

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

Těžké kovy v plodnicích vyšších hub

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Petra Kubínová

Autor práce: Jaroslava Procházková

2010



Česká zemědělská univerzita v Praze
Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

Fakulta životního prostředí
Školní rok: 2009/2010

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE (PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

pro: **Jaroslavu Procházkovou**
obor: BKRAJ

Název tématu: Těžké kovy v plodnicích vyšších hub
Název tématu v anglickém jazyce: Heavy metals in fruit bodies of macrofungi

Zásady pro vypracování:

- Shromáždění informací o současném stavu řešené problematiky
- Charakteristika morfologické stavby vyšších hub
- Popis způsobu akumulace těžkých kovů v tkáních vyšších hub
- Vyhodnocení významu hub pro koloběh těžkých kovů



Rozsah grafických prací:
Dle potřeby

Rozsah průvodní zprávy:
30 stran

Seznam odborné literatury:

- Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J., 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada Publishing Praha. 282.
- Cibulka, J., Domažlická, E., Kozák, J., Kubizňáková, J., Mader, P., Machálek, E., Maňkovská, B., Musil, J., Pařízek, J., Píša, J., Pohunková, H., Reisnerová, H., Svobodová, Z., 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia Praha. 427.
- Kalač, P., 2008. Houby - víme, co jíme? Dona České Budějovice. 114.
- Kalina, T., Váňa, J., 2005. Sinice, řasy, houby mechorosty a podobné organismy v současné biologii. Karolinum Praha. 608.
- Klán, J., 1989. Co víme o houbách. SPN Praha. 312.

Vedoucí bakalářské práce:
Ing. Petra Kubínová

Konzultant bakalářské práce:

Datum zadání bakalářské práce:
21.9.2009

Termín odevzdání bakalářské práce:
30.4.2010



Vedoucí katedry

Děkan

V Praze dne 15. 2. 2010

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma **Těžké kovy v plodnicích vyšších hub** vypracovala samostatně pod vedením Ing. Petry Kubínové a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne 18. dubna 2010

.....

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji všem, kteří mi cennými radami a připomínkami pomáhali při vypracování bakalářské práce. Zvláště pak vedoucí bakalářské práce Ing. Petře Kubínové za vlídnou a odbornou pomoc při řešení této práce.

V Praze dne 18. dubna 2010

.....

ABSTRAKT

Má bakalářská práce je literární rešerší na téma těžké kovy v plodnicích vyšších hub. Součástí práce je charakteristika morfologie a ekologie hub a charakteristika těžkých kovů a jejich koloběhu v životním prostředí. Práce se zabývá interakcemi mezi kovy a houbami, obsahem kovů v houbách a vlivem různých faktorů na tyto obsahy. Největší pozornost byla věnována olovu, kadmiu a rtuti.

Akumulace těžkých kovů houbami je aktuálním tématem. Je využívána za účelem zlepšení kvality životního prostředí. Vzhledem k možnému riziku při konzumaci jedlých hub jsou sledovány obsahy nebezpečných kovů v plodnicích.

KLÍČOVÁ SLOVA

-akumulace

-faktory

-koloběh těžkých kovů

-kontaminace

ABSTRACT

My bachelor work is a literature review themed heavy metals in fruit bodies of macrofungi. Part of this work is the characteristic morphology and ecology of mushrooms and characteristics of heavy metals and their cycle in the environment. This work deals with interactions between metals and fungi, the metal content of fungi and the influence of various factors on these contents. The greatest attention was presentation to lead, cadmium and mercury.

Accumulation of heavy metals by fungi is an actual topic. It is used to improve the quality of the environment. Appearances to the potential risk at consummiation edible mushrooms are monitored contens of dangerous metals in the fruiting bodies.

KEYWORDS

-accumulation

-factors

-cycle heavy metals

-contamination

OBSAH:

1.	ÚVOD.....	10
2.	HOUBY.....	12
2.1	Taxonomie hub	12
2.1.1	Vřeckovýtrusné houby	13
2.1.2	Stopkovýtrusné houby.....	14
2.2	Stavba hub	14
2.2.1	Podhoubí	14
2.2.2	Plodnice	15
2.3	Ekologické nároky hub	18
2.4	Způsoby výživy hub	18
2.4.1	Saprotrofní houby	18
2.4.2	Symbiotické houby	19
3.	TĚŽKÉ KOVY.....	21
3.1	Charakteristika těžkých kovů	21
3.2	Koloběh kovů v životním prostředí	21
3.2.1	Koloběh kovů v půdách.....	22
3.3	Formy kovů v životním prostředí	23
3.3.1	Anorganické formy:.....	23
3.3.2	Organické formy:	23
3.4	Vliv kovů na životní prostředí	24
4.	TĚŽKÉ KOVY V HOUBÁCH.....	25
4.1	Interakce mezi těžkými kovy a houbami	25
4.1.1	Mechanismy zamezující toxickému vlivu těžkých kovů.....	25
4.1.2	Účast hub při koloběhů těžkých kovů v životním prostředí.....	27
4.2	Způsoby zjištění obsahu kovů v houbách.....	28
4.3	Vyjádření obsahu kovů v houbách.....	29
4.3.1	Bioakumulační faktor	30
4.4	Faktory ovlivňující obsahy těžkých kovů v houbách	30
4.4.1	Druh houby.....	31

4.4.2	Vlastnosti stanoviště.....	31
4.4.3	Způsoby výživy hub	32
4.4.4	Věk a období fruktifikace	32
4.5	Zdravotní hledisko těžkých kovů v houbách.....	33
4.6	Obsahy kadmia, olova a rtuti v různých druzích hub	34
4.6.1	Kadmium	34
4.6.2	Olovo	35
4.6.3	Rtuť	36
4.7	Některé další stopové prvky v houbách.....	37
4.7.1	Radioaktivita hub.....	38
4.8	Využití akumulace těžkých kovů houbami pro ochranu životního prostředí.....	38
4.8.1	Mykoremediace.....	38
4.8.2	Mykorhiza.....	40
4.8.3	Houby jako bioindikátory prostředí.....	40
5.	DISKUSE	42
6.	ZÁVĚR.....	43
7.	POUŽITÁ LITERATURA	44

1. ÚVOD

Houby jsou velmi staré a pro život nepostradatelné organismy. Jejich význam pro přírodu i pro člověka je obrovský v kladném i v záporném smyslu (Klán, 1989). Účastní se mnoha přírodních procesů. Růstem a metabolismem mění své prostředí. Z velké části zasahují do základních biogeochemických přeměn a koloběhů organických látek i anorganických minerálů, hornin a kovů (Gadd, 2007). Rozkladem na nejjednodušší složky zajišťují jejich dostupnost pro organismy. Další důležitou úlohou je soužití hub s jinými organismy, které by bez nich nemohly přežít. Jsou potravou lidí a živočichů, jsou užívány jako halucinogenní látky i jako posvátné předměty. Některé druhy nachází uplatnění v lékařství a v různých průmyslových odvětvích. Jejich využití je velké, ale důsledkem jejich činnosti zároveň vzniká mnoho problémů. Jsou to parazité člověka, živočichů i rostlin a původci jejich nemocí, které mohou končit smrtí. Způsobují velké škody v zemědělství. Ničí potraviny, stavební materiály, dřevo, kámen i beton (Gabriel, 2006; Klán, 1989).

Mezi prvky, jejichž cyklus je ovlivněn činností hub, patří i těžké kovy. Houby využívají určité mechanismy, díky kterým odolávají jejich toxickému vlivu, akumulují je, mění jejich formy a jejich mobilitu v životním prostředí (Gadd, 2007). Tato skutečnost je známá již dlouhou dobu a zaujala několik výzkumných pracovišť (Kalač, 2008). V České republice se zájem o problematiku těžkých kovů a radionuklidů v houbách zvýšil především po havárii Černobylské elektrárny v 80. letech (Gabriel, 1998).

Jedním z hlavních důvodů zájmu o tuto problematiku je zdraví člověka. Houby jsou součástí jídelníčku a těžké kovy jsou pro člověka toxické. Proto se zkoumá množství kovů v houbách, jejich chemické formy, jejich přeměny, možnosti snížení obsahu kovů kuchyňskými úpravami, možnosti vstřebatelnosti v trávicím traktu, možné zdravotní následky při jejich konzumaci apod. Takovýchto informací je prozatím jen málo. Více informací je o složení jedlých pěstovaných druhů, než o volně rostoucích, ačkoliv je houbaření v České republice i v jiných zemích velice populární (Kalač, 2008). Příčinou tohoto nedostatku je, podle Kalače (2008), nízký zájem vyspělých zemí, které by měly na výzkum finance, ale volně rostoucí houby jsou pro ně pouze okrajovou složkou potravy. Další velkou kapitolou této problematiky jsou možnosti využití akumulace kovů pro ochranu životního prostředí (Gadd, 1993a).

Cílem této bakalářské práce je charakterizovat těžké kovy a houby, shromáždit informace o současném stavu problematiky těžkých kovů v houbách, popsat způsoby akumulace kovů a další interakce mezi kovy a houbami a vyhodnotit význam akumulace pro životní prostředí.

2. HOUBY

Houby (*fungi*) tvoří samostatnou říši, která je v systematice na stejné úrovni s říší rostlinnou a živočišnou (Kalina, Váňa, 2005). Dříve byly, díky některým charakteristikám, řazeny k nižším rostlinám. Těmito charakteristikami jsou nepohyblivost a tvorba vitamínů. Některé znaky mají shodné s živočichy. Je to například heterotrofní způsob výživy, přítomnost stavebního polysacharidu chitinu, zásobní látky glykogenu a tuku. Říše hub se vyznačuje velkou druhovou pestrostí na malém území (Klán, 1989). Je popsáno kolem 70 000 druhů hub, z nichž převládají druhy jednobuněčné nad mnohobuněčnými. Vzhledem k tomu, že mnoho druhů není zatím popsáno, se celkový počet odhaduje na 1,5 milionu druhů. Věda zabývající se houbami se nazývá mykologie. Slovo vzniklo z řeckého slova *mykés* - houba, *logia* - učení (Kalina, Váňa, 2005).

2.1 Taxonomie hub

Houby jsou řazeny do různých skupin především podle tvaru a funkce sexuálních orgánů. Zařazovacími znaky jsou výskyt zoospor, stavba buněčné stěny, přehrádkování hyf, barva apod. (Klán, 1989). Existuje více taxonomických systémů a stále vznikají nové. Podle nejmodernějších systémů se říše hub dělí na 5 oddělení (Kalina, Váňa, 2005).

Říše: *Fungi*

Oddělení: *Chytridiomycota* - „plísně buněčkové“ nejprimitivnější houby

Oddělení: *Microsporidiomycota* – obligátní parazité bez buněčných stěn

Oddělení: *Zygomycota* – spájkivé houby

Oddělení: *Ascomycota* – vřeckovýtrusné houby

Oddělení: *Basidiomycota* – stopkovýtrusné houby

Říše může být dále dělena do dvou velkých skupin a to na nižší a vyšší houby. Toto dělení není přísně vědecké a v systematice se příliš nevyužívá. Setkáváme se s ním především v nesystematických oborech a ve zdrojích, které nejsou určeny přímo pro odborníky (Smotlacha, 1983). Na takovéto rozdělení hub existuje více názorů.

Smotlacha a Kluzák (1985) popisují starší taxonomický systém, kde se houby dělí do čtyř oddělení. Jako houby vyšší jsou označeny všechny druhy z oddělení hub vlastních (*Eumycota*), ostatní druhy jsou pak houby nižší.

Říše: *Fungi*

Oddělení: *Myxomycota* – hlenky

Oddělení: *Chytridiomycota* - chytridiomycety

Oddělení: *Oomycota* – oomycety

Oddělení: *Eumycota* – eumycety, houby vyšší, houby vlastní

Třída: *Zygomycetes* - plísňe

Třída: *Endomycetes*

Třída: *Ascomycetes* - vřeckovýtrusé houby

Třída: *Basidiomycetes* - stopkovýtrusé houby

Smotlacha (1983) se zmiňuje o nižších houbách (*mikromycetech*), jako o druzích které tvoří jen malé plodnice, nebo je netvoří vůbec. Houby, které mají rozměry větší než 1mm, označuje jako vyšší, nebo také velké houby (*makromycety*). Klán (1989) zařazuje do skupiny vyšších hub celá oddělení vřeckovýtrusých a stopkovýtrusých hub. Podle jiného názoru patří do skupiny vyšších hub všechny stopkovýtrusé a vřeckovýtrusé houby, které tvoří plodnice (Antonín, V., 2. 3. 2010, ústní sdělení). Tímto názorem bych se dále řídila.

2.1.1 Vřeckovýtrusné houby

Vřeckovýtrusné houby (*Ascomycota*) jsou v říši hub nejpočetnější skupinou. Společným znakem všech druhů jsou jednobuněčné útvary vřeka (*asci*), uvnitř kterých se tvoří 4, nebo 8 pohlavních výtrusů (*askospory*). Vřecko vzniká během pohlavního procesu. Skupina neobsahuje mnoho jedlých druhů. Jedním z mála je například smrž obecný (*Morchella esculenta*). Mnoho druhů je využíváno jako modelových organismů pro různé výzkumy (Kalina, Váňa, 2005; Smotlacha, Kluzák, 1985). Klán (1989) dělí vřeckovýtrusné houby do 5 tříd:

Třída: *Hemiaskomycetes* - netvoří plodnice (řád - kvasinkotvaré)

Třída: *Plectomycetes* – tvoří pravé kulovité plodnice (řád – kropidlákotvaré, padlí)

Třída: *Discomycetes* - nejčastěji je vytvořena terčovitá plodnice (řád – lanýžotvaré)

Třída: *Pyrenimycetes* - malé plodničky lahvicovitého tvaru (tvrdohouby)

Třída: *Loculoascomycetes*

2.1.2 Stopkovýtrusné houby

Stopkovýtrusné houby (*basidiomycota*) jsou vývojově nejvyšší a nejprozkoumanější skupinou hub. Patří sem asi 30 000 známých druhů, mnoho jich je jedlých. Jsou to druhy převážně suchozemské, výjimečně sladkovodní nebo mořské (Kalina, Váňa, 2005). Na rozdíl od vřeckovýtrusných hub nemají pohlavní orgány (Klán, 1989). Společným znakem jsou kyjovité, jednobuněčné i mnohobuněčné útvary bazidie, na kterých se vytváří 2, nebo 4 výtrusy (*basidiospory*) (Smotlacha, Kluzák, 1985). Podle typu bazidií se stopkovýtrusné houby dělí do dvou skupin (Smotlacha, Kluzák, 1985):

Phragmobasidiomycetidae – nižší stopkovýtrusné – bazidie vícebuněčné

Holobasidiomycetidae – vyšší stopkovýtrusné – bazidie jednobuněčné

2.2 Stavba hub

Houby jsou většinou tvořeny jednoduchou, vláknitou, jednobuněčnou, nebo mnohobuněčnou stélkou (*thalus*). Buňky mají jedno, nebo více jader a houby jsou proto označeny jako eukaryotní organismy. Velká část druhů má vícevrstvou buněčnou stěnu, převážně tvořenu a zpevněnu chitinem (Kalina, Váňa, 2005). Základní stavební jednotkou houbové stélky jsou nejčastěji vlákna - hyfy, rostoucí pouze na svém vrcholu. Hyfy mohou být jednobuněčné, nebo mnohobuněčné s vytvořenými přehrádkami (*septa*) (Klán, 1989). Vlákna mají průměr jen pár mikrometrů, ale mohou dosahovat i několikametrových délek (Kothe, 2007). Větví se, proplétají, spojují a vytváří jednotlivé části stélky. Je to část vegetativní, která zajišťuje výživu a nazývá se podhoubí (*mycelium*) a část, která slouží především k tvorbě výtrusů a označuje se jako plodnice (Klán, 1989).

2.2.1 Podhoubí

Podhoubí je řídká pavučinová síť ukrytá v substrátu, ve dřevě, nebo roste na povrchu svého hostitele. Často pokrývá rozsáhlé plochy, což umožňuje získávání velkého množství živin z dalekého okolí. V Americe bylo nalezeno podhoubí rostoucí na ploše 15 ha a vážící 10 000 kg (Kothe, 2007). Některé druhy vytváří z podhoubí různé útvary. Jde o silné provazce - rhizomorfy, které se rozrůstají daleko do svého okolí a zajišťují přečkání nepříznivého období. Podobnou funkci mají i hlízovité útvary – sklerocia, vznikající na podhoubí. Jsou známé například u paličkovice nachové (*Claviceps purpurea*), jako námel v obilných klasech (Smotlacha, Kluzák, 1985).

2.2.2 Plodnice

U některých druhů se na podhoubí v určitém životním stádiu vytváří nepravá pletiva, ze kterých vyrůstají plodnice (Kalina, Váňa, 2005). Většinou jde o morfologicky diferencovanou část houbové stélky, která dorůstá různých velikostí, tvarů a barev. Životnost plodnic je velmi krátká kolem 10 až 14 dní. Výjimku tvoří některé chorošovitě houby rostoucí i několik let (Klán, 1989).

Plodnice vřeckovýtrusných hub

Vřeckovýtrusné houby, jako jediná skupina, tvoří pravé plodnice (*ascomata*, *ascokarpy*). To jsou plodnice nesoucí pohlavní orgány (*gametangia*). Jejich vznik je spojen s pohlavním procesem (Kalina, Váňa, 2005). Vřečka s pohlavními výtrusy jsou uspořádány ve výtrusorodé vrstvě (*thecium*) a pokrývají různé části plodnice (Smotlacha, Kluzák, 1985). Skupina zahrnuje několik typů plodnic, ale tvarová pestrost není tak velká jako u stopkovýtrusných hub. Názory na jejich třídění se mohou lišit (Kalina, Váňa, 2005).

Smotlacha a Kluzák (1985) popisují 3 základní typy plodnic vřeckovýtrusných hub:

- *Kleistothecium*: kulovitá, uzavřená plodnice, která se otvírá rozdrobením stěny. Vřečka jsou na plodnici rozmístěna nepravidelně.
- *Perithecium*: lahvicovitá plodnice s ústím na vrcholu. Vřečka vystylají vnitřek plodnice, nebo vyrůstají ze dna.
- *Apothecium*: miskovitá, nebo baňkovitá plodnice, někdy s vytvořenou stopkou. U vývojově nejdokonalejších druhů může být plodnice rozlišena na třeň a klobouk.

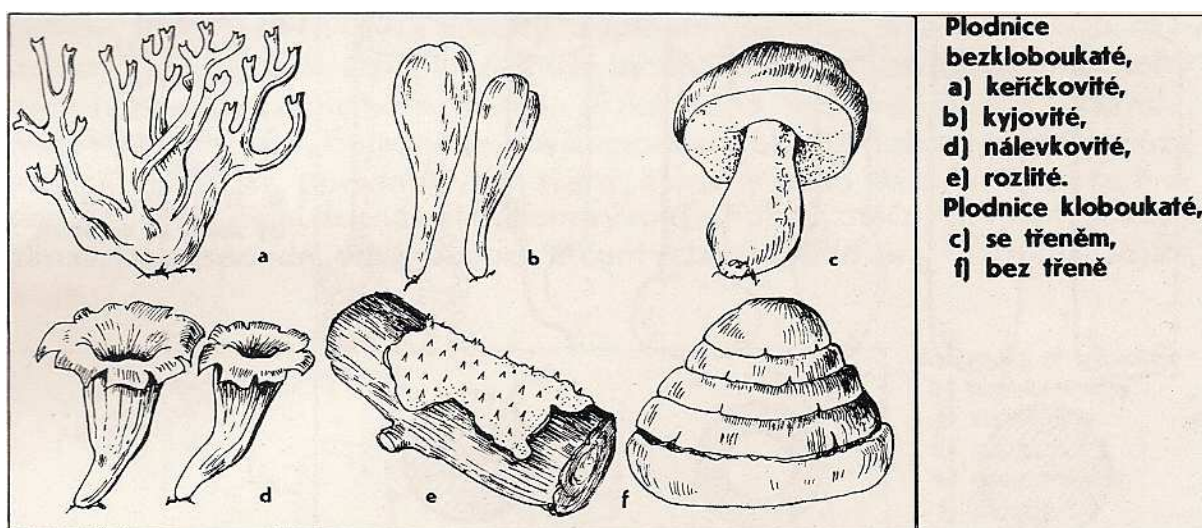
Plodnice stopkovýtrusných hub

Plodnice stopkovýtrusných hub (*bazidiomata*, *bazidiokarpy*) neobsahují pohlavní orgány, a proto nejsou pravými plodnicemi. Jejich vznik není spojen s pohlavním procesem, jako u předchozí skupiny. Vytváří se za příznivých podmínek substrátu, klimatu a dalších činitelů (Kalina, Váňa, 2005), tedy za podmínek vhodných pro šíření a klíčení výtrusů. Často to bývá větrný a deštivý podzim (Kothe, 2007). Celý vývoj většinou probíhá na povrchu půdy. Méně obvyklé jsou plodnice podzemní (Klán, 1989).

Typy plodnic stopkovýtrusných hub

Skupina stopkovýtrusných hub zahrnuje plodnice mnoha barev, rozměrů a tvarů. Jednotlivé charakteristiky jsou ovlivněny druhem houby a podmínkami stanoviště. Plodnice mohou být zrosolovatělé, kožovité, dužnaté, chrupavčité, korkovité, dřevnaté a s velikostí od desetin milimetru po desítky centimetrů (Klán, 1989). Z různých tvarů jsou méně časté bezkloboukaté typy. Ty jsou například lupenité, keříčkovité, kyjovité, nálevkovité, nebo plodnice tvořeny tenkými povlaky. Většina druhů má však plodnice tvořeny kloboukem (*pileus*) a třeněm (*stipes*), nebo pouze kloboukem (obr. 1) (Klán, 1989; Smotlacha, Kluzák, 1985).

Třeň i klobouk mají různé velikosti a tvary. Třeň spojuje podhoubí s kloboukem. Je ukončen pod tenkou vrstvičkou půdy, nebo má kořenovité prodloužení do hlubších vrstev zeminy. Prodloužení třeně usnadňuje lepší příjem živin. Propojení třeně s kloboukem může být centrální, excentrické nebo postranní a je pevné, či snadno oddělitelné (Klán, 1989).



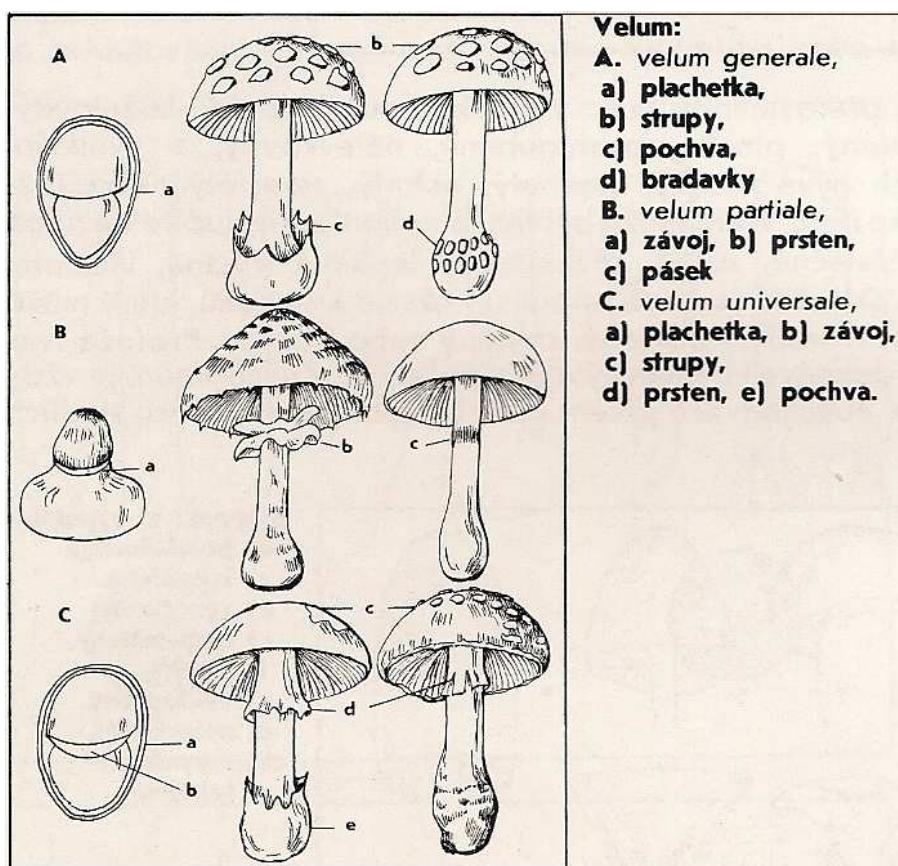
Obr. 1 Tvary plodnic stopkovýtrusných hub (Smotlacha, Kluzák, 1985)

Výtrusorodá vrstva

Určitou část plodnice pokrývá vrstvička bazídií (*hymenium*). Plocha nesoucí hymenium se nazývá *hymenofor*. Hymenofor je nejčastěji lupenitý, rourkatý, či větvený. Hymenium pak pokrývá povrch lupenů, vystylá vnitřek rourek, nebo pokrývá povrch větviček a ostnů (Klán, 1989). Méně častý je hladký, hrbolatý, jamkovitý, vrásčitý a lištovitý hymenofor (Smotlacha, Kluzák, 1985).

Ochranné obaly

Některé druhy jsou v mládí kryty ochrannými obaly. Ty pak ovlivňují jejich vzhled v dospělosti (obr. 2). Obal může krýt celou plodnici – plachetka (*velum generale*). Při růstu plodnice dochází k potrhání plachetky a její zbytky jsou viditelné v podobě různě velké pochvy, kroužků, nebo bradavek na třeni. Na klobouku jsou viditelné šupiny, nebo útržky. Jiné druhy mají závoj (*velum parziale*). Ten kryje hymenofor na spodní straně klobouku. Pokud je sliznatý, či blanitý, zůstává po něm na třeni prsten, nebo val. Závoj může být i pavučinovitý. V tom případě je na starší plodnici viditelný jako nepatrný a výtrusy zbarvený pásek a na klobouku je jemné vlášení. Jsou druhy, které mají plachetku i závoj (*velum universale*). Některé houby naopak nemají v mládí ani v dospělosti žádné obaly (Smotlacha, Kluzák, 1985).



Obr. 2 Ochranné obaly plodnic (Smotlacha, Kluzák, 1985)

2.3 Ekologické nároky hub

Houby se vyskytují po celém zemském povrchu ve všech suchozemských i vodních ekosystémech. Jsou přítomny ve sladkých, méně ve slaných vodách, v půdě, na rostlinách, živočiších, lidech i ve vzduchu. Jejich přítomnost je celoroční, nebo sezónní (Kalina, Váňa, 2005). Většina druhů na svém stanovišti vyžaduje především půdní a vzdušnou vlhkost. Ta bývá limitujícím faktorem výskytu, avšak k nadbytku vody jsou citlivější více než k jejímu nedostatku. Přebytek vody v substrátu snižuje množství kyslíku, který je pro houby také důležitý. Různé druhy mají své teplotní maximum a minimum, ve kterém přežívají (Klán, 1989).

2.4 Způsoby výživy hub

Houby jsou heterotrofní organismy. Neobsahují chlorofyl, a proto u nich neprobíhá fotosyntéza jako u rostlin. Organické látky si tedy nevytváří, musí je přijímat ve svém okolí. Způsoby příjmu živin se u jednotlivých skupin hub liší. Klán (1989) dělí houby, podle způsobu získávání látek, do dvou hlavních skupin na:

- saprotrofní houby
- symbiotické houby

2.4.1 Saprotrofní houby

Saprotrofní houby získávají živiny rozkladem odumřelé organické hmoty živočichů a rostlin a mají hlavní podíl na její mineralizaci. Produkují enzymy, kterými rozkládají látky na jednodušší složky. Ty jsou pak schopné projít cytoplazmatickou membránou buněk hub a dále jsou absorbovány ve vodných roztocích. Podle typu produkovaného enzymu jsou využívány různé zdroje živin. Příjem živin, odvod metabolitů a produkci enzymů zajišťuje terminální buňka hyfy, nebo buňky blízké terminální buňce. Stavba hyf houbám umožňuje snadné šíření do velkých vzdáleností. Největší podíl saprotrofů žije ve svrchní vrstvě substrátu do hloubky kolem 8 cm (Klán, 1989). Mezi saprotrofní houby patří například bedly (*Macrolepiota*), čirůvky (*Calocybe*, *Lepista*), pečárky - žampiony (*Agaricus*) (Borovička, 2007).

2.4.2 Symbiotické houby

Symbiotické houby žijí v souladu s jinými organismy, od kterých získávají živiny. Enzymy pro rozklad hmoty nevytváří, nebo pouze výjimečně a to ve velmi malém množství. Skupina zahrnuje (Klán, 1989):

- druhy žijící v oboustranně prospěšném mutualistickém vztahu
- druhy žijící v symbiotickém vztahu:
 - se zelenými řasami nebo sinicemi (lichenismus)
 - s cévnatými rostlinami (př. mykorhiza)
 - s živočichy
- parazity člověka, živočichů, rostlin, hub
- mikroskopické predátory

Ze skupiny symbiotických hub bych se podrobněji zaměřila pouze na mykorhizní houby, kterým se budu dále věnovat i v jiné kapitole.

Mykorhiza

Mykorhiza je symbiotický vztah mezi mykobiontem – houbou a fykobiontem - kořeny rostlin. Do mykorhizních hub patří například muchomůrky (*Amanita*), hříby (*Boletus*), klouzci (*Suillus*), ryzci (*Lactarius*) a mnoho dalších (Sedlářová, 2010). Některé druhy hub jsou vázány pouze na určité rostliny – ryzec modřínový (*Lactarius porninsis Rolland*), klouzek tridentský (*Suillus tridentinus*). Takový typ soužití je v přírodě velmi častý. Pouze 5% rostlin mykorhizu netvoří. Vztah mezi houbou a rostlinou není vždy v rovnováze. Míra rovnocennosti vztahu kolísá a záleží například na stáří rostliny a na množství živin v půdě. V určitých fázích vývoje může být jeden partner zcela závislý na druhém (Klán, 1989). Existují různé typy mykorhiz, z nichž nejčastější jsou (Klán, 1989):

- ektomykorhiza
- endomykorhiza

Ektomykorhiza

Tento typ mykorhizy je viditelný i bez použití mikroskopu. Hyfy tvoří na povrchu kořene povlak a dostávají se do mezibuněčných prostor. Do větších hloubek kořene a dovnitř buněk nepronikají (Klán, 1989). Kořeny rostlin, využívající mykorhizu, se nazývají houbové kořeny a anatomicky i morfologicky se liší od kořenů, které tuto symbiózu nevyužívají. Mohou být považovány za speciální rostlinné struktury (Krupa, 2004). Houbové hyfy, obalující kořeny, většinou zamezují vzniku kořenových vlásků rostliny, důležitých pro příjem vody. Rostlina je pak na houbě zcela závislá v získávání vody a živin. Kořen přijímá větší část vodních roztoků přes podhoubí a tím může docházet k určité přeměně získávaných látek. Některé potřebné látky by rostlina bez pomocných rozkladných enzymů hub nedokázala přijmout. Mykobiont je odkázaný na rostlině v příjmu energetických zdrojů a některých živin (Klán, 1989).

Endomykorhiza

Vyskytuje se téměř u každé rostliny a je častější než ektomykorhiza. Je pozorovatelná pouze mikroskopem. Hyfy prorůstají do mezibuněčných prostor i do vnitřku buněk, ale netvoří viditelný houbový plášť (Klán, 1989).

Ekologická plasticita v získávání živin

Některé druhy jsou ekologicky plastické a mohou během života střídat způsoby výživy. Pokud odumře hostitel, či symbiotický partner, pak se houby mohou určitou dobu žít jiným způsobem. Mykorhizní druhy, jako čirůvka mýdlová (*Tricholoma saponaceum*) a čechratka podvinutá (*Paxillus filamentosus*), produkují enzymy a mohou se žít i saprotroficky. Jsou to fakultativně (příležitostně) mykorhizní houby. Obligátně mykorhizní druhy, jako holubinky, kozáci a klouzci, způsoby výživy nestřídají a se zánikem partnera odumírají. Střídání saprotrofie a parazitismu se nazývá saproparazitismus. Někteří parazité mohou dokonce využívat mykorhizu. Václavka (*Armillaria*) střídá saprotrofii, parazitismus i mykorhizu (Klán, 1989).

3. TĚŽKÉ KOVY

3.1 Charakteristika těžkých kovů

Pojem těžké kovy není jednoznačně ustálen (Gadd, 1993a). Podle Kalače a Třísky (1998) je možné tuto skupinu charakterizovat z různých pohledů. Vzhledem k fyzikálním vlastnostem se jedná o kovy s měrnou hmotností větší než $4,5 \text{ g/cm}^3$. Z biologického hlediska by nesprávně pod tuto skupinu spadaly i lehké kovy, jako je hliník a polokovy arzen a selen. Některé z nich, například kobalt, měď, molybden a zinek, patří mezi biologicky významné (esenciální) stopové prvky. Ty jsou, jako součást proteinů a enzymů, nezbytné pro růst a vývoj organismů. Jiné kovy, jako kadmium, olovo a rtuť, nemají žádnou biologickou funkci a jsou řazeny mezi neesenciální prvky. Ale obě skupiny kovů jsou při větším množství a určité době působení škodlivé pro lidi, živočichy i rostliny (Gadd, 2007; Kalač, Tříška, 1998). Některé kovy, jako arzen, kadmium, olovo a rtuť, se řadí do skupiny toxických kovů. Toxické kovy ale nejsou synonymem pro skupinu těžkých kovů (Bencko, 1995).

Těžké kovy jsou přirozenou součástí Země, ale velký podíl na jejich celkovém množství má činnost člověka. V minulosti byly, díky malé znalosti jejich negativního vlivu, hojně využívány pro různé účely. To způsobovalo velké vstupy těchto kontaminantů do životního prostředí. Dnes je snahou tyto vstupy omezovat a nahrazovat nebezpečné kovy jinými bezpečnějšími látkami. Příkladem je zavádění čistících stanic v tepelných elektrárnách nebo náhrada olovnatého benzínu za bezolovnatý (v České republice od roku 2001). Přes to jsou v současné době, pro některé své nenahraditelné vlastnosti, využívány v mnoha průmyslových odvětvích. Stále tak dochází ke znečišťování životního prostředí (Navrátil, Rohovec 2006).

3.2 Koloběh kovů v životním prostředí

Dříve byla většina těžkých kovů, jako součást minerálů, uložena v zemské kůře. Na povrch se dostávali geochemickým zvětráváním, vulkanickou činností, lesními požáry apod. Díky člověku, který kovy objevil a naučil se je různě využívat, se jejich množství začalo značně zvyšovat (Han, et. al., 2002; Kalač, Tříška, 1998). Zvyšování jejich koncentrace v prostředí je způsobeno tím, že nepodléhají chemickému rozkladu a postupně se ukládají v půdě, ve vodě, v ovzduší a v organismech (Bencko et al., 1995).

Antropogenně podmíněný koloběh kovů v životním prostředí tedy začíná těžbou kovových rud. Vytěžené rudy, ze kterých se získávají potřebné kovy, jsou začleněny do různých výrobních procesů. Produkty z výrobních procesů se dále zpracovávají a recyklují. Při výrobě a dalším zpracování, ale už i při samotné těžbě, dochází k uvolňování kovů do okolí. Postupně se tak do životního prostředí dostává stejné množství těžkých kovů, které bylo na počátku vytěženo. Kovy jsou dále rozptýlovány pomocí větru a vodních systémů do okolí (Han, et. al., 2002).

Kontaminací jsou ohroženy všechny složky životního prostředí. Těžbou, výrobou, zpracováním a především různými spalovacími procesy (spalování fosilních paliv, odpadů apod.) kovy vstupují do atmosféry. Zde se váží na různé částice a vytváří aerosoly. Ty zde zůstávají delší dobu a vzdušným prouděním se přesouvají do velkých vzdáleností od místa vzniku (Král et al. 1984). Atmosférickou depozicí se dostávají do půdy a vody, kde se postupně ukládají v povrchových vrstvách a v sedimentech. Dalším zdrojem kontaminantů, obsažených v půdě a vodě, jsou hnojiva, pesticidy, fungicidy apod. Dále, při některých postupech u zpracování těžkých kovů, jsou použity mokré procesy, tím se kontaminuje odpadní voda. Ta se stává transportním prostředkem těchto prvků do okolí (Bencko et al., 1995; Cibulka, 1991).

Kovy z půdy a vody vstupují do potravních řetězců a akumulují se v živých organismech. Po jejich odumření a rozkladu, činností půdních a vodních bakterií i jiných organismů, se kovy opět vrací do povrchových vrstev půd a sedimentů. Odtud opět vstupují do potravních řetězců (Bencko et al., 1995). Některé organismy jsou schopné zasahovat do koloběhu kovů. Mohou je měnit na jiné formy a ovlivňovat jejich toxicitu (Kalač, Tříška, 1998).

3.2.1 Koloběh kovů v půdách

Kovy, které se z různých zdrojů dostanou do půdy, se ukládají převážně ve vrchních humózních horizontech. Zde se snadno váží na organickou hmotu, jako je humus a jílové složky (Navrátil, Rohovec 2006). Každá zemina má určitou sorpční kapacitu, která je za normálních podmínek nasycena především vápníkem a hořčíkem. Většina těžkých kovů má ale mnohem vyšší sorpční schopnosti a dokáže tyto přirozeně nasorbované prvky nahrazovat. Kovy se naváží na půdní částice. Tím je omezen jejich další pohyb a stávají se tak nerozpustnými a méně nebezpečnými. To platí až do doby, než je překročena sorpční kapacita zeminy. Po překročení této kapacity už kovy nejsou dále vázány, mohou být vyplavovány a kontaminují podzemní vody. Pohyb kovů v půdním systému může být dále podmíněn změnou určitých podmínek, které ruší vazby kovů s půdními částicemi. Jde

například o změnu pH půdy (VŠCHT, 2010), rozklad organické hmoty nebo eroze (Navrátil, Rohovec 2006).

Právě pH je důležitou vlastností prostředí, která má značný vliv na pohyblivost kovů. Vysoký obsah těžkých kovů ještě nemusí znamenat nějaké nebezpečí, pokud má prostředí zásadité nebo neutrální pH. Při takovém pH je snížena rozpustnost různých kovových forem a jejich pohyblivost. Naopak snížení pH, tedy okyselení prostředí, má za následek uvolňování a rozpouštění kovů. Proto jsou nebezpečné kyselé deště, díky kterým může dojít k nárazovému vymývání kovů (VŠCHT, 2010). Chování kovů v půdě i v jiných složkách životního prostředí je také ovlivněno formami, ve kterých se zde kovy vyskytují (UPOL, 2010). Například typ a velikost náboje kovových iontů má vliv na sorpční schopnosti kovů. Zemina s negativním nábojem snadno váže kovové kladné kationty. Zatímco záporně nabitě ionty se v půdě nesorbují a volně prochází (VŠCHT, 2010).

3.3 Formy kovů v životním prostředí

Kovy se v životním prostředí vyskytují v různých formách, které mohou být organické, nebo anorganické a ty jsou rozpuštěné, nebo nerozpuštěné (UPOL, 2010):

3.3.1 Anorganické formy:

- kovy v podobě elementárního prvku př. Cu, Zn (v horninách a lidských produktech)
- kovové ionty (ve vodě a v půdě – příjem rostlinami)
 - kationty př. Cd^{2+} , Cr^{3+} ,
 - anionty př. CrO_4^{2-}
- kovy jako součást různých sloučenin a komplexů (hydroxo -, sulfato -, karbonato -,...)

3.3.2 Organické formy:

- různé organické komplexy (humino-, fulvo-, amino- ...kyseliny)
- kovy antropogenní původu v podobě pesticidů, barviv apod.
- organokovy

3.4 Vliv kovů na životní prostředí

Těžké kovy, vzhledem k antropogennímu znečištění Země, patří společně s pesticidy a dusičnany k nejnebezpečnějším škodlivinám. Při svém koloběhu v životním prostředí způsobují mnoho problémů (Herčík, 1996). Nejsledovanějšími těžkými kovy, díky své toxicitě, jsou podle Kalače (1998) kadmium, kobalt, chrom, měď, železo, rtuť, mangan, molybden, nikl, olovo a zinek. A nejtoxičtější kovy jsou kadmium a olovo a rtuť (Lenntech, 2010).

Na organismy a kvalitu životního prostředí mají těžké kovy různý vliv. Záleží na toxicitě daného prvku, která je ovlivněna mnoha faktory. Mezi takové patří velikost koncentrace příslušného kovu, různé vlastnosti prostředí (pH), způsob příjmu látky organismem, forma kovu, biodostupnost této formy, mikrobiální aktivita, která tyto formy mění apod. Nejtoxičtější typy kovů jsou jednoduché iontové formy, které jsou ve vodách při nízkém pH reaktivní a snadno vstupují do organismu. Dalšími toxickými látkami jsou organokovové sloučeniny antropogenního původu (pesticidy) a dobře rozpustné sloučeniny kovů ve vodě (UPOL, 2010).

Těžké kovy mají vliv na procesy probíhající v půdě. Nepříznivě působí na činnost půdních mikroorganismů. Určité koncentrace mohou způsobit například úhyn žížal a to má vliv na strukturu půdy (Lenntech, 2010). Následky působení kovů u rostlin jsou změny barvy, poruchy příjmu živin, poruchy dýchání a fotosyntézy a zpomalení růstu kořenů (Prášil, 2007). V organismech ovlivňují různé reakce, nahrazují esenciální kovy v tkáních (kostech a enzymech), váží se na skupiny biomolekul –SH, -COOH a –NH₂ a mění jejich strukturu, funkci a působí tak jako enzymatické jedy. Mohou způsobit mnoho zdravotních potíží, selhání orgánů, někdy i smrt (UPOL, 2010; Godbold et al., 1998). Ale některým organismům přináší určité výhody. Rostlinám mohou sloužit jako obrana před přirozenými nepřáteli. V těchto případech jde ale většinou o kovy, které se v půdě vyskytují přirozeně, bez přičinění člověka (Boyd, 2010).

4. TĚŽKÉ KOVY V HOUBÁCH

4.1 Interakce mezi těžkými kovy a houbami

Houby jsou úspěšnými kolonizátory a dominantními druhy stanovišť s vysokými obsahy kovů. Jde o skalní povrchy nebo antropogenně znečištěná stanoviště (Gadd, 2007). Přežití na těchto lokalitách jim umožňuje odolnost vůči toxicitě těžkých kovů. Ta je dána především chemickým složením hub a využíváním mechanismů, které zamezují toxickému vlivu kovů na buňky (Godbold et al. 1998). Houby zároveň svou činností zasahují do geochemických cyklů kovů a ovlivňují jejich mobilitu v životním prostředí (Gadd, 2007). Kovy v různé velké míře, pozitivně, či negativně ovlivňují růst a metabolismus hub. Při vzájemných interakcích záleží na koncentraci a druhu kovu, druhu houby a na určitých podmínkách prostředí (Howe et al., 1997; Gadd, 1993a).

4.1.1 Mechanismy zamezující toxickému vlivu těžkých kovů

Houby při interakcích s kovy využívají několik mechanismů (obr. 3). Ty mohou být rozděleny na mechanismy extracelulární (mimobuněčné) a mechanismy intracelulární (vnitrobuněčné) (Bellion et al., 2006).

Různé reakce se odehrávají z větší části v substrátu, kde dochází ke kontaktu podhoubí s těžkými kovy. Působení kovů, obsažených v ovzduší, není považováno za příliš důležité a to především díky krátké životnosti plodnic. Výjimkou jsou chorošovitité druhy hub s delší životností plodnic. Podíl příjmu kovů z ovzduší je tak u nich větší (Borovička, 2007).

Extracelulární mechanismy

Tyto mechanismy probíhají mimo buňky hub a jejich společným cílem je zamezení vstupu toxických kovů do vnitřku (cytosolu) buňky. To je zajištěno vazbou kovů na buněčnou stěnu a dále mimobuněčnou tvorbou chelátů (sloučenin s kovem) (Bellion et al., 2006).

Buněčná stěna je prvním místem přímé interakce kovů s buňkou. Je důležitou bariérou pro vstup kovů do cytosolu (Gadd, 1993a). Její součástí je mnoho látek, jako jsou chitin, celulóza, deriváty celulózy a melanin, které umožňují tvorbu vazeb s kovy (Galli, 1994).

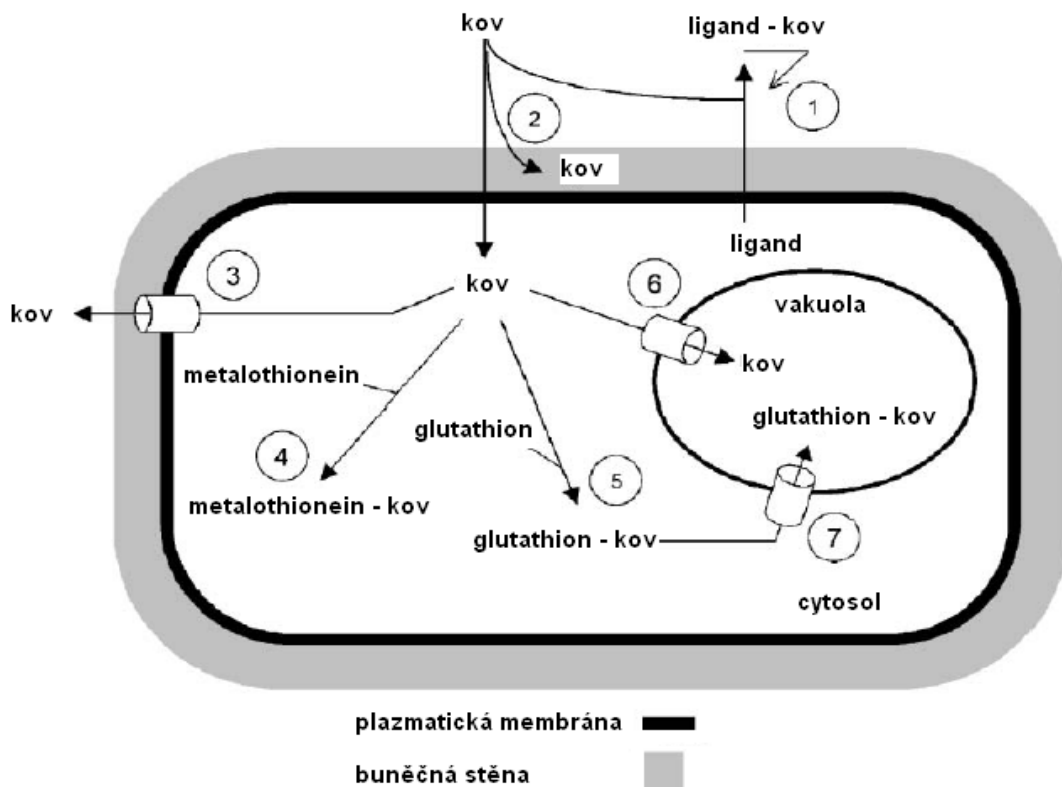
Buňky hub produkují různé organické molekuly. Ty slouží jako ligandy (částice s volným elektronovým párem, které snadno váží kovové kationty) a spolu s kovy vytváří

cheláty. Těmito látkami jsou zvláště di- a tri- karboxylové kyseliny (Bellion et al., 2006), například kyselina šťavelová a kyselina citrónová. U kyseliny šťavelové bylo dokázáno, že zvýšené koncentrace kovů v prostředí vyvolává její produkci (Jonnarth et al., 2000).

Intracelulární mechanismy

I přes tyto překážky vstupuje množství kovových iontů do buňky. Zde jsou využity intracelulární mechanismy. Jedním z mechanismů je tvorba chelátů pomocí ligandů, obsažených v cytosolu buňky. Těmito ligandy jsou speciální proteiny a peptidy - fytochelatiny, metalothioneiny, glutathiony. Jejich společným znakem je přítomnost sulfhydrylových skupin -SH, na kterých dochází ke snadnému navázání kovů. Tvorba chelátů zabraňuje poškození vnitřku buňky toxickým kovem (Hansen, 2007; Cibulka, 1996). Tyto sloučeniny jsou také součástí rostlinných a živočišných organismů, ale mají u nich odlišnou stavbu (Clemens, 2006; Cibulka, 1996).

Dalším intracelulárním mechanismem, který redukuje množství kovů v cytosolu, je transport kovových kationtů a vzniklých chelátů přes cytoplazmatickou membránu a přes membránu vakuoly. Transport je uskutečňován pomocí proteinových přenašečů (Hall, 2002). Vakuola je důležitou organelou, ve které dochází k akumulaci kovů (Gadd, 1993a).



Obr. 3 Schematické znázornění intracelulárních a extracelulárních mechanismů hub pro navázání a detoxikaci kovů (Bellion et al., 2006)

Popis k obrázku

Extracelulární mechanismy

- 1) tvorba extracelulárních chelátů pomocí vylučovaných ligandů
- 2) vazba kovů na buněčnou stěnu

Intracelulární mechanismy

- 3) transport kovů mimo buňku
- 4) intracelulární tvorba chelátů pomocí ligandů metalothioneinů
- 5) intracelulární tvorba chelátů pomocí ligandů glutationů
- 6) subcelulární kompartmentace kovových iontů - Transport kovů pomocí proteinů a jejich akumulace ve vakuole
- 7) transport chelátů pomocí proteinů a jejich akumulace ve vakuole

Pro některé druhy hub je využívání různých mechanismů a odolnost vůči kovům přirozená. Některé druhy se na působení kovů postupně adaptovaly (Meharg, 2003). Využívané mechanismy nejsou v říši hub jednotné. Liší se u různých druhů především podle jejich chemického složení (Petrini et al., 2009; Vetter, 1993). Příkladem je mykorrhizní houba měcháč písečný (*Pisolithus tinctorius*), který váže ionty zinku a mědi pouze na buněčnou stěnu (Tam, 1995). Zatímco mykorrhizní čechratka podvinutá (*Paxillus involutus*) váže kadmium na buněčnou stěnu a dále ho kumuluje uvnitř vakuoly (Blaudez et al., 2000).

Interakce hub s kovy byly zkoumány ve větší míře u nižších hub, jako jsou kropidlák (*Aspergillus*), štětičkovec (*Penicillium*), kropidlovec (*Rhizopus*). O vyšších houbách existuje méně informací (Jentschke, Godbolt, 2000). A nedostatek informací je také o přesné chemické povaze těžkých kovů vázaných v buňce hub (Galli, 1994).

4.1.2 Účast hub při koloběhu těžkých kovů v životním prostředí

Mobilizace kovů

V životním prostředí je velké množství esenciálních i neesenciálních prvků, které zde jsou v nerozpustných a v biologicky nedostupných formách. Houby i jiné organismy svou činností a produkcí některých látek zasahují do geochemického cyklu těchto kovů. Rozpouští jejich pevné formy, uvolňují je z hornin, minerálů, půdy, ale také z odpadních vod a pevných odpadů. Role hub v takovýchto procesech je označena jako geomycologie (Gadd, 2007).

V jedné studii bylo dokázáno, že největší vliv na zvýšení pohyblivosti a biodostupnosti kovů pomocí hub, má produkce organických kyselin a následná tvorba chelátů (Fomina et al., 2005). Menší vliv má pak tvorba chelátů produkcí organických ligandů - sideroforů. Tyto ligandy váží hlavně kationty železa s oxidačním číslem III. Jejich produkce je vyvolána snížením obsahu esenciálního železa v prostředí. Cílem je získat jeho potřebné množství. Produkce sideroforů ovlivňuje mobility také jiných kovů, ale účinnost už není tak veliká jako u železa (Gadd, 2007). Mezi další činnosti, které mění mobilitu kovů, patří biomethylace a redoxní procesy. Při redoxních procesech dochází ke změně velikosti náboje kovu a to díky produkci určitých látek houbami (Gadd, 2007). Biomethylace je proces přeměny anorganické formy kovu na formy organické a mohou jí podléhat například As, Pb, Hg, Se, Sn (UPOL, 2010).

Následkem zvýšené biodostupnosti kovů často dochází k zesílení toxického vlivu na organismy. Přímý vztah mezi dostupností a toxicitou však není podmínkou (Gadd, 2007). Při procesu biomethylace vznikají mnohdy nestálé a méně toxické formy kovů (př. organoarsen). Tento proces tak může být považována za určitý způsob detoxikace. Méně toxické formy kovů mohou vznikat dále také redukcí. Příkladem je redukce Hg^{II} na Hg^0 (Gadd, 1993b).

Imobilizace kovů

Houby také využívají mechanismy, kterými mění rozpustné formy kovů na nerozpustné. Jejich pohyblivost v životním prostředí tak omezují (Gadd, 2007). Jde o vazbu kovů na buněčnou stěnu a akumulace kovu uvnitř buňky (Bellion et al., 2006; Gadd, 1993a). Ovšem zamezení pohybu kovů v prostředí končí rozkladem houbového organismu, kdy se kovy opět vrací do půdy (Bencko et al., 1995).

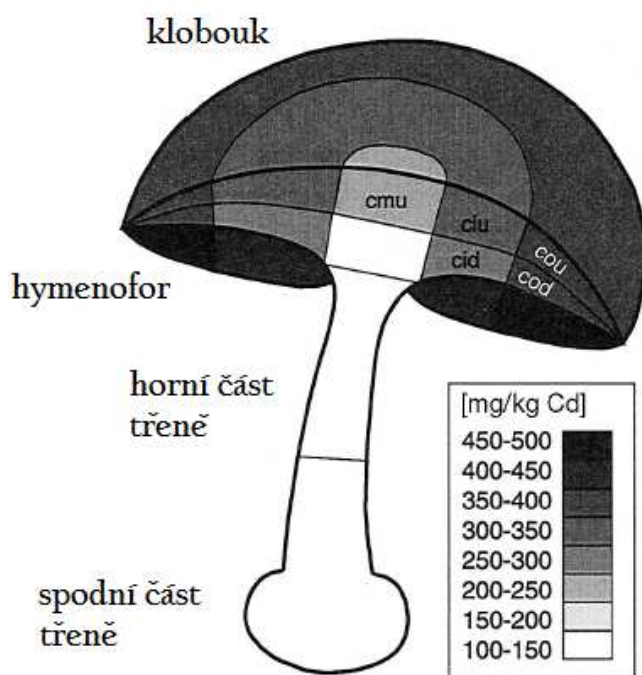
Houby se účastní koloběhu kovů také jako součást potravních řetězců. Vzhledem k tomu, že plodnice hub jsou potravou pro lidi a živočichy, mohou představovat významnou cestu pro přenos kovů z půdy do potravních řetězců (Kalač, 2008).

4.2 Způsoby zjištění obsahu kovů v houbách

Pro zjištění obsahu těžkých kovů v houbách se využívá různých postupů a metod. Ty se mohou lišit podle druhu kovu, jehož obsah se zkoumá (Demirbas, 2002). Při zjišťování množství kovů jsou často hodnoceny zvlášť jednotlivé části plodnic. Důvodem je nerovnoměrné rozložení kovů v houbách (obr. 4) (Thomet et al., 1999). Vyšší koncentrace mohou být naměřeny ve třeni, nebo v klobouku. Záleží na druhu houby (Rudawska, Leski, 2005). Ale u většiny druhů hub bývá největší množství kovů ve výtrusorodé vrstvě (Alonso et.

al. 2000), méně pak ve zbytku klobouku a nejméně ve třeni (Kalač, 2008). Pro porovnání hodnot je možné současně zkoumat i povrchový substrát, ve kterém houba vyrůstá.

Nejčastější postup při vyhodnocování množství kovů je následující: Plodnice jsou očištěny od nečistot plastovým nožem, nebo pomocí destilované vody a rozděleny na třeně a klobouk. Vzorky jsou nakrájeny a sušeny na vzduchu po dobu asi 5 dní. Následuje sušení v peci při teplotě 40 - 60 °C po dobu 48 hodin. Usušené vzorky jsou rozdrnceny v porcelánovém hmoždíři, nebo zpopelněny při teplotě 450 °C po dobu 15 – 24 hodin. Popel, nebo nadrcené vzorky, o hmotnosti asi 2,5 gramů, jsou namáčeny v koncentrované kyselině dusičné HNO₃, kyselině sírové H₂SO₄, nebo v jiných kyselinách. Roztok je ředěn destilovanou vodou. Pro zjištění přítomnosti kovů je nejčastěji použita atomová absorpční spektroskopie (Rudawska, Leski, 2005; Falandysz et al., 2004; Isiloglu et al., 2001; Thomet et al., 1999). Získané hodnoty jsou podle potřeby vyhodnoceny různými statistickými metodami (Petrini, 2009).



Obr. 4 Rozložení kadmia ve starší plodnici (*Agaricus macrosporus*) (Thomet et al., 1999)

4.3 Vyjádření obsahu kovů v houbách

Zjištěné množství kovů v houbách je udáváno v čerstvé hmotě, nebo v sušině. Při tom se počítá s dohodnutým množstvím sušiny v houbě 10%, protože skutečné množství je většinou neznámé. Obsahy se často vyjadřují v jednotkách ppm (z latinského *pars per*

million), tedy v miligramech látky na 1kg (Kalač, 2008; Kalač et al., 2004). S vyjádřenými hodnotami se pak dále pracuje.

4.3.1 Bioakumulační faktor

Houby obvykle obsahují jiné množství kovů, než je obsaženo v substrátu, ve kterém vyrůstají. Tento rozdíl vystihuje bioakumulační faktor. Jde o poměr obsahu prvku v sušině houby k obsahu prvku v sušině substrátu (Kalač, 2008). Problémem při zjišťování faktoru bývá určení vrstvy substrátu, ve kterém se podhoubí vyskytuje (Borovička, 2007). Bioakumulační faktor dosahuje rozdílných hodnot vlivem různých činitelů (Borovička, 2007):

- Pokud je bioakumulační faktor větší než jedna, pak je obsah kovu v houbě vyšší než v substrátu a jedná se o **akumulaci** kovu.
- Některé druhy hub mají schopnost **hyperakumulace**. Hodnota faktoru pak může být až stokrát větší než je u jiných neakumulujících druhů, rostoucích na stejném stanovišti.
- Pokud je hodnota bioakumulačního faktoru menší než jedna, množství kovu v houbě je nižší než v substrátu a jde o **diskriminaci** prvku.
- Různé druhy mohou mít schopnost **koncentrovat** prvek. K tomu dochází v případě, kdy je bioakumulační faktor menší než jedna, ale houba má výrazně větší obsah daného prvku než jiné druhy hub.

4.4 Faktory ovlivňující obsahy těžkých kovů v houbách

Stupeň toxicity a dostupnost kovu pro houby i jiné organismy jsou ovlivněny faktory biotického i abiotického charakteru. Mezi abiotické činitele patří druh kovu, jeho koncentrace a fyzikálně chemické vlastnosti daného prostředí (pH, vlhkost). Biotické vlivy jsou stavba těla a způsob výživy organismu, fyzikálně chemické a biologické mechanismy, probíhající v tělech organismů (Kráal et al. 1984; Gadd, 1993a). Někteří živočichové a rostliny mají větší bioakumulační schopnosti. Mezi takové patří například bakterie, řasy, kvasinky a samozřejmě houby (Wang, Chen, 2009). U některých organismů může být důvodem chybějící ochranná kutikula, která by zabraňovala vstřebávání kovů do pletiv (Kráal et al. 1984). Jednotliví činitelé se vzájemně ovlivňují (Kalač, 2008) a jejich působení je zatím jen málo prozkoumáno (Borovička, 2007).

4.4.1 Druh houby

Nejvýznamnějším faktorem, který má vliv na obsah kovů v houbách, je druh a částečně i rod houby. Složení zeminy je důležité, ale pro množství kovů v houbě není rozhodující. Již mnoho výzkumů ukázalo, že znečištěné stanoviště nemusí být podmínkou pro vysoké hodnoty kovů. Některé druhy hub tak mohou mít vyšší koncentrace bez ohledu na množství kovů v substrátu (Kalač, 2008; Rudawska, Leski, 2005). Vztahy mezi složením substrátu a obsahy kovů v houbách nejsou jednoduché a nedají se jednoduše vyjádřit (Kalač et al, 2006). Snadno akumulujícími druhy jsou například čirůvky, pečárky, a hříby (Cibulka, 1996).

Některé houby více přijímají pouze určitý prvek a chemickými rozbory a analýzou prvků se tak dá určit rod, či skupinu, ke které houba patří (Borovička, 2007). Podle jedné studie je možné u některých druhů hub používat chemickou analýzu pro řazení do taxonomických systémů (Petriny et al., 2009). Důvodem druhové schopnosti akumulace kovů je především chemické složení, které se u jednotlivých skupin i druhů hub liší (Vetter, 1993).

4.4.2 Vlastnosti stanoviště

Obsah stopových prvků v houbě je samozřejmě ovlivněn i složením substrátu. Nejdůležitější je horní vrstva opadaného jehličí a listí, kde se nachází největší množství podhoubí většiny hub a také nejvíce kovů z atmosférického spadu. Do spodnějších vrstev zeminy se podhoubí dostává jen velmi málo. Velký vliv na obsah má druh akumulovaného kovu. Některé kovy, jako kadmium, rtuť a měď, jsou houbami přijímány snadněji, než jiné druhy. Jejich obsah je tak v plodnicích vyšší než v substrátu. Například množství železa bývá v houbách nižší než v zemině a množství zinku a manganu dosahuje přibližně stejných hodnot (Kalač, 2008).

Na složení substrátu má vliv geologické podloží a podmínky, které ovlivňují stav prvků v půdě. Jsou to oxidačně redukční podmínky, hodnota pH, přítomnost jílových minerálů a organických látek. Velký podíl na obsahu některých prvků v zemině má samozřejmě také antropogenní činnost (Borovička, 2007). Nejvíce kontaminované houby se, i přes druhovou schopnost akumulace, obvykle nachází v silně znečištěných lokalitách. Jsou to například oblasti velkého spadu kontaminovaného prachu, pole a louky s navezenými dávkami kalů z čistíren odpadních vod, okolí hutí barevných kovů a také lokality, kde se hutě vyskytovaly v dávné minulosti, dále velká města (Kalač, 2008), letiště a dálnice (Cibulka, 1996).

Jednou z charakteristik půdy je **hodnota pH**. Ta má podle Gimmlera et al., (2001) velký vliv na příjem kovů houbou. Výrazně větší obsah mědi, kobaltu, niklu, kadmia a chromu

byl naměřen u hub v silně kyselých půdách s hodnotou pH 1, v porovnání s obsahem těchto kovů v houbách rostoucích v neutrálních půdách s hodnotou pH 7. Příčinou tohoto rozdílu je různý elektrický potenciál buněčné stěny hub. V silně kyselých půdách byl zjištěn kladný potenciál hyf a díky tomu není umožněna absorpce kladných kovových kationtů na buněčnou stěnu. Je možné, že organismus rostoucí v silně kyselé zemině je, díky kladnému potenciálu buněčné stěny, odolnější vůči vlivu toxických kovů než stejný druh rostoucí v neutrálních půdách. Tento mechanismus umožňuje přežívání organismů na tak extrémních lokalitách, jako jsou kyselé půdy v kombinaci s velkým obsahem těžkých kovů (Gimmler et al., 2001).

4.4.3 Způsoby výživy hub

Množství kovů v plodnicích ovlivňuje částečně také způsob, jakým houba získává živiny. Saprotorní druhy, jako jsou bedly, čirůvky a pečárky, mají vyšší kumulační schopnost než houby mykorhizní, s výjimkou hříbu borového (*Boletus pinicola*) (Borovička, 2007; Alonso et. al. 2000). Důvodem je získávání živin z odumřelé organické hmoty, kde se vyskytuje větší množství kovů (Král et al., 1984).

Dřevokazné houby, parazitující na svých hostitelích, mají v porovnání s terestrickými houbami menší obsahy kovů (Borovička, 2007). Je to díky odlišnému mechanismu příjmu živin. Plodnice nejsou v přímém kontaktu se substrátem a vstupu těžkých kovů do plodnice brání několik překážek. Je to mykorhizní obal kořenů hostitelské dřeviny, který zachycuje kovy přímo z půdy a transportní systém živin v kořenech dřeviny. Převážná část kovů v plodnicích dřevokazných hub pravděpodobně pochází z atmosféry. Kovy z atmosféry jsou přijaty přímo plodnicí, či listy a větvemi v blízkosti podhoubí (Gabriel, 1998). Některé dřevokazné houby mají dokonce zvýšenou schopnost přijímat kovy z atmosféry (Borovička, 2007).

4.4.4 Věk a období fruktifikace

Stáří plodnic

Množství kovů se mění i vlivem stáří plodnic. Větší obsahy byly, v některých výzkumech, prokázány u mladších hub. Příčinou by mohl být přesun kovů z podhoubí do plodnice již při fruktifikaci, což je počátek tvorby plodnic. Při růstu plodnic se pak množství kovů snižuje (Kalač, 2008).

Stáří podhoubí

Vliv na obsah kovů může mít nejen stáří plodnic, ale také stáří podhoubí. Tento činitel byl zkoumán porovnáváním obsahů ve volně rostoucích a pěstovaných hubách. Bylo

prokázáno, že množství kovů v plodnicích volně rostoucích hub je mnohem vyšší než u pěstovaných hub stejného, nebo příbuzného druhu. Příčinou rozdílu by mohlo být stáří podhoubí, které je volně rostoucích hub až několik desítek let a kovy se zde postupně hromadí. U pěstovaných hub je stáří podhoubí pouze několik měsíců. Čím starší podhoubí, tím jsou pravděpodobněji vyšší koncentrace kovů v plodnicích (Kalač, 2008; Alonso et al., 2000).

Fruktifikace

Nejvyšší obsahy kovů byly zjištěny u první fruktifikace u pěstovaných hub. Důvodem je nahromaděné množství těžkých kovů v podhoubí, které se při první fruktifikaci přesouvá do plodnic. U dalších vln tvorby plodnic není obsah kovů v podhoubí tak vysoký. Takže se i ve volné přírodě dají předpokládat největší koncentrace u první vlny hub a to především po delším období, kdy houby nerostly (Kalač, 2008).

4.5 Zdravotní hledisko těžkých kovů v houbách

Důležitá součást problematiky těžkých kovů v houbách je zdravotní hledisko. Vzhledem k tomu, že se zájem o sběr hub zvyšuje, je třeba kontrolovat obsahy kovů v plodnicích (Rudawska, Leski 2005). Otázkou je, na jakých lokalitách se mohou houby sbírat a v jakém množství se mohou konzumovat, aby nedošlo k ohrožení zdraví. Z toho důvodu se stanovuje maximální množství kovů v houbách vhodné ke konzumaci (Cibulka, 1996). Dále se také zkoumají chemické formy kovů v houbách a jejich vstřebatelnost v trávicím traktu člověka. Takových informací je prozatím jen málo a nelze tak přesně posoudit míru rizika při konzumaci kontaminovaných hub (Borovička, 2007). Houby jsou v mnoha zemích považovány za okrajovou složku výživy, proto se takovými rozbory výzkum příliš nezabývá (Kalač, 2008). Podle Cibulky (1996) však žádné větší nebezpečí při konzumaci jedlých hub nehrozí. Měla by se ale dodržovat určitá pravidla (Cibulka, 1996):

- sezónní a omezená konzumace hub (1 – 2krát ročně)
- vyloučení konzumace hub rostoucích v parcích a u frekventovaných silnic
- při pravidelné konzumaci hub vyloučení volně rostoucích pečárek
- možnost snížení obsahu kovů v houbě odstraněním rourek nebo lupenů z klobouku
- při kontaminaci houby radiocesiumem lze obsah snížit ponořením houby na 30 minut do osolené vody, která se slije a postup se zopakuje

Kalač (2008) se zmiňuje o některých možnostech snížení množství kovů v houbách pomocí kuchyňských úprav. Například omytím a oloupáním klobouku u pěstované pečárky

dvouvýtrusé (*Agaricus bisporus*), může dojít ke snížení obsahu kadmia, olova, mědi a zinku o 30 – 40%. Považením hub po dobu 15 minut je možné snížit obsah manganu o 45%, železa o 36% a zinku o 23%. Podobných informací je zatím jen málo (Kalač, 2008).

4.6 Obsahy kadmia, olova a rtuť v různých druzích hub

Nejsledovanějšími kovy v houbách jsou, díky vysoké schopnosti akumulovat se a díky velké toxicitě, kadmium, olovo a rtuť (Kalač, 2008). Těmto kovům se věnuje vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 53/2002 Sb., která již pozbyla platnosti. Ta stanovuje nejvyšší přípustné, zdravotně nezávadné obsahy těchto kovů v jedlých houbách (tab. 1). Je pravděpodobně jedinou na světě, která uvádí hranice obsahu těžkých kovů zvlášť pro pěstované a zvlášť pro volně rostoucí houby. Kritéria u pěstovaných hub jsou přísnější. Současná vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 305/2004 Sb. tyto hodnoty neuvádí (Kalač, 2008).

Tab. 1 Maximální přípustné hodnoty pro volně rostoucí a pěstované houby v mg/kg z vyhlášky č. 53/2002 Sb. (Kalač, 2008)			
Prvek	Obsah v sušině volně rostoucích hub	Obsah v čerstvé hmotě volně rostoucích hub	Obsah v sušině pěstovaných hub
olovo	10,0	1,0	3,0
kadmium	2,0	0,2	-
rtuť	5,0	0,5	1,0

(Hodnotu pro maximálně přípustné množství kadmia v pěstovaných plodnicích vyhláška nestanovuje).

4.6.1 Kadmium

Kadmium má vysoký akumulační koeficient (MŽP, 2010). Jeho obsahy v houbách dosahují, v porovnání s olovem a rtutí, nejvyšších hodnot (Kalač, 2008). Proto je vzhledem k jeho toxicitě pro člověka pravděpodobně nejrizikovějším kovem (Kalač et al. 2004). V následující tabulce (tab. 2) jsou zobrazeny běžné obsahy kadmia u volně rostoucích hub, které jsou nasbírané v různých zemích na neznečištěných lokalitách. Jedná se o takzvané „požadové“ hodnoty. Většina druhů překračuje stanovené limity Ministerstvem zdravotnictví (Kalač, 2008).

Obvyklé obsahy kadmia v houbách se pohybují v jednotkách mg/kg. Některé druhy mohou dosahovat vyšších hodnot (Borovička, 2007). Mezi takové patří saprofytické čirůvky a pečárky. Z pečárek to jsou zejména pečárka hajní (*Agaricus silvicola*) a pečárka polní (*Agaricus campestris*). U těchto druhů bývají běžné hodnoty nad 5 mg/kg sušiny a to i na neznečištěných stanovištích. V okolí některých kovohutí byly dokonce naměřeny hodnoty

100 až 300 mg/kg kadmia (Kalač, 2008). V České republice se objevily rekordní obsahy u hříbu žlutomasého (*Boletus chrysenteron*) a pečárky polní (*Agaricus campestris*) a dosahovaly hodnot 16 a 37 mg/kg sušiny (Cibulka, 1996).

Tab. 2 Obvyklé obsahy kadmia (mg/kg sušiny) v plodnicích volně rostoucích hub z neznečištěných lokalit (Kalač, 2008)									
	DRUH	< 0,5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 50	> 50
hříbovité	hřib dubový			•	•				
	hřib smrkový			•					
	suchohřib hnědý		•	•					
	s. žlutomasý			•					
	suchohřib plstnatý		•	•					
	klouzek strakoš		•						
	kozák březový				•				
	klouzek obecný		•						
	klouzek sličný			•					
liškovité	liška obecná	•	•						
pečárkovité	pečárka polní				•	•	•	•	
	pečárka ovčí					•	•		
	pečárka lesní				•	•	•		
	pečárka hajní						•	•	•
	bedla červenající		•	•					
	bedla vysoká			•					
muchomůrkovité	m. růžovka			•					
čirůvkovité	čirůvka fialová		•	•					
	čirůvka májovka				•				
	václavka obecná				•				
holubinkovité	h. trávózelená		•						
	h. namodralá			•	•				
	ryzec syrovinka		•						
pýchavkovité	pýchavka obecná		•						

4.6.2 Olovo

Olovo má, stejně jako kadmium, vysoký akumulací faktor (MŽP, 2010). Ale běžné obsahy v houbách nebývají příliš vysoké. Pohybují se v jednotkách mg/kg. Vysoké koncentrace kovu v plodnicích nebyly zjištěny ani na stanovištích zatížených zvýšenou dopravou. I přes to existují výjimky. Jsou to například obsahy olova v houbách v okolí olovářských hutí, například na Příbramsku (Borovička, 2007). Nejvyšší naměřené obsahy olova mohou dokonce dosahovat k několika stovkám mg/kg sušiny. V České republice byl

zjištěn obsah 175 mg/kg sušiny u hříbu smrkového (Cibulka, 1996). V tabulce (tab. 3) jsou znázorněny, stejně jako u kadmia, „pozadřové“ hodnoty kovu. Olovo je nejvíce přijímáno bedlou červenající (*Lepiota rhacodes*) a pýchavkou obecnou (*Lycoperdon perlatum*). Vysoké obsahy olova bývají zjišťovány také u pečárkovitých a čirůvkovitých hub (Kalač, 2008).

Tab. 3 Obvyklé obsahy olova (mg/kg sušiny) v plodnicích volně rostoucích hub z neznečištěných lokalit (Kalač, 2008)						
	DRUH	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	5 - 10	10 - 20
hříbovité	hřib dubový		•	•		
	hřib smrkový		•	•		
	suchohřib hnědý		•	•		
	s. žlutomasý		•			
	suchohřib plstnatý	•				
	klouzek strakoš	•				
	kozák březový		•	•		
	klouzek obecný		•			
	klouzek sličný		•			
liškovité	liška obecná		•			
pečárkovité	pečárka polní			•	•	
	pečárka ovčí			•	•	
	pečárka lesní			•	•	
	pečárka hajní			•		
	bedla červenající				•	•
	bedla vysoká			•	•	
muchomůrkovité	m. růžovka		•	•		
čirůvkovité	čirůvka fialová				•	
	čirůvka májovka		•			
	václavka obecná		•			
holubinkovité	h. trávazelená			•	•	
	h. namodralá		•			
	ryzec syrovinka	•				
pýchavkovité	pýchavka obecná				•	•

4.6.3 Rtuť

Běžné obsahy rtuti v houbách bývají nízké kolem 5 mg/kg. Vyšší koncentrace mají, stejně jako u kadmia a olova, saprotrofní druhy bedly, čirůvky a pečárky (Borovička, 2007). Podle tabulky (tab. 4) byly největší obsahy kovu naměřeny u čirůvky májovky (*Calocybe gambosa*), čirůvky fialové (*Lepista nuda*) a u pečárky polní (*Agaricus campestris*) (Kalač, 2008). Kalač (2008) se zmiňuje o oblasti střední Spiše na východním Slovensku. Území je

silně kontaminováno rtuť díky těžbě a zpracování polymetalických rud. U některých druhů zde byly zjištěny hodnoty 100 – 200 mg/kg. Ze zdravotního hlediska není rtuť v houbách, v porovnání s kadmíem, příliš velkým rizikem (Kalač, 2008). Výhodou je, že se při tepelné úpravě až z 70% ztratí (Cibulka 1996).

Tab. 4 Obvyklé obsahy rtuti (mg/kg sušiny) v plodnicích volně rostoucích hub z neznečištěných lokalit (Kalač, 2008)

	DRUH	< 0,5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	5 - 10	10 - 20
hřibovité	hřib dubový			•	•		
	hřib smrkový				•		
	suchohřib hnědý	•	•				
	s. žlutomasý	•	•				
	suchohřib plstnatý	•	•				
	klouzek strakoš	•					
	kozák březový	•					
	klouzek sličný	•					
liška obecná	•						
liškovité	pečárka polní			•	•	•	
pečárkovité	pečárka ovčí				•	•	•
	pečárka lesní				•		
	pečárka hajní				•		
	bedla červenající				•	•	
	bedla vysoká			•	•	•	
	m. růžovka		•	•			
muchomůrkovité	čirůvka fialová				•	•	•
čirůvkovité	čirůvka májovka					•	•
	václavka obecná	•					
	h. trávózelená	•					
holubinkovité	h. namodralá		•				
	ryzec pravý	•	•				
	ryzec syrovinka			•			
pýchavkovité	pýchavka obecná			•	•		

4.7 Některé další stopové prvky v houbách

Mezi další kovy v houbách patří například: antimon, arzen, cesium, berylium, chlor, chrom, kobalt, mangan, měď, nikl, rubidium, selen, stříbro, thalium, vanad, zinek, zlato, železo a další (Kalač, 2008; Borovička, 2007). Vysoké obsahy některých zmíněných kovů mají velice často druhy, které se vyznačují vyššími obsahy kadmia, olova, nebo rtuti.

Důvodem mohou být podobné chemické vazby příbuzných kovů a podobný mechanismus transportu. Naměřené hodnoty obsahů jiných kovů ale nebývají vysoké. Výjimku tvoří pouze měď, která se v houbách hromadí až na hodnoty 100 – 300 mg/kg (Kalač, 2008).

4.7.1 Radioaktivita hub

Mezi stopové prvky, obsažené v houbách, patří také radionuklidy. Houby přijímají radioaktivní prvky, jako je především isotop cesia ^{137}Cs . Druhy, které hodně kumulují radioaktivní prvky, jsou například suchohřib žlutomasý (*Xerocomus chrysenteron*), suchohřib hnědý (*Boletus badius*) a klouzek strakoš (*Suillus variegatus*). I přes to, že jsou houby od roku 1986 ze všech potravin největším zdrojem radioaktivity, nejsou v tomto ohledu považovány za zdraví škodlivé (Kalač, 2008).

4.8 Využití akumulace těžkých kovů houbami pro ochranu životního prostředí

4.8.1 Mykoremediace

Mnoho živých organismů, zvláště pak mikroorganismů, je využíváno jako prostředků pro zlepšení kvality životního prostředí. Jejich přínos spočívá v akumulaci a v přeměně různých kontaminantů. Tímto dochází k jejich odstranění z prostředí, nebo k přeměně na méně nebezpečné formy (Gadd, 2007). Metoda se nazývá bioremediace a lze ji uplatnit při čištění půdy, povrchové, podzemní vody i odpadní vody (Soudek, 2010). K odstranění kovů a jiných polutantů slouží i různé chemické prostředky, ale bioremediace je levnější, šetrnější a dostupnější alternativou (Wang, Chen, 2009).

Využití hub pro zlepšení kvality prostředí se označuje jako mykoremediace (*mykes* - houby, *remedium* - léčba). Houby jsou schopné měnit formy a akumulovat nejen těžké kovy, ale i mnoho jiných škodlivých polutantů. Proto jsou využívány v různých procesech. Saprotrofní houby jsou, díky produkci enzymů, uplatňovány při rozkladu a detoxikaci biologického materiálu. Mykorhizní houby odstraňují škodliviny z biosféry a parazitické houby ničí bakterie a jiné patogeny (Soudek, 2010). Při mykoremediaci se využívají hlavně nižší houby, jako plísně (*Penicillium sp.*), (*Aspergillus sp.*), (*Mucor sp.*), (*Rhizopus sp.*) a kvasinky (*Saccharomyces spp.*), které jsou prostředkem pro odstranění kontaminantů z vodných roztoků a z půdy (Wang, Chen, 2009). Použití vyšších hub při bioremediacích není tak obvyklé (Pletsch et al., 1999). Ale je nejefektivnější při odstraňování polutantů z půdních ekosystémů.

Proces mykoremediace začíná sběrem hub na cílových lokalitách. Jednotlivé druhy jsou vybírány, pěstovány v laboratorních podmínkách, jsou zkoumány jejich vlastnosti, jsou testovány na vliv toxicity, provádí se testování v mesokosmech (klecích) a před skutečným použitím jsou dále provedeny předběžné experimenty v reálných podmínkách (Soudek, 2010).

Příklady konkrétního použití vyšších hub jsou pro (Soudek, 2010):

- redukcí zemědělského odpadu
- vytváření bariér (narázníkových zón) pro vstup kontaminantů do určitých oblastí
- plošné snížení zdrojů znečištění v povodích
- detoxikace kontaminovaných sedimentů
- redukcí materiálu odváženého na skládky odpadu
- dekontaminaci
- minimalizaci kontaminantů ze splachů ze silnic

Metoda využití vyšších hub se stále vyvíjí a může se setkávat s neúspěchy. Důvodem, doposud neúspěšně skončených výzkumů, byl pravděpodobně nedostatek základních znalostí. Většina známých výsledků byla zjištěna z pokusů prováděných pouze u jediného druhu dřevokazné houby (*Phanerochaete chrysosporium*). Tyto výsledky byly dále aplikovány na jiné druhy dřevokazných hub bez ohledu na jejich diverzitu (Sasek et al., 2003). Matějů (2010) dokonce označuje houby jako nenaplněnou naději v oboru bioremediace. Jako důvod uvádí problém vypěstovat houby na ošetřovaných stanovištích a také tvorbu některých vedlejších produktů hub, které snižují výsledný efekt mykoremediace. Nevýhodou jsou mnohdy vysoké náklady této metody (Matějů, 2010).

Druhy hub, které by mohly být úspěšné při mykoremediaci, jsou například: klouzek obecný (*Suillus luteus*), klouzek sličný (*Suillus grevillei*), klouzek strakoš (*Suillus variegatus*), křemenáč smrkový (*Leccinum piceinum*), lakovka obecná (*Laccaria laccata*), slizivka mýdlovitá (*Hebeloma subsaponaceum*), troudnatec pásovaný (*Fomitopsis pinicola*), vláknice plšřovitá (*Inocybe lacera*). Tyto druhy byly v jedné studii zkoumány na obsah kovů Cu, Cr, Fe, Mn, Zn, které v nich byly obsaženy díky růstu v blízkosti těžby těžkých kovů. Výsledek studie ukázal, že by pro proces mykoremediace mohly být velmi vhodné (Butnaru et al, 2008).

Dalším konkrétním příkladem je studie, která zkoumala využití pečárky velkovýtrusé (*Agaricus macrosporus*) pro vyjmutí těžkých kovů z kontaminované lokality. Tento druh efektivně vyjmul Cd, Cu a Hg ze zamořeného substrátu a mohl by tak být úspěšně využíván.

Problémem ale bylo obtížné pěstování druhu na znečištěných stanovištích (Garcia et al. 2005).

4.8.2 Mykorrhiza

Ekto a endomykorrhizní houby mohou hrát rozhodující roli v ochraně rostlin rostoucích na znečištěných stanovištích (Galli, 1994). Houby chrání rostlinu před vstupem škodlivých činitelů obsažených v substrátu, jako jsou těžké kovy nebo například parazité (Godbold et al., 1998; Klán, 1989). Mykorrhiza tak zlepšuje adaptaci rostlin na působení těžkých kovů a umožňuje jejich růst na znečištěných lokalitách (Cabala et al., 2009; Wilkinson, Dickinson, 1995; Gadd, 1993a).

Přímý důkaz vlivu mykorrhizy na adaptaci rostlin je prokázán pouze u jednoho mechanismu, který houby využívají. Tím je zamezení vstupu kovových kationtů ke kořenům rostlin produkcí organických kyselin. Tyto kyseliny společně s kovy tvoří cheláty, jak již bylo popsáno v kapitole o vazbách kovů. Houby využívají několik dalších způsobů při interakcích s kovem, které by mohly zvyšovat adaptaci rostlin při růstu na kontaminovaných půdách. Jejich účinek ale není vědecky podložen (Meharg, 2003). Jedním z takových mechanismů může být plášť hyf kolem rostlinných kořenů vznikající u ektomykorrhizy. Ten slouží jako filtr zachycující kovy před vstupem do rostlin. Ale vazba kovů houbovým pláštěm je ovlivněna jeho kapacitou. Zatímco tvorba chelátů s organickými kyselinami nijak omezená není (Meharg, 2003).

Zlepšení růstu rostlin, díky mykorrhize, se může využívat k rekultivaci oblastí s vysokými obsahy kovů, jako jsou horské imisní oblasti a výsypky. K tomu se používá záměrná mykorrhizace rostlin (Krupa, 2004; Klán, 1989). Míra zlepšení růstu záleží na druhu hub, druhu a rozsahu mykorrhizy a také na druhu a míře kontaminace. Ne všechny druhy mykorrhizních hub jsou schopné akumulovat množství kovů a mykorrhiza tak nemůže být považována za univerzální prostředek pro rekultivace znečištěných oblastí (Godbold et al., 1998). Podle mého názoru je využívání mykorrhizace určitým typem mykoremediace.

4.8.3 Houby jako bioindikátory prostředí

Některé výzkumy se zabývaly možným využitím hub jako bioindikátorů. Ale výsledky prací ukázaly, že vztah mezi obsahem kovů v zemině a v houbě není statisticky natolik průkazný, aby mohl být použit. Některé druhy, jako například helmovka ředkvičková (*Mycena pura*), čirůvka fialová (*Lepista nuda*), pýchavka obecná (*Lycoperdon perlatum*), velmi dobře odráží obsahy kovů v zemi, přesto nejsou jako bioindikátory využívány. Koncentrace kovů v plodnicích je ovlivněna příliš mnoha činiteli, a proto houby nejsou spolehliví ukazatelé

znečištění prostředí. (Kalač, 2008). Podle Gadda (2007) ve skupině vyšších hub neexistuje dokonalý bioindikátor. Ale přesto mohou být použity pro určení rozsahu znečištěných nebo neznečištěných lokalit. Jako vhodný ukazatel znečištění prostředí se používají například lišejníky (Vetter, 1993), které na rozdíl od hub kovy přijímají z ovzduší (Gadd, 2007).

5. DISKUSE

Téma těžkých kovů v houbách je, vzhledem k současnému znečištění životního prostředí, aktuální a je řešeno z několika pohledů. Velmi zajímavé jsou vztahy mezi obsahy kovů v substrátu a obsahy kovů v houbách. Tyto vztahy jsou ovlivňovány mnoha faktory, jsou složité, nejsou příliš prozkoumány a neexistuje pro ně mnoho pevných pravidel. Na jednom stanovišti mohou být naměřeny velmi rozdílné obsahy kovů i u hub stejného druhu. Jedním z mála pravidel jsou mnohdy vysoké obsahy kovů v pečárkách, čirůvkách a bedlách a také vysoké obsahy kadmia v některých druzích hub.

Velkou částí problematiky je využití hub pro zlepšení kvality životního prostředí. Souhrnně se toto využití dá označit jako mykoremediace. Při psaní práce jsem se setkala s nedostatkem informací o využívání vyšších hub v této oblasti. Mnoho zdrojů se věnuje především nižším druhům hub, jejichž aplikace je mnohem prozkoumanější a častější. Důvodem může být snadnější pěstování, množení a dostupnost nižších hub. Mykoremediace pomocí vyšších hub se zatím vyvíjí. Překážkou využití vyšších hub často bývá jejich obtížné pěstování na určených lokalitách, mnohdy vyšší náklady na pěstování a také některé chybějící informace. Aplikace hub pro zlepšení kvality prostředí je, podle mého názoru, vhodnou a přírodě bližší alternativou k chemickým prostředkům. Proto by se touto metodou měl výzkum dále zabývat a zdokonalovat ji.

Více informací o nižších houbách je dále v problematice o mechanismech, které jsou využívány houbami při kontaktu s kovy.

Vyšším houbám se výzkum věnuje především ze zdravotního hlediska. Předmětem zájmu jsou pak výše obsahů kovů v různých druzích vyšších, jedlých hub, hledání vhodných lokalit sběru těchto hub, možná zdravotní rizika při jejich konzumaci apod. Více prozkoumané jsou obsahy kovů v pěstovaných druzích hub, neboť volně rostoucí houby jsou pro mnoho zemí pouze okrajovou složkou potravy. V současné době chybí dostatek informací o přesných chemických formách kovů v houbách a jejich vstřebatelnosti v trávicím traktu člověka. Tím by se měl výzkum do budoucna zabývat. Vzhledem k rostoucímu zájmu o houbaření, by se dále měli více sledovat volně rostoucí druhy hub.

6. ZÁVĚR

Z práce vyplývá, že houby i těžké kovy jsou v životním prostředí téměř všudypřítomné a také nepostradatelné. Esenciální těžké kovy jsou nezbytné jako biogenní součást organismů a některé kovy mají, zatím nenahraditelné, využití v průmyslu. Houby jsou, díky svému chemickému složení, morfologické stavbě a způsobu života, velice důležité v mnoha přírodních procesech. Zároveň jak houby, tak i těžké kovy způsobují mnoho problémů. Houby škodí svou rozkladnou činností, nebo jako parazité. Těžké kovy z přírodních, či antropogenních zdrojů znečišťují životní prostředí a jsou příčinou mnoha nemocí.

V této práci jsem zhodnotila význam interakcí hub s těžkými kovy pro životní prostředí. Ten může být jak kladný, tak záporný. Houby využitím několika mechanismů v různé velké míře odolávají toxicitě těžkých kovů a jsou nezanedbatelnou součástí jejich koloběhu v životním prostředí. Akumulují je a mění na jiné formy, čímž ovlivňují jejich pohyblivost a dostupnost pro jiné organismy. To může být výhodou i nevýhodou, záleží na formě kovu, která díky houbám vznikne. Vlivem jejich činnosti se může zlepšovat kvalita kontaminovaných lokalit. Snižují množství těžkých kovů v prostředí a umožňují růst rostlin na extrémních stanovištích, zejména pokud jde o mykorrhizní druhy hub. Tato činnost hub je v přírodě přirozená, ale často se využívá záměrně pro mykorrhizaci rostlin, dekontaminaci půdy apod. Metoda využití hub pro zlepšení kvality životního prostředí se nazývá mykoremediace a zatím se stále vyvíjí.

Význam akumulace kovů houbami byl také hledán v možnosti využití hub jako bioindikátorů prostředí. Obsah kovů v plodnicích ale neodráží stav znečištění, vzhledem k velkému vlivu různých činitelů.

Nevýhodou je vstup těžkých kovů do potravních řetězců při konzumaci hub. Proto je důležité sledovat obsahy kovů v plodnicích jedlých hub. Nejsledovanějšími kovy jsou, díky své toxicitě, kadmium, olovo a rtuť. Tyto kovy jsou obsaženy hlavně ve volně rostoucích houbách, a proto by se tyto houby měly konzumovat pouze v menším množství. Doporučeno je vyloučit sběr hub rostoucích v okolí dopravních komunikací, v okolí těžby a zpracování těžkých kovů a jiných znečištěných lokalit. Zde jsou v plodnicích mnohdy naměřeny vysoké obsahy kovů dosahujících hodnot až kolem 100ppm. Takové hodnoty značně přesahují maximálně povolené obsahy stanovené Ministerstvem zdravotnictví. Dále by se měla omezit konzumace volně rostoucích pečárek, které jsou silně kumulujícími druhy s vysokými obsahy i na neznečištěných lokalitách. Při dodržení těchto zásad pak nehrozí riziko intoxikace organismu.

7. POUŽITÁ LITERATURA

- 1) **Alonso, J., Salgado, M. J., Garcia, M. A., Melgar, M. J., 2000:** Accumulation of Mercury in Edible Macrofungi: Influence of Some Factors. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 38: 158–162.
- 2) **Bellion, M., Courbot, M. I., Jacob, Ch., Blaudez, D., Chalot, M., 2006:** Extracellular and cellular mechanisms sustaining metal tolerance in ectomycorrhizal fungi. *FEMS Microbiology Letters*. 254: 173–181.
- 3) **Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J., 1995:** Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. GRADA Publishing Praha. 282.
- 4) **Blaudez, D., Botton, B., Chalot, M., 2000:** Cadmium uptake and subcellular compartmentation in the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus*. *Microbiology*. 146: 1109–1117.
- 5) **Borovička, J., 2007:** Houby a stopové prvky. *Vesmír* 86: 509–511.
- 6) **Boyd, R. S., 2010.** Heavy Metal Pollutants and Chemical Ecology: Exploring New Frontiers. *Journal of chemical ecology*. 36: 46–58.
- 7) **Butnaru, E., Agoroaci, L., Mircea, C., Crivoi, F., Chinan, V., Tanase, C. 2008:** Concentration of metals in mushrooms with potential mycoremediation of soil. SGEM 8th international scientific conference, vol II, conference proceedings. 91-98.
- 8) **Cabala, J., Krupa, P., Misz-Kennan, M., 2009:** Heavy Metals in Mycorrhizal Rhizospheres Contaminated By Zn–Pb Mining and Smelting Around Olkusz in Southern Poland. *Water Air Soil Pollution*. 199:139–149.
- 9) **Cibulka, J., 1996:** Cizorodé prvky v houbách. *Vesmír* 75: 389-390.
- 10) **Cibulka, J., Domažlická, E., Kozák, J., Kubizňáková, J., Mader, P., Machálek, E., Maňková, B., Musil, J., Pařízek, J., Píša, J., Pohunková, H., Reisnerová, H., Svobodová, Z., 1991:** Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia Praha. 427.
- 11) **Clemens, S., 2006:** Evolution and function of phytochelatin synthases. *Journal of Plant Physiology*. 163: 319-332.
- 12) **Demirbas, A., 2002:** Metal ion uptake by mushrooms from natural and artificially enriched soils. *Food Chemistry*. 78: 89–93.

- 13) **Falandysz, J., Jezdrusiak, A., Lipka, K., Kannan, K., Kawano, M., Gucia, M., Brzostowski, A., Dadej, M., 2004:** Mercury in wild mushrooms and underlying soil substrate from Koszalin, North-central Poland. *Chemosphere*. 54: 461-466.
- 14) **Fomina, M. A., Alexander, I. J., Colpaert, J. V., Gadd, G. M., 2005:** Solubilization of toxic metal minerals and metal tolerance of mycorrhizal fungi. *Soil Biology & Biochemistry*. 37: 851–866.
- 15) **Gabriel, J., 1998:** Obsahy těžkých kovů v dřevokazných houbách. *Živa*. 2: 57.
- 16) **Gabriel, J., 2006:** Lidé a houby, houby a lidé. *Vesmír*. 85: 268–271.
- 17) **Gadd, G. M., 1993a:** Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytologist*. 124: 25–60.
- 18) **Gadd G. M., 1993b:** Microbial formation and transformation of organometallic and organometalloid compounds. *FEMS Microbiology Reviews* 11: 297–316.
- 19) **Gadd, G. M., 2007:** Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. *Mycologicalresearch*. 111: 3–49.
- 20) **Galli, U., Schiepp, H., Brunold. Ch., 1994:** Heavy metal binding by mycorrhizal fungi. *Physiologia Plantarum*. 92: 365–368.
- 21) **Garcia MA, Alonso J, Melgar MJ, 2005:** *Agaricus macrosporus* as a potential bioremediation agent for substrates contaminated with heavy metals. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 80: 325–330.
- 22) **Gimmler, H., Jesus, J., Greiser, A., 2001:** Heavy Metal Resistance of the Extreme Acidotolerant Filamentous Fungus *Bispora* sp. *Microbial Ecology*. 42: 87-98.
- 23) **Godbold, D. L., Jentschke, G., Winter, S., Marschner, P., 1998:** Ectomycorrhizas and amelioration of metal stress in forest trees. *Chemosphere*. 36: 757–762.
- 24) **Hall, J. L., 2002:** Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*. 53: 1–11.
- 25) **Han, F. X., Banin, A., Su, Y., Monts, D. L., Plodinec, M. J., Kingery, W. L., Triplett, G. E., 2002:** Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the pedosphere. *Naturwissenschaften*. 89: 497–504.
- 26) **Hansen, CH. C., Pedersen, S. A., Andersen, R. A., Steinnes, E., 2007:** First report of phytochelatins in a mushroom: induction of phytochelatins by metal exposure in *Boletus edulis*. *Mycologia*. 99: 161–174.

- 27) **Herčík, M., 1996:** Životní prostředí – úvod do studia. VŠB – Technická univerzita Ostrava. 134.
- 28) **Howe, R., Evans, R. L., Ketteridge, S. W., 1997:** Copper-binding proteins in ectomycorrhizal fungi. *New Phytologist*. 135: 123–131.
- 29) **Isiloglu, M., Merdivan, M., Yilmaz, F., 2001:** Concentrations of trace elements in wild edible mushrooms. *Food Chemistry*. 73: 169–175.
- 30) **Jentschke, G., Godbold, G. L., 2000:** Minireview Metal toxicity and ectomycorrhizas. *Physiologia Plantarum*. 109: 107–116.
- 31) **Jonnarth, U. A., Hees, P. W. V., Lundstrom, U. S., Finlay, R. D., 2000:** Organic acids produced by mycorrhizal *Pinus Sylvestris* exposed to elevated aluminium and heavy metal concentrations. *New Phytologist*. 146: 557–567.
- 32) **Kalač, P., 2008:** Houby – víme, co jíme? Dona České Budějovice. 114.
- 33) **Kalač, P., Tříška, J., 1998.** Chemie životního prostředí. JU ZF České Budějovice. 147.
- 34) **Kalač, P., Havlíčková, B., Svoboda, L., 2004:** Contents of cadmium and mercury in edible mushrooms. *Journal of Applied Biomedicine*. 2: 15–20.
- 35) **Kalač, P., Havlíčková, B., Svoboda, L., 2006:** Contents of cadmium, mercury and lead in edible mushrooms growing in a historical silver-mining area. *Food Chemistry*. 96: 580–585.
- 36) **Kalina, T., Váňa, J., 2005:** Sinice, řasy, houby mechorosty a podobné organismy v současné biologii. Karolinum Praha. 608.
- 37) **Klán, J., 1989:** Co víme o houbách. Státní pedagogické nakladatelství Praha. 312.
- 38) **Kothe, H., 2007:** Houby určování a sběr. Ikar Praha. 288.
- 39) **Král, R., Křížová, L., Liška, J., 1984:** Těžké kovy v životním prostředí. *Vesmír* 63: 296–298.
- 40) **Krupa, P., Kozdroj, J., 2004:** Accumulation of heavy metals by ectomycorrhizal fungi colonizing birch trees growing in an industrial desert soil. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*. 20: 427–430.
- 41) **Lenntech, 2010:** Water treatment solutions. online:
<http://www.lenntech.com/processes/heavy/heavy-metals/heavy-metals.htm>, citováno 10. 3. 2010.

- 42) **Matějů, V., 2020:** Biologické sanační metody. online:
www.vscht.cz/uchop/udalosti/skripta/.../Biol-San-Metody-I.ppt, citováno 17. 4. 2010.
- 43) **MŽP, 2010:** Integrovaný registr znečištění. online:
<http://www.irz.cz/obsah/ohlasovane-latky#seznam>, citováno 6. 4. 2010.
- 44) **Meharg, A. A., 2003:** The mechanistic basis of interactions between mycorrhizal associations and toxic metal cations. *Mycological Research*. 107: 1253–1265.
- 45) **Navrátil, T., Rohovec, J., 2006.** Olovo – těžká minulost jednoho z kovů. *Vesmír* 85: 518-521.
- 46) **Petrini, O., Cocchi, L., Vescovi, L., Petrini, L., 2009:** Chemical elements in mushrooms: their potential taxonomic significance. *Mycological Progress*. 8: 171–180.
- 47) **Pletsch, M., Santos de Araujo, B., Charlwood, B. V. 1999:** Novel biotechnological approaches in environmental remediation research. *Biotechnology Advances*. 17: 679–687.
- 48) **Prášil, I. T., 2007:** Těžké kovy. online:
<http://www.vurv.cz/users/prasil/files/8.tezkekovy07.pdf>, citováno 10. 3. 2010.
- 49) **Rudawska, M., Leski, T., 2005:** Macro- and microelement contents in fruiting bodies of wild mushrooms from the Notecka forest in west-central Poland. *Food Chemistry* 92: 499–506.
- 50) **Sasek, V., Glaser, JA., Baveye, P., 2003:** Why mycoremediations have not yet come into practice. *NATO Science Series IV Earth and Environmental Sciences*. 19: 247-266.
- 51) **Sedlářová, M., 2010:** Katedra botaniky PřF UP v Olomouci. online:
<http://botany.upol.cz/prezentace/sedlarova/Mykorhiza.pdf>, citováno 15. 4. 2010.
- 52) **Smotlacha, M., 1983:** Atlas tržních a jedovatých hub. Státní zemědělské nakladatelství Praha. 269.
- 53) **Smotlacha, M., Kluzák, Z., 1985:** Poznáváme houby. Svépomoc Brno. 374.
- 54) **Soudek, P. 2010:** Fytoremediace I. Akademie věd České republiky. Online:
<http://lpb.ueb.cas.cz/soudek/Fytoremediace01-obecne.pdf>, citováno 16. 4. 2010.
- 55) **Tam, P. C. F., 1995:** Heavy metal tolerance by ectomycorrhizal fungi and metal amelioration by *Pisolithus tinctorius*. *Mycorrhiza*. 5: 181-187.

- 56) **Thomet, T., Vogel, E., Krähenbühl, U., 1999:** The uptake of cadmium and zinc by mycelia and their accumulation in mycelia and fruiting bodies of edible mushrooms. *European Food Research & Technology*. 209: 317–324.
- 57) **UPOL, 2010:** Katedra ekologie a životního prostředí PŘF UP v Olomouci. online: <http://www.ekologie.upol.cz/ku/etxo/Toxickekovy.pdf>, citováno 1. 4. 2010.
- 58) **Vetter, J., 1993:** Toxic elements in certain higher fungi. *Food Chemistry*. 48: 207-208.
- 59) **VŠCHT, 2010:** Ústav chemie ochrany prostředí. online: <http://www.vscht.cz/uchop/CDmartin/3-kontaminanty/4-1.html>, citováno 2. 3. 2010.
- 60) **Wang, J., Chen, C., 2009:** Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*. 27: 195–226.
- 61) **Wilkinson, D. M., Dickinson, N. M., 1995:** Metal resistance in trees: the role of mycorrhizae. *Oikos*. 72: 298–300.