Adopting a Healthy Mediterranean-Style Dietary Pattern Does Not Influence Short-Term Changes of Most Cardiometabolic Disease Risk Factors in Healthy Middle-Aged and Older Adults. *J Nutr*. 2024 Feb;154(2):574-582. doi: 10.1016/j.tjnut.2023.12.026. Epub 2023 Dec 20. PMID: 38135005; PMCID: PMC10997904.
- US Department of Health and Human Services, 2000. *Toxicological profile for arsenic*.
- Vaksmas A, Guerrero-Cruz S, Ghosh P, Zeghal E, Hernando-Morales V and Niemann H (2023) Role of fungi in bioremediation of emerging pollutants. *Front. Mar. Sci.* 10:1070905. doi: 10.3389/fmars.2023.1070905
- Van Schöll, L., Hoffland, E., & Van Breemen, N. (2006). Organic anion exudation by ectomycorrhizal fungi and *Pinus sylvestris* in response to nutrient deficiencies. *New Phytologist*, 170(1), 153-163.
- Vyhláška č. 352/2009 Sb., kterou se mění vyhláška č. 225/2008 Sb., kterou se stanoví požadavky na doplňky stravy a na obohacování potravin. In [Systém ASPI]. Wolters Kluwer [cit. 2024-4-19]. Dostupné z: www.aspi.cz. ISSN 2336-517X.
- Watanabe, Takayuki, and Seishiro Hirano. "Metabolism of arsenic and its toxicological relevance." *Archives of toxicology* vol. 87,6 (2013): 969-79. doi:10.1007/s00204-012-0904-5
- Web 1: <https://www.shroomer.com/mushroom-symbolism-history-cultures/>

Web 2: <https://www.dw.com/en/a-brief-cultural-history-of-the-mushroom/a-63461380>

Web 3: <https://www.ohoubach.cz/atlas-hub/detail/76/Houzevnatec-jedly/>

White J, Warrell D, Eddleston M, Currie BJ, Whyte IM, Isbister GK. Clinical toxicology: where are we now? *J Toxicol Clin Toxicol* 2003;41:263-76

Willhite CC, Karyakina NA, Yokel RA, Yenugadhati N, Wisniewski TM, Arnold IM, Momoli F, Krewski D (2014) Systematic review of potential health risks posed by pharmaceutical, occupational and consumer exposures to metallic and nanoscale aluminum, aluminum oxides, aluminum hydroxide and its soluble salts. *Crit Rev Toxicol*. 44(Suppl4):1–80.

Wong JH, Ng TB. Toxins from Basidiomycete fungi (mushrooms): amatoxins, phallotoxins and virotoxins. In: Kastin AJ, editor. *Handbook of biologically active peptides*. San Diego: Elsevier; 2006. p. 131-5.

Woolhouse, Mark, and Eleanor Gaunt. "Ecological origins of novel human pathogens." *Critical reviews in microbiology* vol. 33,4 (2007): 231-42. doi:10.1080/10408410701647560

Yu, Y., Yang, J., 2019. Oral bioaccessibility and health risk assessment of vanadium (IV) and vanadium(V) in a vanadium titanomagnetite mining region by a whole digestive system in-vitro method (WDSM). *Chemosphere* 215, 294–304.

Zajíčková, D. Češi jsou leniví a tloustnou: Za posledních pět let průměrně přibrali dva až tři kilogramy, *DIAsyl* [online]. 2023, 1 [cit. 2024-04-18]. Dostupné z: <https://www.diastyl.cz/cesi-jsou-lenivi-a-tloustnou-za-poslednich-pet-let-prumerne-pribrali-dva-az-tri-kilogramy/>

Zdrojewicz, Zygmunt et al. "Nikiel - rola w organizmie człowieka i działanie toksyczne" [Nickel - role in human organism and toxic effects]. *Polski merkuriusz lekarski : organ Polskiego Towarzystwa Lekarskiego* vol. 41,242 (2016): 115-8.

Zhou M, Yang S, Wang X, Zhang X, Cen X, Mu G, Wang D, Ma J, Wang B, Chen W (2021) The association between urinary aluminum and lung function among an urban adult population: a repeated-measure longitudinal study. *Chemosphere* 270:129443. 1980;22(2):439-49

9 Samostatné přílohy

Naměřené hodnoty sledovaných prvků ve vybraných druzích jedlých hub jsou uvedené v přílohách č. 1–3, hodnoty jsou uváděné v mg/kg suché hmotnosti.

Příloha č. 1 Naměřené hodnoty sledovaných prvků v jednotlivých houbách					
název houby	část	Al	As	Be	Cd
<i>A. compestris</i>	K	4,03±0,16	PLK	PLK	0,11±0,0003
	T	4,68±0,49	PLK	PLK	0,08±0,001
<i>A. auricula – judae</i>	K	7,18±0,30	PLK	PLK	0,01±0,005
<i>L. edodes</i>	K	6,04±0,38	PLK	PLK	1,99±0,01
	T	7,29±0,45	PLK	PLK	0,74±0,02
<i>P. ostreatus</i>	K	6,15±0,15	PLK	PLK	0,28±0,01
	T	5,39±0,98	PLK	PLK	0,16±0,01
<i>L. rufum</i>	K	4,63±0,06	2,16±0,03	PLK	1,79±0,04
	T	5,80±0,30	0,23±0,01	PLK	0,92±0,01
<i>L. procera</i>	K	5,76±0,83	5,86±0,05	PLK	0,78±0,02
	T	8,53±0,02	PLK	PLK	0,31±0,0001
<i>T. versicolor</i>	K	715 ±76,3	0,88±0,06	PLK	0,54±0,01
<i>X. chrysenteron</i>	K	12,0±0,83	1,22±0,05	0,004±0,003	0,32±0,02
	T	6,67±0,41	0,58±0,03	0,003±0,0003	0,18±0,004

± – směrodatná odchylka
 PLK – pod limitem kvantifikovatelnosti
 K – klobouk
 T – třeň
 -zelené pole obsahuje hodnoty pro kupované druhy

Příloha č. 2 Naměřen hodnoty sledovaných prvků v jednotlivých houbách

název houby	část	Co	Cu	Mn	Ni	Pb
<i>A. compestris</i>	K	0,09±0,02	26,5±0,80	5,93±0,18	0,74±0,57	0,09±0,11
	T	PLK	22,9±2,24	5,10±0,05	0,68±0,05	0,12±0,002
<i>A. auricula – judae</i>	K	PLK	3,49±0,57	10,3±0,07	0,86±0,13	0,11±0,03
<i>L. edodes</i>	K	0,01±0,17	6,20±0,7	18,1±0,30	1,43±0,69	0,11±0,11
	T	0,07±0,03	7,37±0,16	17,3±0,26	1,13±0,21	PLK
<i>P. ostreatus</i>	K	PLK	12,5±0,03	7,78±0,36	1,55±0,40	PLK
	T	PLK	11,5±0,42	6,69±0,21	1,23±0,35	0,05±0,03
<i>L. rufum</i>	K	0,03±0,02	44,3±0,44	6,80±0,02	0,32±0,01	0,13±0,04
	T	0,08±0,01	25,9±0,19	7,52±0,02	0,34±0,11	0,15±0,09
<i>L. procera</i>	K	0,05±0,02	112±1,32	17,4±0,41	0,44±0,09	1,86±0,11
	T	PLK	130±1,43	47,4±0,40	0,39±0,06	0,23±0,08
<i>T. versicolor</i>	K	PLK	19,7±0,28	56,2±0,78	4,27±0,47	6,87±0,26
<i>X. chrysenteron</i>	K	PLK	42,5±1,32	7,34±0,41	0,97±0,09	0,35±0,11
	T	PLK	25,3±0,56	9,58±0,15	0,64±0,12	0,24±0,08

± – směrodatná odchylka

PLK – pod limitem kvantifikovatelnosti

K – klobouk

T – třeň

-zelené pole obsahuje hodnoty pro kupované druhy

Příloha č. 3 Naměřen hodnoty sledovaných prvků v jednotlivých houbách

název houby	část	V	Zn
<i>A. compestris</i>	K	PLK	47,0±1,10
	T	PLK	39,3±0,21
<i>A. auricula – judae</i>	K	PLK	7,77±0,21
<i>L. edodes</i>	K	PLK	70,5±0,10
	T	0,01±0,002	51,7±0,96
<i>P. ostreatus</i>	K	PLK	56,7±2,12
	T	0,07±0,004	51,7±0,30
<i>L. rufum</i>	K	PLK	96,9±1,81
	T	0,004±0,03	52,6±0,62
<i>L. procera</i>	K	0,09±0,02	149±2,74
	T	0,02±0,05	60,9±0,01
<i>T. versicolor</i>	K	4,66±0,30	45,2±4,02
<i>X. chrysenteron</i>	K	PLK	85,9±2,74
	T	PLK	66,2±1,23

± – směrodatná odchylka

PLK – pod limitem kvantifikovatelnosti

K – klobouk

T – třeň

-zelené pole obsahuje hodnoty kupované druhy