

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra anorganické chemie

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Toxicita, biodostupnost a relativní nebezpečnost kovů

OLOMOUC 2011

LUKÁŠ NOVÁK

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením RNDr. Josefa Husárka a použil pouze uvedených zdrojů.

Olomouc, duben 2011

Podpis:

.....

PODĚKOVÁNÍ

Na tomto místě bych chtěl velmi poděkovat RNDr. Josefu Husárkovi, za jeho cenné rady a připomínky, trpělivý přístup, uvedení do problematiky chemie kovů a rovněž také za komplexní pohled na řešené téma.

V neposlední řadě bych chtěl poděkovat firmě LITOLAB, spol. s.r.o., zejména RNDr. Pavlu Kubovi, která mi umožnila provést experimentální část této práce s využitím jejího přístrojového vybavení.

OBSAH

1. ÚVOD.....	5
2. OBECNÁ CHARAKTERISTIKA KOVŮ.....	6
2.1 Základní fyzikální a chemické vlastnosti kovů.....	6
2.2 Dělení kovů podle esencialisty a toxicity pro vyšší živočichy a člověka	7
2.3 Formy výskytu kovů.....	7
2.4 Biodostupnost kovů.....	8
3. KOVY A ORGANISMUS, METABOLISMUS	10
3.1. Faktory ovlivňující relativní nebezpečnost kovů	10
3.2. Příčiny toxicity kovů.....	11
3.3 Interakce kovových kontaminantů s životně důležitými látkami v organismu.....	13
3.3.1 Interakce toxické látky s organismem na molekulární a buněčné úrovni	13
3.3.2 Interakce toxické látky s organismem	15
3.4 Metabolismus vybraných kovů a projevy jejich toxicity (Cd, Pb, Hg, As, Cu, Ni, Zn, Cr)	20
4. PŘEMĚNA KOVŮ SPOJENÁ S NÁRŮSTEM TOXICITY	25
4.1 Biomethylace	25
5. MONITORING VÝSKYTU KOVŮ V PŘÍRODĚ	29
5.1 Používané přístroje.....	29
5.2 Metody monitoringu	33
5.3 Využití monitoringu v praxi.....	35
6. DEKONTAMINACE KOVŮ ZE SLOŽEK ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ	37
7. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	40
7.1 Seznámení s danou problematikou a používanými přístroji.....	40
7.2 Odběr a zpracování vzorku	44
7.3 Vlastní měření.....	45
7.4 Vyhodnocení výsledků a jejich interpretace	46
8. ZÁVĚR	50
9. SEZNAM OBRÁZKŮ.....	51
10. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A INTERNETOVÝCH ZDROJŮ	52
11. ÚDAJE O BAKALÁŘSKÉ PRÁCI.....	56
11. PŘÍLOHY.....	58

1. ÚVOD

Tato bakalářská práce je zaměřena na toxicitu, biodostupnost a relativní nebezpečnost kovů. Zaměřil jsem se na základní poznatky z oblasti chemie kovů, jejich metabolismus a projevy toxicity. Také na příčiny toxicity kovů a interakci kontaminantů s organismy. Rovněž na procesy, které jsou spojeny s nárůstem toxicity (např. biomethylace).

Rozdělil jsem ji na část teoretickou a experimentální. Část teoretická je rozdělena na jednotlivé kapitoly, které mají logickou posloupnost. Nejdříve řeším problematiku základních fyzikálních a chemických vlastností kovů. V další kapitole se zabývám esencialistou a toxicitou kovů pro vyšší živočichy a člověka. Následující kapitoly jsou věnovány formám výskytu kovů a s ní související biologické dostupnosti. Tyto kapitoly čtenáře uvedou do problematiky toxicity kovů. Nejdříve se zabývám faktory, které ovlivňují relativní nebezpečnost a příčiny toxicity kovů. Dále se věnuji interakcím kovových kontaminantů s organismem. Nezanedbatelnou část tvoří kapitola metabolismu vybraných kovů, která pojednává o látkové přeměně v živých tkáních a s ní spjatými projevy toxicity. S tím souvisí následující kapitola biomethylace, v níž se zabývám procesy přeměn anorganických forem kovů na toxické organokovy. Následně řeším monitoring výskytu kovů v přírodě, kde čtenáře seznámím se základními metodami monitoringu a používanými přístroji pro měření. Závěr teoretické části je věnován dekontaminaci kovů ze složek životního prostředí. V části experimentální jsem provedl proměření vzorku vody a půdy v místě bydliště. Tyto vzorky jsem sám odebral a zpracoval pro měření. Následovalo vlastní měření v akreditované laboratoři LITOLAB s.r.o., kde jsem se seznámil s používanými přístroji pro měření obsahu kovů. Výsledné data jsem porovnal se směrnici, pro obsah vybraných kovů v životním prostředí, která je dána dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ze dne 31. července 1996.

2. OBECNÁ CHARAKTERISTIKA KOVŮ

2.1 Základní fyzikální a chemické vlastnosti kovů [1]

Kovy jsou prvky, které ochotně předávají elektrony z vnějších orbitalů jiným prvkům. Vznikají tak struktury se stabilní elektronovou konfigurací.

Mezi základní fyzikální vlastnosti kovů patří vodivost, tepelná roztažnost, magnetismus, ferroelektrický jev, měrné teplo a radiační vlastnosti. Kovy z hlediska elektrické vodivosti můžeme rozdělit na vodiče 1. třídy a na vodiče 2. třídy. U vodičů 1. třídy se jedná o elektronovou vodivost. Naopak u vodičů 2. třídy mluvíme o iontové vodivosti. Tepelná roztažnost je poměr relativního zvětšení délky při změně teploty o 1 °C. Většina látek se při zahřívání rozpíná, to znamená, že jejich molekuly se pohybují rychleji a dále od sebe. Magnetismus byl objeven starými Řeky a Římany, kteří objevili ložiska magnetitu, tedy oxidu železno-železitého, který přitahoval železné kovy. Magnet jakéhokoliv tvaru a velikosti položený na železné piliny je přitahuje zejména na dvou koncích, zvanými póly. Dostanou-li se dva magnety vedle sebe, pak jejich shodné póly se odpuzují a opačné se přitahují. Pokud je magnet nadrcen na sebemenší částičky, tak každá z částiček si ponechává svůj pól. Z toho můžeme usoudit, že magnetismus vychází z vlastností nejmenších částiček hmoty, tedy atomů. Ferroelektrický jev je spontánní. Dochází k polarizaci dielektrika vzájemným spolupůsobením a jím vyvolaným samovolným uspořádáním polárních molekul nebo polárních krystalových buněk. Měrné teplo nám udává, jaké množství tepla je zapotřebí dodat látce o jednotkové hmotnosti, aby se její teplota zvýšila o 1 teplotní stupeň. Radioaktivita se obecně dělí na přirozenou a umělou. Přirozená radioaktivita je důsledkem samovolného rozpadu atomového jádra (můžeme ji nalézt u izotopů kovů, jako jsou Pb, Cd, Hg, Al). Umělou radioaktivitou rozumíme samovolný rozpad uměle připravených nuklidů, které se v přírodě nevyskytují.

Mezi nejdůležitější chemické vlastnosti kovů patří jejich rozpustnost v roztocích kyselin či zásad za vzniku příslušných solí. Další chemickou vlastností kovů je koroze, při které dochází k porušování celistvosti kovových předmětů (koroze nastává za působení atmosférické vlhkosti a chemických látek přítomných na povrchu kovu).

2.2 Dělení kovů podle esencialisty a toxicity pro vyšší živočichy a člověka [2,3]

V přírodě se vyskytuje přibližně 90 prvků, z nichž valná většina (80) je reprezentována kovy.

Kovy dělíme na těžké a lehké. Soudí se tak dle jejich hustoty. Těžkým kovem rozumíme takový, jehož hustota je větší než 5 g/cm^3 . To, že je kov těžký však neznámá, že je rovněž toxický. Například Be je toxickým kovem, ale není těžký. Naopak Fe a Mn jsou kovy těžké avšak nikoliv kovy toxické.

Dále můžeme kovy dělit podle toho, zda jsou součástí biologických systémů a funkcí. Tyto kovy nazýváme esenciální. Jsou pro život nezbytné, ale mohou se stát i toxickými, a to když překročí určitou hodnotu koncentrace. Dle esenciality a toxicity můžeme kovy rozdělit do následujících skupin.

- a) **Esenciální** – jako jsou např. Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Zn, Mn, Co, Mo, Se, Cr, Sn. Jak už bylo řečeno výše, jsou v malých koncentracích nezbytné pro biologickou funkci organismu. Tvoří například aktivátory enzymu.
- b) **Pravděpodobně esenciální** – jejich nezbytná funkce nebyla prokázána, ale předpokládá se (Ni či Ba)
- c) **Pravděpodobně neesenciální** – jsou to kovy jako Al, Hg, Au, Ag, Pb, Ti. U nich esencialista není předpokládána, i když tyto kovy jsou v tkáních přítomny
- d) **Kovy velmi toxické** – pro organismus bývají velkou zátěží (Hg, Cd, Pb, As, Sn)

2.3 Formy výskytu kovů [2,3]

Toxicita závisí na tom, v jakém oxidačním stavu se kov nachází a také na biodostupnosti kovu. Dále rovněž závisí na již zmiňované koncentraci. Kov se může vyskytovat v různých formách.

Formy výskytu kovů můžeme rozdělit:

1. **Podle rozpustnosti:**
 - a) **Rozpuštěné formy**
 - b) **Nerozpuštěné formy**

Ad a) Mezi rozpuštěné formy kovů řadíme neasociované ionty či komplexy s anorganickými nebo organickými ligandy.

Ad b) Nerozpuštěné formy jsou kovy v iontovém stavu nebo vysrážených koloidních částic (hydroxidů a uhličitánů), které jsou adsorbované na tuhou fázi např. na částice jílu u sedimentů ve vodě. Dále do nerozpuštěných forem patří kovy, jež jsou inkorporované do biomasy organismů.

2. Podle fyzikálně – chemické podstaty:

a) Anorganické formy

b) Organické formy

Anorganické formy se mohou vyskytovat například jako elementární kovy a to v horninách či uměle vyrobených materiálech. Dále v podobě iontových sloučenin, jejichž kationty např. ve vodě či v půdě, mohou rostliny přijímat.

V neposlední řadě i jako anorganické komplexy.

Organické formy jsou velmi časté. Některé organické látky mají vysokou afinitu ke kovům a tvoří s nimi komplexy.

Do organických forem patří také vliv bakterií, kdy dojde k biomethylaci na organokovovou částici (např. u Hg, Pb, As, Sn, Se).

2.4 Biodostupnost kovů [4]

Kovy mohou být rozptýleny v půdě, vodě a atmosféře. Ty, které jsou rozptýleny v sedimentech, se rozpouští do povrchových a podzemních vod. Rovněž mohou být přítomny v již zmiňované atmosféře, kde se dostaly přírodními geochemickými procesy či antropogenním vlivem. V celkové studii biodostupnosti musí být zohledněny toky kovů v jednotlivých složkách životního prostředí.

Celkové koncentrace kovů v prostředí nemusí korespondovat s jejich biologickou dostupností.

Biologickou dostupností rozumíme komplexní funkce mnoha faktorů, včetně koncentrace, redoxního potenciálu, teploty, celkového organického obsahu, množství vody a

její dostupnost zejména ve vyprahlých oblastech. Rovněž důležitým faktorem pro dopravu kovů v atmosféře je vítr a množství srážek, které odstraňují kovy z atmosféry. V důsledku toho může jeden měnící se faktor ovlivnit celou biologickou dostupnost kovů.

Biodostupnost kovů v půdě je ovlivněna následně uvedenými faktory. Prvním vstupem kovu do řetězce je jeho příjem rostlinou. Prostřednictvím potravinového řetězce je rostlina k dispozici býložravcům či přímo člověku. Limitujícím faktorem pro vstup kovu je jeho dostupnost pro rostlinu. Tento krok závisí na koncentraci kovu v půdě, fyzikálně chemických podmínkách daného stanoviště, velikosti pórů v sedimentech a půdní vlhkosti. Klima prostředí značně ovlivňuje půdní typy a tedy do jisté míry také dostupnost kovů.

Před zachycením kovu organismem, se kov nachází v rozhraní pevné fáze (sedimenty) a kapalné fáze (voda). Na povrchu půdy se vytváří komplex kov-ligand, který je přilnutý k podkladu.

Studie biologické dostupnosti ukazují, že vodní organismy vycytávají volné ionty kovů (kovové hydroxidy) velmi efektivně. Na rozdíl od suchozemských zvířat, které mají afinitu nižší.

3. KOVY A ORGANISMUS, METABOLISMUS

3.1. Faktory ovlivňující relativní nebezpečnost kovů [2,3]

Relativní nebezpečnost kovů ovlivňují zejména již zmiňovaná forma kovů, její celková komplexita a dále také organická/anorganická forma. Důležitým faktorem, který rovněž ovlivňuje relativní nebezpečnost je forma látek, se kterými kov reaguje a jejich fyzikálně chemické vlastnosti a náboj. Koncentrace forem kovu je zásadním faktorem relativní nebezpečnosti. Celková koncentrace kovu v prostředí nehraje roli. Důležitá je koncentrace jednotlivých forem kovu.

Význam má také pH. Ovlivňuje rozpustnost, biodostupnost, formu kovu a náboj absorbentu. pH má zásadní vliv na formu výskytu kovu. Obecně platí, že při poklesu pH dojde k nárůstu jednoduchých iontů kovů v prostředí. To zvýší toxicitu. Naopak v alkalickém prostředí se ve vodě vylučují nerozpustné sraženiny. Hodnota povrchového náboje kolloidů je významně ovlivňována pH. Tyto koloidy mají důležitou úlohu při adsorpci kovů.

Neopomenutelným faktorem je mikrobiální aktivita, která způsobí mobilizaci ze sulfidů či vyvolává biomethylaci. Hodnota redoxního potenciálu ovlivňuje pro změnu rozpustnost a oxidační stav kovu. Faktor adsorpce závisí na formě výskytu adsorbentu sorbujícími kovy a formě adsorbátu kovu. Klíčový význam má vazba na koloidech, sedimentech a půdních částicích. Kovy se nejlépe sorbují na hlinitokřemičitanech (jílech), hydratovaných oxidech a organických látek (humin).

Účinky kovů v rámci toxicity jsou synergické¹ a antagonické². Příkladem spolupůsobení je Cd + Zn, Hg + Cu či Ni + Zn. Sloučeniny kovů, které jsou dobře rozpustné ve vodě, bývají zpravidla mnohem více toxické.

Kromě zmiňovaných faktorů ovlivňující relativní nebezpečnost kovu se uplatňují faktory, které jsou spojené s organismem. Mezi ně patří tolerance konkrétního organismu, to je např. Zn, který je poměrně málo toxický pro člověka, nýbrž poměrně hodně toxický pro ryby (ty jsou na to přizpůsobeny adaptacemi³). Nedílnou součástí je schopnost bioakumulace a dekulace z biomasy. Důležitým faktorem je také postavením v potravním řetězci.

¹ Synergické účinky jsou takové, jejímž spolupůsobením se zvyšuje toxicita.

² Antagonické, nebo-li protichůdné účinky zpravidla dvou kovů, naopak snižují toxicitu.

³ Adaptací se rozumí přizpůsobení organismu vzniklým podmínkám. Při intoxikaci zinkem dochází k poškození dýchacích cest, proto ryby vyplouvají na hladinu a polykají vzdušný O₂

Vnitřním faktorem organismu jsou věk, zdravotní stav, pohlaví atd., které hrají také významnou roli.

Nejdůležitější roli v intenzitě toxického účinku kovu na organismus je nejen celkové množství přijatého kovu do organismu za časovou jednotku, ale také forma přijatého kovu a způsob, jakým vstupuje kov do organismu.

3.2. Příčiny toxicity kovů [2,3,5]

Toxické kovy se váží na funkční skupiny jako jsou $-SH$, $-COOH$ a $-NH_2$. Tyto skupiny jsou charakteristické pro aminokyseliny. Při navázání kovů na tuto biomolekulu mění její strukturu, funkci a tedy působí jako tzv. enzymatický jed. Důkazem toho je inaktivace enzymů podílejících se na antioxidačních procesech. Příkladem je inaktivace antioxidačního enzymu GSHPx (gluthathion peroxidáza). Tento enzym hraje majoritní roli při detoxikaci kovů z organismu.

Rovněž katalyzují reakce, při nichž vznikají volné radikály a ty následně způsobí oxidativní stres. Toxické kovy mohou být rovněž kompetitní s esenciálními kovy a mohou způsobit jejich následnou náhradu v tkáních (Pb nahrazuje Ca v kostech, Cd nahrazuje Zn v určitých enzymech).

Nejtoxičtější formy kovů bývají jednoduché iontové formy. Při nízkých hodnotách pH (pod $pH=4$) ve vodě převažují toxické kovy (jsou tak více reaktivní a snadněji prostupují organismem).

Hlavně sloučeniny, které jsou dobře rozpustné ve vodě, mají toxické účinky. Méně toxické jsou komplexy kovů s anorganickými i organickými látkami. Výjimku tvoří biomethylované organokovy.

Otázky toxicity a rizika jsou stále otevřeným problémem. Střetávají se zde náměty a názory odborné veřejnosti z řad chemiků, biologů, lékařů nebo hygieniků. Toxicitu definují jako vlastnost látky, kterou je možno vyvolat intoxikaci. Toxicita je tedy určena fyzikálně-chemickými vlastnostmi látky, čistotou látky a druhem rozpouštědla, množstvím látky, procentuálním zastoupením aktivní látky ve sloučenině, způsobem vniku látky do organismu, metabolismem látky v těle, fyziologickým stavem hostitele látky a jeho věkem.

To, že látka je riziková nutně neznamená, že musí poškodit organismus. Mluvíme o jisté pravděpodobnosti poškození organismu. Tedy riziko je dáno toxicitou látky a její koncentrací, formou aplikace, dobou působení na organismus, mikroklimatem pracoviště, dodržování postupu práce, zdravotních prohlídek a hygienických opatření. V tomto případě platí obecné pravidlo, že pokud pracujeme i s velmi toxickou látkou, tak nemusí pro nás znamenat vážné riziko a naopak, když pracujeme s málo toxickou látkou a nedodržíme pracovní postupy a opatření, může se pro nás stát potenciálně nebezpečnou.

Příčinou toxicity je působení jedů na receptory v živém organismu. Podle způsobu narušení chemického pochodu toxickou látkou u organismu můžeme jejich účinek rozdělit⁴ na korozivní, metabolický, mutagenní⁵, karcinogenní⁶ a teratogenní⁷. Korozivní účinek mají látky, které rozrušují živé tkáně a patří sem především H_2SO_4 , HCl , HF , HNO_3 , NaOH , KOH aj. Jedná se o silné kyseliny a louhy, ty působí nejdříve na pokožku dehydratačně a posléze katalyzují hydrolýzu peptidu. Dále zde patří také látky, které působí jako silná oxidační činidla (O_3 , NO_2 , ClO^-). Ty rozrušují specifické funkční skupiny enzymů ($-\text{SH}$, $-\text{S}-\text{S}$) nebo narušují jejich vazbu. Rozrušení funkční skupiny a narušení jejich vazby může být rovněž způsobeno silně redukčními činidly ($\text{S}^{\text{II}-}$, $\text{SO}_3^{\text{II}-}$). Metabolický účinek nezpůsobí hrubé narušení živé tkáně, ale působí nenápadně a jeho přítomnost je často vyzorována příliš pozdě. Patří sem látky jako např. oxid uhelnatý, který reaguje s hemoglobinem a způsobí zabránění navázání kyslíku, kyanidy, těžké kovy a některé metaloidy. Některé metabolické účinky jsou omezeny pouze na nervový systém a tady hovoříme o neurotoxinech. Příkladem neurotoxinu je strychnin a curare.

⁴ Rozdělení je dle Zákona č. 356/2003 Sb. ze dne 23. září 2003 o chemických látkách a chemických přípravcích a o změně některých zákonů

⁵ Mutagenní účinek působí na změnu v genetické informaci buňky. Chemické mutageny indikují mutace genové, chromosomové a genomové. U genových mutací se jedná o změny v pořadí basí v DNA. Chromosomové mutace transferují strukturu chromozómu a u genomových mutací dochází ke změnám počtu chromozómů.

⁶ Karcinogenní účinky vyvolávají zhoubné bujení buněk a tkání.

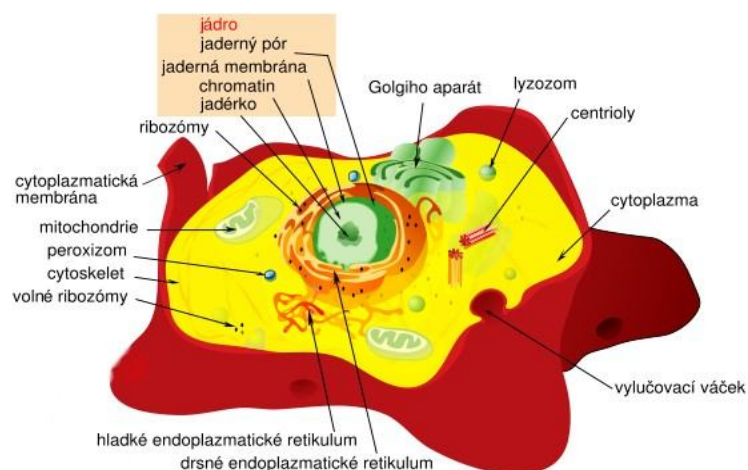
⁷ Teratogenní účinky vyvolávají vrozené vady nebo poškození vývoje v postnatálním období růstu organismu, ovšem pokud na organismus působili v době gravidity.

3.3 Interakce kovových kontaminantů s životně důležitými látkami v organismu

3.3.1 Interakce toxické látky s organismem na molekulární a buněčné úrovni [6]

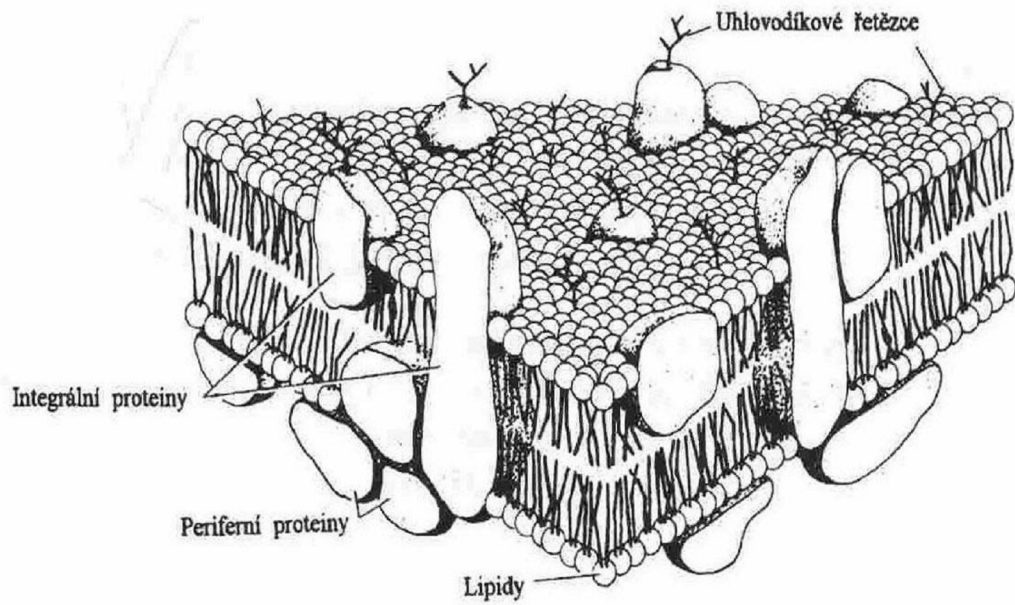
Interakci toxické látky s organismem na molekulární úrovni nám charakterizuje stupeň poškození buňky. Ten má cytopatický efekt, kde dojde k narušení některých procesů, které probíhají v buňce, avšak buňka si zachová svou životaschopnost. Dále působí cytostatickým efektem na buňku, tzn., že základní funkce jsou zachovány, ale dojde ke ztrátě reprodukčních schopností. Cytotoxický efekt vede k jednorázovému usmrcení buňky. Nebo k postupnému odumírání buněk, tzv. nekrobióze buněk. Poškození buňky při styku s toxickou látkou působí na regenerační tkáň (ty mají za úkol odstranění poškození), na diferenciaci buněk (každá buňka má rozdílnou citlivost na stejnou toxickou látku, tzv. individuální citlivost). Buňky však nejsou bezmocné a brání se adaptačními mechanismy. Syntetizují si enzymy, které podporují detoxikaci či selektují rezistentní buňky (nevýhodou je častá mutace genetické informace).

Základní stavební jednotkou všech živých organismů je buňka. Jedná se tedy o nejmenší morfologickou a funkční jednotku živé hmoty. Většinou mají buňky mikroskopické rozměry. Zjednodušená stavba buňky je popsána na Obr. 1.



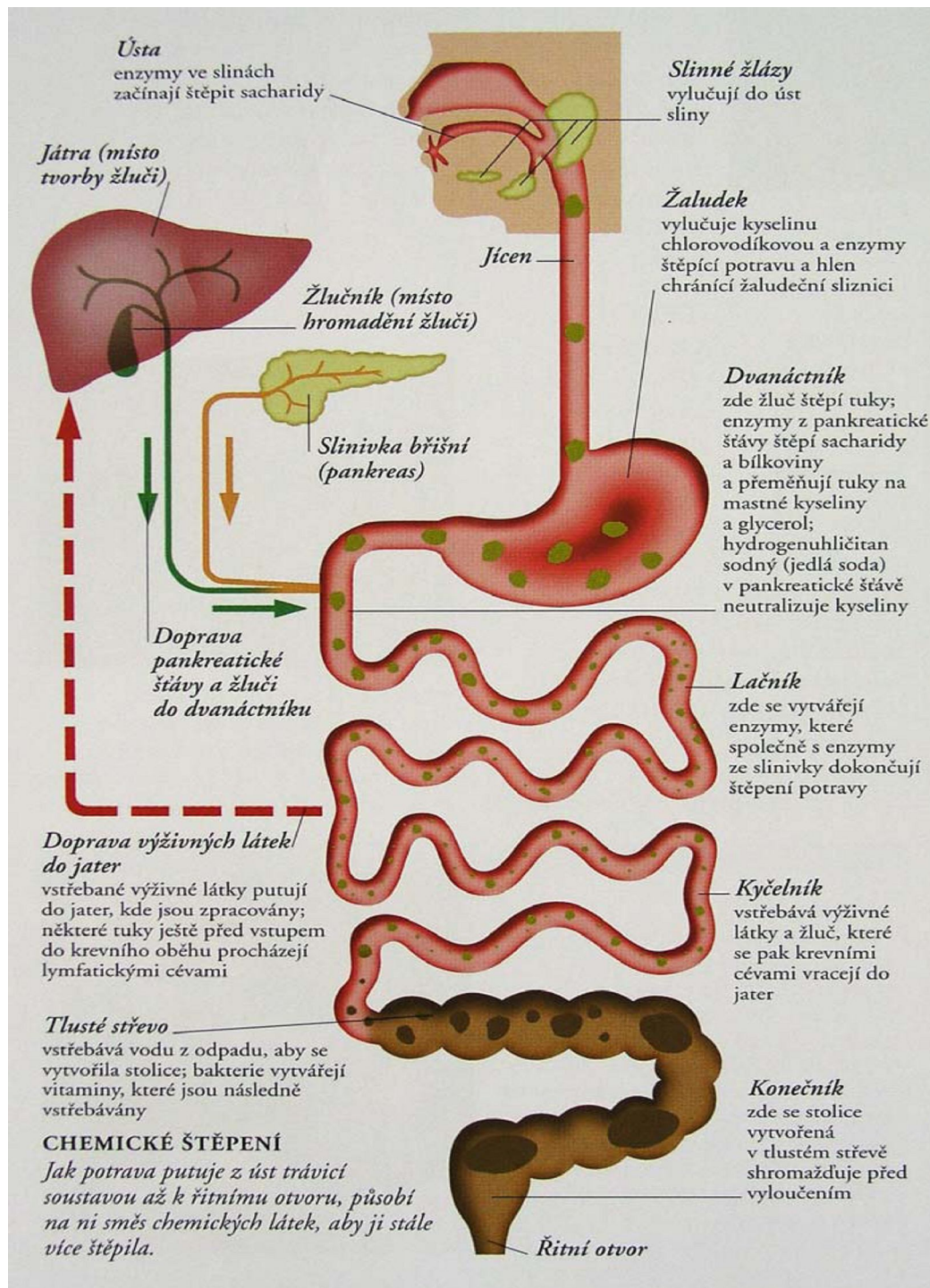
Obr. 1 Struktura živočišné buňky [7]

Největší význam pro vstup škodlivé látky má membrána buňky. Ta tvoří tzv. obal buňky a může být propustná prostou difuzí látek, aktivním transportem pomocí přenašečových proteinů či nepropustná pro určitý typ látek. Transport závisí především na struktuře membrány. Ta se skládá z lipidové dvojvrstvy, kterou obklopuje z obou stran vrstva proteinová. Stavba buněčné membrány je znázorněna na Obr. 2.



Obr. 2 Struktura buněčné membrány [8]

3.3.2 Interakce toxické látky s organismem [6,9]



Obr. 3 Místa působení toxické látky v organismu [8]

Interakci toxické látky s organismem můžeme rozdělit do několika bodů:

1. Primární kontakt
2. Penetrace (pronikání)
3. Absorpce, resorpce (vstřebávání)
4. Distribuce a transport na zásahové místo (receptor)
5. Interakce s receptorem
6. Metabolizace (biotransformace)
7. Eliminace a exkrece

Vlastní interakce začíná primárním kontaktem s toxickou látkou a způsobuje globální účinek na organismus. Ve zcela výjimečných případech může způsobit prvotní interakce pouze lokální účinek. Důkazem toho je poleptání kůže, sliznice a také při inhalaci některých organických rozpouštědel.

Při penetraci toxické látky hraje největší roli difuze přes buněčnou membránu. Difuzí pronikají látky rozpustné v tucích. Jedná se o tok ve směru koncentračního spádu a konečným důsledkem je vyrovnání koncentrací na obou stranách membrány. Dále se při vstupu toxické látky uplatňují membránové póry, těmi pronikají látky nerozpustné v tucích, ale rozpustné ve vodě. Výsledkem průběhu tohoto průniku je vyrovnání hydrostatických tlaků na obou stranách membrány. Dalším způsobem penetrace je transport pomocí přenašečů. Děje se tak pomocí speciálních nosičů, které jsou obsaženy v membráně buňky. Látka, jež má být takto transportována, se naváže na nosič a vytvoří s ním komplex. Ten poté volně proniká membránou dovnitř buňky. Zde se komplex rozpadne, látka se uvolní a nosič se vrací zpět. Dalším, zcela výjimečným transportem, je tzv. pinocytóza. Ta umožňuje průnik do organismu velkým molekulám tak, že se molekuly naváží na membránu a vytvoří s ní útvar, který je následně překlopen do nitra buňky.

Absorpci je možné chápat jako děj, kterým látka proniká z místa interakce do přilehlých krevních vlásečnic a do krevního řečiště. Největší význam má pro toxikologii stanovení tzv. experimentální akutní toxicity. Nejčastější metodou je podání přes zažívací trakt a to cestou orální nebo perorální. Zabráněním primární resorpci v ústní dutině se předchází tak, že se zavádí sonda až do žaludku. Na aplikovanou látku působí žaludeční kyselina a trávicí enzymy. Tím mohou u některých látek nastat významné změny (např. hydrolýza, rozpuštění bazických látek, tvorba méně ionizovatelných solí atd.). Stěna žaludku a její sliznice je propustná pro neionizované formy látek rozpustné v lipidech (soli slabých organických kyselin např. benzoáty). Tyto látky jsou při kyselém prostředí žaludku

neionizovány, a tudíž se vstřebávají. Naopak slabé báze jsou v kyselém prostředí z větší části ve své ionizovatelné formě, a proto se sliznicí žaludku nevstřebávají.

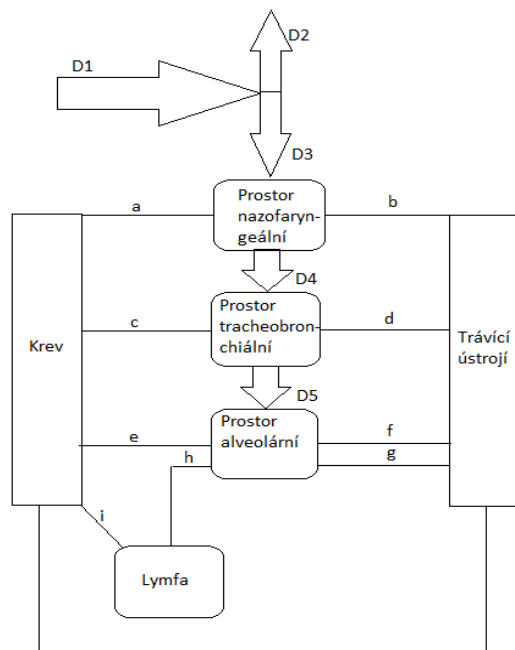
V tenkém střevě je již škodlivina daleko lépe vstřebávána. Především díky svému velkému povrchu. V tenkém střevě je také kyselé pH (okolo 5,3) a rovněž zde dochází ke vstřebávání. Platí zde zákonitost, že slabé kyseliny jsou zde oproti žaludku vstřebávány méně a slabé báze více.

Látky, které vstřebává žaludek a tenké střevo, jsou poté krví dopraveny do jater. Tady dochází buď to k metabolickým přeměnám, nebo ke kumulaci. Toxická látka je v játrech aktivována či naopak deaktivována.

Toxické látky mohou do organismu pronikat různými cestami. Tyto cesty jsou podmíněny formou toxické látky a její strukturou. Vnikají inhalací dýchacím ústrojím, resorpcí přes pokožku, orálně či uměle (injekcí).

Vstup dýchacím ústrojím – plicemi:

Kovy do dýchacího ústrojí vstupují ve formě plynů, par nebo částic. Rychlost inhalovaných částic kovů, případně jejich sloučenin je ovlivňována třemi procesy. Těmi jsou depozice, alveolární clearance a mukociliární eskalátor. Jednotlivý podíl procesů na celkové plicní clearanci je zachycen na Obr. 4. Pojem clearance znamená zbavování se, či očišťování orgánu nebo biologické tekutiny od určité látky. Mukociliární eskalátor je tok mukusu (tj. sekret pohárkových buněk a mukózních žlázek) a aktivita řasinek epitelu tracheobronchiálního a nazofaryngeálního systému. Depozice částic je závislá na jejich velikosti ve třech plicních zónách a těmi jsou nazoaryngeální, tracheobronchiální a alveolární.



Obr. 4 Schéma clearance prachových částic [10]

D1: celkové inhalované množství prachu

D2: obsah prachu ve vydechovaném vzduchu

D3: množství prachu deponované v nazofaryngeálním prostoru

D4: množství prachu deponované v tracheobronchiálním prostoru

D5: množství prachu deponované v alveolárním prostoru

a: rychlý průnik materiálu zachyceného v nazofaryngeálním prostoru do krve

b: mukociliární clearance z nazofaryngeálního prostoru do trávicího ústrojí

c: přímý průnik materiálu deponovaného v tracheobronchiálním prostoru do krve

d: mukociliární clearance

e: přímé vstřebávání z alveolárního prostoru do krve

f: pohlcení deponovaných částic v alveolárním prostoru makrofágy a následný transport mukociliárním eskalátorem do trávicího ústrojí

g: stejný mechanismus jako f, ale pomalejší

h: pomalé odstraňování prachových částic lymfatickým systémem

i: transport prachu lymfou do krve v návaznosti na předchozí proces h

j: vstřebávání v trávicím ústrojí do krve v návaznosti na předchozí procesy b, d, f, g

Vstup trávicím ústrojím:

Do trávicího ústrojí se kovy a jejich sloučeniny dostávají po perorálním příjmu s potravou či nápoji. Také v podobě prachových částic, které jsou zachyceny na hlebu v laryngu, kterým se dále dostávají do trávicího ústrojí. Transport kovu z lumen trávicího ústrojí do epitelových buněk střevní sliznice nemusí být pokaždé následovaný transportem kovu do krevního řečiště. Vstřebávání kovových iontů závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech iontů kovu a jeho sloučenin, na pH v trávicím ústrojí, rychlosti pasáže⁸, biotransformaci kovu střevní flórou, množství a složení potravy, přítomnosti komplexotvorných látek, organických látek, interakcí kovů s jinými kovy či jejich sloučeninami při vstřebávání, biochemickém mechanismu vstřebávání (tj. pasivní difuze, aktivní transport, facilitovaná difuze) a fyziologickém stavu organismu.

Při vstřebávání kovu střevní stěnou se vychází z faktu, že sliznice střeva má vlastnosti lipidní membrány opatřené póry. Průnik látky tedy závisí na tom, zda je látka ionizována či nikoliv. Látka tedy prochází přes lipidní fázi membrány nebo přes póry v membráně spolu s tokem vody. Z toho vyplývá, že látky, které jsou rozpustné v tucích, procházejí přes lipidní membránu a látky rozpustné ve vodě přes póry v membráně střeva.

Vstřebávání kůží:

Nepoškozená kůže zabraňuje vstřebáváním látek rozpustných ve vodě. Je to dáno strukturou kůže a jejím významem při regeneraci. Kůže má schopnost odpuzovat vodu. Avšak látky rozpustné v tucích kůží pronikají. Například zvířata se silnou vrstvou podkožního tuku v něm akumulují toxické látky.

Kůže při styku s toxickou látkou reaguje podrážděním, zánětem či jejím olupáváním. Rozsah vstřebávání závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech látky, jako jsou velikost

⁸ Rychlostí pasáže se rozumí, jak rychle trávenina žaludkem projde a následně, jak rychle je vstřebávána.

molekuly, rozpustnost ve vodě a v tucích, stupnice ionizace atd. a rovněž závisí na lokálních faktorech jako je teplota, krevní zásobenění a integrita (neporušenost) kůže.

Vstřebávání přes kůži se předpokládá nebo bylo potvrzeno u organických a anorganických sloučenin rtuti, zinku, mědi, zlata, beryllia, thalia, arzenu, kobaltu a niklu.

Po proniknutí dochází k pohybu v organismu, penetraci, resorpci, distribuci, transportu k receptoru, interakci s receptorem (někdy může nastat až po metabolizaci toxické látky), metabolizaci (tedy biotransformaci) a následné exkreci a eliminaci.

3.4 Metabolismus vybraných kovů a projevy jejich toxicity (Cd, Pb, Hg, As, Cu, Ni, Zn, Cr) [3,11]

Kadmium Cd

Vstupuje do organismu inhalací např. z cigaretového kouře. V tomto stavu se vstřebává velmi dobře. Dále se může dostat do životního prostředí a následně z něj do organismu ze spalování fosilních paliv. Nebo také vstupuje do těla spolu s přijímanou potravou. Vstřebávání probíhá v závislosti na formě kovu a jeho rozpustnosti v potravě.

Kadmium se kumuluje v kůře nadledvinek, játrech (zde je ukládáno ve formě methalothioneninů, které váží až 90% Cd) a kostech. Pokud máme málo Ca v potravě, dochází k vysoké kumulaci Cd. Kadmium má vysoký poločas rozpadu (10-30 let). Tím pádem se z organismu dostává pomalu.

Z těla ven se dostává v moči a stolici. Projevy toxicity jsou dušnost, zvracení, průjem atd., dochází k selhání ledvin, srdce, plic. Váže se na bílkoviny obsahující –SH skupinu (např. cystein).

Dalším projevem může být poškození varlat, anemie (ovlivňuje metabolismus Fe) a odvápnění kostí (souvisí se změnou metabolismu Ca).

Pomalá detoxikace, kadmium patří mezi zvláště nebezpečné látky a je klasifikováno jako karcinogen.

Olovo Pb

Vstupuje do organismu inhalací, tak se vstřebává přibližně 15 – 90 % olova. Dále u člověka vstupuje ingescí a to 5 – 20% Pb. Když je již v těle, tak se transportuje krví (nejvíce ho zachytí erytrocyty až 95%). Poté je kumulováno v kostech (98%), zbytek je uloženo v játrech, ledvinách a v centrální nervové soustavě. Ven z těla se dostává hlavně stolicí. Jeho nebezpečnost spočívá hlavně v tom, že Pb^{II+} je kompetitivní s Ca^{II+} a Fe^{II+} a váže se na –SH skupinu u esenciálních aminokyselin. Pokud je tělo akutně toxikováno, tak se to projevuje hlavně na poškození CNS (centrální nervová soustava), anoxii a bolestech břicha doprovázené zácpou.

Chronická toxicita se projevuje únavou, nespavostí, nechutenstvím, malátností, poruchami krvetvorby, které vedou až k poškození CNS a ledvin.

Karcinogenita u olova nebyla prokázána. Proto se olovo řadí mezi potencionální karcinogeny. Biomethylace u Pb probíhá s největší pravděpodobností (více kapitola Biomethylace kovů).

Rtuť Hg

Existují 3 formy Hg, jenž mají odlišnou toxicitu. První je elementární nebo-li kovová Hg^0 . Ta se vypařuje již za průměrných denních teplot. Je značně toxická při inhalaci a málo toxická při ingesci (přijímání buňkou). Druhou toxickou formou je v podobě anorganických látek. Vstřebává se především po pozření. Ionty rtuťnaté Hg^{2+} , které jsou přítomny ve sloučenině $HgCl_2$ (sublimát). Jedná se o prudký jed, který se dobře rozpouští ve vodě. Následující iontovou formou jsou ionty rtuťné. Nacházející se například ve sloučenině chloridu rtuťného Hg_2Cl_2 – kalomel. Ten je díky své nízké rozpustnosti ve vodě poměrně málo toxický. Poslední, tedy třetí formou jsou organické sloučeniny rtuti. Ty se vstřebávají do těla velmi dobře. Příkladem organicky vázané rtuti je dimethylrtuť, která má velmi vysokou toxicitu a je těkavá.

Nejdůležitější vliv na toxicitu má samozřejmě forma rtuti, jako je tomu obecně u všech toxických kovů. Podstatou toxicity u rtuti je vysoká afinita k –SH skupinám organických látek. Dochází k narušení některých enzymů v těle a změnám permeability membrán.

Akutní toxicita závisí na způsobu vstupu do organismu. Po inhalaci poškodí plíce a způsobí krvavé průjmy, zvracení, poleptání sliznic, selhání ledvin, poškození CNS, které se projevují třesem i poruchami sluchu a zraku.

Chronická toxicita je dána především ingescí. Nejprve jsou příznaky slabé. Člověk se cítí unaven, oslaben. Často trpí bolestí hlavy a poruchami trávení. Konečný stav může vést až k poruchám CNS.

Bioakumulace rtuti může být ku příkladu v rybách. Viz. hromadná otrava lidí v Minimatě (Japonsko roku 1956).

Arzen As

Arzen se v přírodě vyskytuje především ve formě sulfidů. Například Arsenopyrit (FeAsS).

Do organismu se dostává v podobě trojmocné sloučeniny arzenu a to při ingesci a rovněž inhalaci. V těle je kumulován hlavně v játrech a ledvinách. Hlavním mechanismem vylučování arzenu je pomocí moči. Akutní toxicita je opět způsobena vazbou na –SH skupinu. Dříve byl arzen velmi oblíbeným jedem. Způsobuje žaludeční a střevní potíže, obrnu dýchání. Encefalitidu (zánět mozkových blan), nefritidu (zánět ledvin), myelitidu (zánět míchy), dermatitidu (zánět kůže). Chronická toxicita vede k poruchám CNS, hyperpigmentaci pokožky, která může končit až gangrénou. Rovněž se podílí na břišních kolikách, anorexii a sideropenické anémii (nejčastější druh anémie způsobené nedostatkem Fe).

Sloučeniny arzenu v oxidačním stavu V vykazují více karcinogenní účinky než u sloučenin, kde je arzen v oxidačním stavu III, zde jsou účinky spíše toxické. Důkazem toho je As_2O_3 , známý to jed.

Měď Cu

V lidském těle je obsaženo asi 1,4 – 2,1 mg Cu/kg. Cu patří mezi významné biogenní prvky. Je součástí důležitých enzymatických systémů a uplatňuje se při krvetvorbě. Deficit v těle způsobuje chudokrevnost a sníženou aktivitu cytochromoxydasy. Akutní toxicita způsobená Cu^{2+} inoty se projevuje zvracením, bolestmi břicha, krvavými průjmy, hemolýzou a až poškozením jater a ledvin. Více toxičtější jsou organické sloučeniny mědi než anorganické. Chronická otrava je velmi vzácná a případy, kdy k ní dojde jsou velice zřídka. Projevuje se žaludeční nevolností, bolestmi břicha a průjmy.

Měď je přednostně ukládána do jater. Po dlouhém působení se může ukládat kolem zubních krčků, kde způsobuje červený lem a nebo do vlasů (nazelenalé zbarvení). Z organismu je měď vylučována hlavně stolicí a v menší míře močí a potem.

Měď se do životního prostředí dostává zvětráváním hornin, větrnou erozí, roznášením prachu větrem, říčním odnosem do oceánů a sopečnou činností.

Toxickým účinkům jsou vystaveni hlavně zaměstnanci dolů, sléváren a zejména měděných hutí i úpraven.

Nikl Ni

Biologická funkce Niklu nebyla doposud prokázána. V lidském těle je obsaženo cca 10mg.

Akutní otrava se projevuje drážděním zažívacího traktu, dochází k poškození cév, ledvin a srdečního svalu. Od ostatních sloučenin niklu se odlišuje $\text{Ni}(\text{CO})_4$ a to svou vysokou toxicitou a karcinogenními účinky. Inhalace par vyvolává závratě, bolesti hlavy, horečku a zvracení. Jako antidotum se osvědčil diethyldithiokarbamat soli [11]. Chronická intoxikace nemá výraznější příznaky. Celkově dochází k poškození jater, ledvin a srdce. Častý je znám také účinek na kůži, který je vyvoláný kontaktem s poniklovanými předměty či při inhalaci prachu. Sloučeniny niklu nevykazují velkou akutní a chronickou toxicitu s výjimkou již zmiňovaného $\text{Ni}(\text{CO})_4$.

Do životního prostředí se nikl dostává antropogenní cestou. Podíl přírodních zdrojů se předpokládá nízký. Hlavními zdroji emisí niklu v ovzduší jsou procesy při výrobě a zpracování kovu, spalování uhlí či ropy, těžba a úprava rud, výroba a zpracování NiCd-akumulátorů atd.

S jeho toxickými účinky se mohou setkat pracovníci při zpracování Ni-rud, svářeči, slévači ve výrobě NiCd-akumulátorů apod.

Zinek Zn

Zinek patří mezi biogenní prvky. Je důležitý pro funkci různých enzymů u savců i člověka. Je známý jeho vztah k syntéze bílkovin a k transportu a využití glukosy v organismu. Nedostatek (deficit) zinku se projevuje špatným hojením ran, malým vzrůstem a opožděným pohlavním vývojem.

Vstřebávání zinku trávicím ústrojím je regulováno buňkami střevní sliznice, kde se váže na bílkovinu metalothionein. V krvi je Zn vázán na bílkoviny plazmy. Z těla se vylučuje hlavně stolicí.

Akutní toxicita se neprojevuje celkovým účinkem. Při injekčním podáním působí tlumivě na CNS a při větších dávkách může způsobit obrnu. Ze sloučenin je středně toxický

stearan, fosfid, chroman a kyanid zinečnatý. Chronická toxicita nemá zřejmé projevy. Při delší expozici byla pozorována degenerace pankreatu, chudokrevnost, osteoporóza, glykosurie, zástava růstu a neplodnost. Sloučeniny chromanu a chloridu zinečnatého jsou podezřívány z karcinogenity.

Do přírody se dostává zinek částečně z přírodních zdrojů a to ze zvětralých hornin či sopečného prachu. Větší podíl připadá zdrojům antropogenním jako jsou průmyslové emise z úpravy rud, pokovování, výroby skla, spalováním uhlí a odpadů a celá řada odvětví související se zpracováním zinku a jeho rud.

Toxickým a karcinogenní účinkům zinku jsou vystaveni rovněž ti, kteří pracují v hutích při primárním procesu zpracování kovu a dalších slitin.

Chrom Cr

Průměrný obsah chromu v lidském těle je 0,1 mg/kg. Z celkového denního příjmu se vstřebá zhruba 10%, zbytek se vyloučí močí z těla ven. Chrom má významné účinky nejenom na rostliny, ale také na člověka. $\text{Cr}^{\text{III}+}$ je esenciálním prvkem. Hraje důležitou roli např. u metabolismu inzulínu. $\text{Cr}^{\text{VI}+}$ je účinné oxidační činidlo, které má toxické účinky. Nedostatek Cr se projevuje opožděným růstem, cévními poruchami, zrychlením procesu stárnutí a degenerativními změnami na aortě.

Do organismu se dostává nejčastěji dýchacími cestami. V těle je $\text{Cr}^{\text{III}+}$ vázán na proteiny v krevní plazmě a $\text{Cr}^{\text{VI}+}$ na červené krvinky. Z těla se uvolňuje jen velmi pozvolna a to močí a stolicí.

Závažnou vlastností $\text{Cr}^{\text{VI}+}$ sloučenin je karcinogenita a alergizující účinky. Akutní otrava je velmi vzácná. Při vdechnutí se projevuje prudký zánět dýchacích cest, zvracení, krvavé průjmy a poškození jater a ledvin. Chronická otrava se projevuje drážděním dýchacích cest, rýmou, krvácením z nosu či astmatem. Dalšími projevy jsou bolest hlavy, závratě, hubnutí, chudokrevnost. Při požití může dojít k poleptání zažívacího traktu. Na kůži působí prachový chrom dráždivě až leptavě.

Do životního prostředí se dostává jak přirozenou cestou (zvětrávání hornin), tak i antropogenně (spalování fosilních paliv, průmyslové emise, těžba rud).

4. PŘEMĚNA KOVŮ SPOJENÁ S NÁRŮSTEM TOXICITY

4.1 Biomethylace [3, 12, 13]

Biomethylací rozumíme proces přeměny anorganických forem kovů na toxické organokovy. Tento proces je spojený s nárůstem toxicity. Probíhá jak v anaerobním (tedy bezkyslíkatém prostředí), tak i v aerobním (prostředí s přístupem kyslíku). Lokalizace tohoto procesu je hlavně ve vodních sedimentech a trávicím traktu obratlovců. Biomethylují se hlavně kovy jako jsou Hg, As, Pb, Sn apod. Může nastat také opačný proces nazvaný demethylace, kde se jedná například o fotolýzu.

Vzniklé organokovy jsou vysoce toxické, persistentní a s velkým obsahem BCF (sorpční potenciál pro bakterie). K biomethylaci dochází především z toho důvodu, že se tak organismy (bakterie) zbavují toxických kovů. Biomethylace neprobíhá pouze u bakterií, ale také například u organismů fytoplanktonu.

Biologická metylace vede ke vzniku alkylových sloučenin. Tyto sloučeniny jsou těkavé a mohou procházet difuzí z vodního prostředí do atmosféry. Takto methylují především výše zmiňované kovy Hg, Sn, As a Se.

Činností bakterií se v sedimentech a půdě přeměňuje rtuť z její anorganické formy na methylovanou CH_3Hg^+ a následně až na těkavou dimethylrtuť $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. Vznik dimethylrtuti je vázaný na zásadité prostředí. Podobným procesem vzniká také CH_3As . Arzen je anorganicky vázaný v podobě As^{V} . V půdě a sedimentech se redukuje na As^{III} , který postupnou metylací přechází na CH_3As . Obdobou je tomu tak i u Se a Sn. U procesu metylace olova se názory vědců liší.

Pochopitelně metylací arzenu nedochází pouze k tvorbě CH_3As , ale mohou vznikat také sloučeniny jako dimethylarzanová kyselina $(\text{CH}_3)_2\text{AsO}(\text{OH})$. Methylarzanová kyselina $\text{CH}_3\text{AsO}(\text{OH})_2$, dimethylarzan $(\text{CH}_3)_2\text{AsH}$ a trimethylarsan $(\text{CH}_3)_3\text{As}$. Tvorba těchto sloučenin je nepravděpodobněji spjatá s detoxikačními mechanismy. Tyto sloučeniny ovlivňují distribuci arzenu mezi jednotlivými fázemi složek životního prostředí. Především mezi vodou (kapalná fáze) a půdou (pevná fáze). Rovněž je tvorba těchto methylderivátů upřednostněna v eutrofních⁹ vodách. V oligotrofních¹⁰ dochází k metylaci také, ale už ne

⁹ Eutrofní vody jsou bohaté na živiny.

v takové míře. Arzen se může v biomase vázat do sloučenin arzenobetainu, arzenocholinu a arzenofosfolipidů.

U cínu mají methylované sloučeniny a alkylderiváty fungicidní účinek. Tvorba derivátů je těsně spjata s hodnotou pH prostředí. V kyselém prostředí se především vyskytují kationové alkylové formy cínu. Ku příkladu $(\text{CH}_3)_3\text{Sn}^+$, $(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{Sn}^+$. Naopak v alkalickém prostředí se vyskytují formy bez náboje jako $(\text{CH}_3)_3\text{SnOH}$ a $(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{SnOH}$. Při vyšších koncentracích chloridů ve vodách se mohou vyskytovat i nedisociované formy $(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{SnCl}$. Po vytvoření těchto zmíněných organokovových sloučenin cínu, mohou tyto sloučeniny vytvářet komplexy s humínovými látkami, které jsou přítomny ve vodách. Vzniklé polyalkyl cíničitě deriváty podléhají ve vodách chemické a biologické degradaci za vzniku alkylovaných derivátů. Příkladem toho je tributylcín, který se postupně degraduje až na di- a monobutylcín. Avšak na druhé straně může rovněž za aerobních i anaerobních podmínek docházet k biochemické metylaci, jenž vede ke vzniku methylcíničitých sloučenin. Konečným produktem poté může být velmi těkavý tetramethylcín $(\text{CH}_3)_4\text{Sn}$. Pro vysokou toxicitu alkylderivátů ve vodách je nutné sledovat jejich výskyt. Jelikož na seznamu prioritních škodlivin se nachází tetra-, tri- a monobutylcíničitě sloučeniny. [3]

Samozřejmě musím dodat, že ve vodě probíhají také demethylační procesy. Ty vedou k rozkládání alkylderivátů na anorganické sloučeniny. Z chemického hlediska se jedná o reakci zvanou fotolýza. Vzhledem k tomu, že anorganické formy kovů se dobře kumulují a sorbují v biomase, sedimentech a půdě, bývá koncentrace těchto volných metylderivátů asi o řád nižší než celková koncentrace kovů ve vodě.

Mezi biochemické transformace kovů patří také oxidace Fe^{II} a Mn^{II} železitými a manganovými bakteriemi. Tato oxidace vede k vyloučení málo rozpustných hydratovaných oxidů, které se hromadí v příslušných bakteriích. Některé bakterie jsou schopny oxidace Fe^{II} i v docela silně kyselém prostředí ($\text{pH} = 2$). Jedná se o bakterii *Thiobacillus ferrooxidans*, která je znázorněna na Obr. 5 [14]. Na Obr. 6 [15] můžeme vidět charakteristické zbarvení říčního dna, kde je tato bakterie přítomna.

¹⁰ Oligotrofní vody jsou chudé na obsah živin.



Obr. 5 Thiobacillus ferrooxidans [14]



Obr. 6 Zbarvení říčního dna bakterií Thiobacillus ferrooxidans [15]

Některé kovy, které jsou přítomny ve vodě, mohou katalyzovat reakce probíhající tamtéž. Tuto vlastnost vykazují Cu, Co, Ni aj. Jedná se o procesy oxidace sulfidické síry, Fe^{II} , Mn^{II} .

Při vytvoření komplexu s humínovými látkami, se nejenom liší různou toxicitou, ale v půdě migrují různou rychlostí. Tato rychlost je podmíněna nábojem a velikostí molekuly.

Komplexy lze obecně obtížněji odstranit z vodního prostředí než jednoduché iontové formy. U Cd a Pb byl prokázán významný vliv na remobilizaci a migraci kovů bakteriálními a extracelulárními polymery.

5. MONITORING VÝSKYTU KOVŮ V PŘÍRODĚ

5.1 Používané přístroje [16, 17]

Mezi nepoužívanější přístroje pro monitoring kovů se používají spektrometry. Pro praktickou práci se mohou používat mobilní či stacionární analyzátory. Vybírají se podle toho, zda budeme měření provádět přímo v terénu, v tom případě použijeme mobilní tedy přenosné analyzátory. Pokud se bude analýza provádět v laboratoři, je vhodnější provést experiment na stacionárním přístroji.

Používají se také pro analýzu průmyslových odpadních vod a jiných kapalin. V tomto případě je vhodné konkrétně zmínit ICP spektrometr, ten nejen že se využívá ke zmíněné analýze kapalin, ale také pro stanovení čistých kovů a jejich nejnižších koncentrací ve vzorku.

Provádí se rovněž analýza drahých kovů apod. Ta se nejčastěji provádí na XRF spektrometru. Jeho další využití je v analýze povlaků a automatické detekci inkluzí.

Jak již jsem výše zmiňoval, pro analýzu kovů přímo v terénu se používají kovové mobilní analyzátory. Ty hodnotí obsahy kovů přímo na místě. Jedním takovým je model SPECTRO xSORT (Obr. 7) [18]. Tento přístroj pracuje s unikátní přesností a rychlostí. Poskytuje nám výsledky na místě měření, jež jsou kompatibilní s daty, kterých bychom dosáhli v laboratoři. Jeden měřicí cyklus u tohoto přístroje trvá několik sekund. Pro kovové aplikace může vyhodnotit až 41 prvků během 2 sekund. Výjimku tvoří prvky, jako jsou Mg, Al a Si u kterých je analýza o trochu delší.



Obr. 7 SPECTRO xSORT [18]

Mezi stacionární kovové analyzátory patří Optická emisní spektrometrie (OES), která za pomoci oblouku a jiskry excitace je preferovanou metodou pro určení chemického složení kovových vzorků. Systémy jako Arc/Spark OES jsou neúčinnější při zpracování slitin. Tyto spektrometry jsou používány ke kontrole materiálů, zpracování kovů, kontroly kvality výrobků a v mnoha dalších případech, kde je vyžadováno chemické složení kovových materiálů. Existují typy spektrometrů jako například SPECTROMAXx (Obr. 8) [19] a SPECTROLAB. Jedná se o přístroje, které byly navrženy tak, aby splňovaly, co nejvíce požadavků na rychlou a přesnou analýzu a jednoduchost použití a jeho spolehlivost při měření.



Obr. 8 SPECTROMAXx [19]

Mezi další velmi nezbytně používané přístroje patří spektrometry s buzením zdroji ICP. Jedná se o optické emisní spektrometry. Mají snadné použití, vysokou citlivost a přesnost. ICP – OES systém je analytická metoda, která má širokou řadu aplikací. Dnes nově vyvinutý spektrometr SPECTRO ARCOS, má unikátní optický systém a nejrychlejší ICP. Jiným typem je SPECTRO GENESIS (Obr. 9) [20], ten je jediný ICP – OES spektrometr, který má k dispozici kompletní sadu kalibračních roztoků pro environmentální a průmyslové aplikace.



Obr. 9 SPECTRO GENESIS [20]

Závěrem bych se ještě zmínil o XRF-spektrometrech. Pro stanovení chemického složení mnoha druhů materiálů je vhodné použít jednu z nejehospodárnějších a nejjednodušších analytických metod ED-XRF (Obr. 10) [21], tedy energie disperzní rentgenové fluorescenční technologie. Nevyžaduje skoro žádné přípravy vzorku a je vhodný pro pevné, kapalné a práškové vzorky.



Obr. 10 ED-XRF [21]

5.2 Metody monitoringu [16, 17]

Ke stanovení kovů je možné použít celou řadu metod, které se liší mezi detekce, náročností a přístrojovým vybavením. Běžně se používají dvě skupiny metod stanovení a to metody atomové spektrometrie a metody voltametrické. Výjimečně se mohou použít i jiné, avšak velmi zřídka tomu tak je.

Metody atomové spektrometrie:

Existují 3 druhy:

a) Absorpční atomová spektrometrie (AAS)

- Principem je atomizace plamenem. Obsahuje výbojky s dutou katodou, která je určena pro koncentrace 10^{-5} g.l⁻¹ až 10^{-6} g.l⁻¹. Pro nižší nároky na koncentraci a objem sledovaného roztoku se používá elektrotermická atomizace v grafitové nebo wolframové kyvetě.

b) Emisní atomová spektrometrie (AES)

- Jde o vyhodnocování záření, které je emitováno atomy nebo ionty v plazmatu, jiskrový nebo obloukový výboj mezi grafitovými elektrodami, na nichž byl předem nanesen vzorek a vysušen. U moderních přístrojů se využívá indukčně vázané plazma.

c) Fluorescenční atomová spektrometrie

- V tomto případě se jedná o méně používané metody. Pro stanovení rtuti ve vodě byl vyvinutý fluorescenční detektor, který měří fluorescenci par rtuti.

Metody voltametrické:

Provádí se za pomoci rtuťové kapkové elektrody:

Stanovení několika kovů v koncentracích 10^{-5} mol.l⁻¹, které se nacházejí vedle sebe, se používá polarografie se rtuťovou kapkovou elektrodou.

Pro zaznamenání nižších detekcí v rozmezí koncentrací 10^{-7} mol.l⁻¹ až 10^{-8} mol.l⁻¹ se používá diferenční pulsní metoda. Další snížení meze detekce umožňuje anodická rozpuštěcí voltarometrie, při které se kovy nejdříve elektrolyticky rozštěpí a zkoncentrují na pracovní elektrodě. Tou může být rotující uhlíková elektroda nebo visící rtuťová kapka. Posléze se sleduje jejich zpětné rozpuštění.

Mezi dále používané metody bych zmínil neutronovou aktivační analýzu. Jedná se o jednu z přístrojově nejnáročnějších metod, kde se upravený vzorek ozařuje tokem neutronů. Tím se vytvoří ve vzorku radioaktivní izotopy. Obsah jednotlivých prvků se určuje rozborem radioaktivního záření. To je pro jednotlivé příslušné izotopy charakteristické. Jde o velmi citlivou metodu. Její stanovení není ovlivněno chemickou formou prvků. Mez detekce je pro tuto metodu 10^{-9} g až 10^{-10} g. Další metodou, která se používá pro organometalické sloučeniny je plynová chromatografie. Pro komplexní sloučeniny s dithizonem (tedy difenylthiokarbazonem) se používá Spektrometrie UV. Jelikož vznikají barevné komplexní sloučeniny.

Metody vzorkování vod pro stanovení Pb, Cd a Hg:

U Pb, Cd a Hg jsou jejich analyty prakticky stále a nedochází k jejich těkání. Ovšem s výjimkou jejich organometalických sloučenin, které těkavé jsou.

Problém však nastává v případě stopových koncentrací. Jedná se o materiál nádob, ve kterých je vzorek odebírán a uchováván. Je všeobecně známo, že sklo uvolňuje velké množství celé řady iontů (dle svého složení) a ty se pak dostávají do vzorku a znehodnocují ho. Z toho důvodu je vhodné používat různé plastové nádoby pro odběr vzorku. Nejlépe vyhovují nádoby vyrobené z teflonu či polyethylenu, které byly předem louženy zředěnými minerálními kyselinami, jako jsou HCl a HNO₃. Výjimkou je rtuť, u které se používají skleněné vzorkovnice.

Skladování vzorku je při teplotách +4°C. U delšího časového intervalu až při -20°C a také v případě, že mají být stanovovány organometalické sloučeniny.

5.3 Využití monitoringu v praxi [16]

Monitoring se využívá v praxi pro zjištění obsahu analytů, pro analýzu olejů a pohonných hmot, plastů, gumy, textilu, farmaceutických výrobků, potravin, kosmetiky, hnojiv, minerálu, rud, skal, písků, strusek, tmelů, skla, keramiky, fólií, polyesterů a v neposlední řadě také kovů, pro účely třídění kovových slitin a monitorování odpadních vod.

V chemickém průmyslu jsou používané spektrometry univerzálními a všestrannými pomocníky. Dále se vyrábí také mobilní kovové analyzátoary, které jsou učený pro zkoušení všeho, co se skládá z jednotlivých kovových komponentů. Tyto analyzátoary jsou schopny identifikovat a analyzovat použité materiály s velmi vysokou přesností za krátkou časovou jednotku.

Dále se používají k určení základního složení surovin při sledování a řízení výrobních procesů. Důležitou roli hraje správný výběr přístroje. Mezi nejdůležitější kritéria patří rychlost analýzy a požadavky na přesnost.

Využívá se také při analytických pracích v hutnictví. Speciálně navržené mobilní kovové analyzátoary se používají k identifikaci, třídění a analyzování kovů během výrobních

procesů. Rovněž velký význam mají pro vnitřní recyklaci na staveništích a v chemických závodech.

Vyšší přesnosti dosahují stacionární analyzátoři. Jsou proto používány pro řízení procesů ve výrobě a zpracování kovů. Typickou aplikací pro analýzu odpadních vod a jiných kapalin je spektrometr ICP. Využívá se také při stanovování čistých kovů s velmi malými koncentracemi ve vzorku.

Analýza drahých kovů a šperků se provádí spektrometrem XRF. Tento přístroj je vhodný pro detekci inkluzí a nečistot nebo při prohlídce strusky.

V petrochemickém průmyslu má využití pro obrábění kovů, zkoušení rafinérií, analýzu ropy, sledování paliv a zkoumání použitých mazacích olejů a opotřebení materiálů.

U životního prostředí je důležitý monitoring z toho důvodu, že jsou vypracované důležité předpisy a normy o obsahu kovů, které se musí dodržovat. Kovy, především těžké, vstupují do prostředí prostřednictvím potravinového řetězce, vnějším ovzduším a pitnou vodou. Bohužel od začátku průmyslové revoluce došlo k značnému znečištění vodních toků a životního prostředí. Proto dnešní právní předpisy nám určují maximální možné množství toxických látek v přírodě. Důsledkem toho je nezbytné monitorování úrovně kontaminace např. městských, průmyslových a odpadních vod, půd a kalů z čistíren.

Nejvhodnějšími přístroji pro toto monitorování jsou ICP a XRF spektrometry. Poskytují bezkonkurenční analýzu v oblasti environmentálních vzorků, vod, půd, kalů a odpadů. Jedná se o robustní stacionární přístroje se spolehlivými a citlivými analytickými systémy, které nám zachytí již nízké koncentrace prvků ve sledovaném materiálu.

Neopomenutelný význam hraje monitoring také v agronomii. Jelikož kontaminace půdy má přímý a nepřímý vliv na potraviny a pitnou vodu. Vhodnými přístroji pro analýzu půd jsou SPECTRO GENESIS a SPECTRO ARCOS ICP spektrometry. SPECTRO XEPOS nám poskytuje rychlou a komplexní analýzu půdních vzorků. Všechny tři zmiňované spektrometry jsou vhodné pro stanovení těžkých kovů a nežádoucích prvků v zemědělských produktech.

6. DEKONTAMINACE KOVŮ ZE SLOŽEK ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ [22, 23]

Dekontaminační procesy můžeme rozdělit do 4 základních skupin. Těmi jsou fyzikálně-chemické, termické, biologické a jiné. Dle dekontaminovaného média se sanační technologie dělí na použitelné pro:

- a) sedimenty, zeminy a kaly
- b) pro podzemní, povrchové vody a průsaky
- c) pro vzdušné emise

Dekontaminační technologie je možné třídit na základě různých hledisek. Tyto hlediska zohledňují dekontaminovaná média, používané strategie a místo realizace.

Při dekontaminačních technologiích se používají základní strategie. První z nich je destrukce či změna kontaminantu. Druhá, extrakce nebo separace kontaminantu od environmentálního média a třetí, imobilizace kontaminantu.

Dle zmíněného dekontaminovaného média se pro odstranění používají metody termické, biologické a chemické. Kombinací různých metod lze dosáhnout nejefektivnějšího dekontaminačního mechanismu. Pro ošetření lokalit kontaminovaných kovy či jinými anorganickými látkami se užívají stabilizační technologie. Všeobecně platí, že k dosažení uspokojivého vyčištění nestačí pouze jedna sanační metoda, ale kombinace více metod. Rovněž záleží na místě realizace. Jsou-li technologie prováděny ve speciálních zařízeních, jedná se o tzv. *ex situ* technologii. Naopak, když jsou prováděny přímo na místě (*in situ*), je jejich výhoda v tom, že mají daleko nižší náklady na technologie v porovnání s metodami *ex situ*. Ale nevýhodou je obtížnější kontrola průběhu sanace. Praktický výběr dekontaminační technologie se řídí následujícími kritérii, zda mají kontaminanty fyzikální, chemické a toxikologické vlastnosti, je-li médium, ze kterého má být kontaminant odstraněn ve fázi pevné, kapalné nebo plynné. Rovněž důležitou roli hrají geologické a klimatické poměry stanoviště a neopomenutelné ekonomické aspekty.

Anorganické kontaminanty můžeme nejčastěji nalézt u chemických provozů, skládek chemických odpadů, bakteriálních skládek, spálenišť, manipulačních vrtů, vsakovacích

prostor, skládek pro radioaktivní odpady, barvíren a lakoven a požární tréninkové plochy. Typickými kontaminanty v této kategorii jsou těžké kovy, kyanidy, fluoridy, radioaktivní kontaminanty atd. Nevýhodou anorganických kontaminantů je neochota vstupovat do biochemických destrukčních procesů. U sanačních metod je snaha k zakoncentrování a poté převedení do formy, ve které může být kontaminant využit či uložen. Ekonomická náročnost tohoto procesu v současné době v České republice výrazně omezuje používání tohoto procesu a vede k ukládání kontaminovaných materiálů na skládkách. Avšak v případě netypických anorganických kontaminantů jako jsou například rtuť či azbestové vlákna je specifický přístup nepostradatelný.

Při vyšších koncentracích a za nepříznivých podmínek, představují kovy dlouhodobé ohrožení životního prostředí (zejména u vody a půdy). Každá zemina vykazuje určitou sorpční schopnost, která je v nekontaminovaném stavu nasycena především vápníkem a hořčíkem. Nýbrž většina těžkých kovů má mnohem vyšší sorpční schopnosti a dokáže vápník a hořčík vytěsnit. Při úplném vytěsnění kovů ze zeminy jim již nic nebrání k dalšímu šíření především do podzemní vody. Pohyb kovů jednotlivými složkami je daleko náročnější. Je nutné uvažovat např. přenos prachovými částicemi, emisemi atd. Pro transportní mechanismus kontaminujících kovů platí obecné charakteristiky a těmi jsou vliv náboje, vliv komplexotvorných látek, vliv srážecích činidel a vliv pH.

U vlivu náboje, pokud neuvažujeme elementární formu, která je s výjimkou rtuti nevýznamná, nám kontaminující kov transportuje ve formě kationtu nebo aniontu. Velikost a typ náboje nám určují sorpční schopnosti. Zeminu, z laického pohledu, můžeme chápat jako hlinito – křemičitou fázi, která má negativní náboj a chová se jako anex. Tudíž kladně nabité kontaminanty se na ni více vážou, kdežto záporně nabité kontaminanty prakticky procházejí bez zachycení.

Přítomnost komplexotvorných látek výrazně zvyšuje ochotu kontaminujících kovů přecházet z nerozpuštěného stavu do roztoku. V zemině se přirozeně vyskytují ve formě komplexu humínové kyseliny. Vedle nich jsou uměle vázány v komplexech kyanidy, amoniak či EDTA (kyselina ethylendiamintetraoctová). U komplexních sloučenin kovů, které mají většinou záporný náboj a v roztoku jsou mimořádně stabilní, se při vyšších hodnotách pH, kdy dojde u nekomplexotvorných látek ke sražení, již komplex prakticky nerozkládají.

Naopak u srážecích činidel je výsledkem imobilizace kovu a tím tedy snížení jeho aktuální nebezpečnosti. Nejsnadnějším a rovněž nejčastějším srážením v kontaminovaných zeminách je pouze zvýšení pH. Vzniklé hydroxidy jsou obecně chápány jako nerozpustné sraženiny. Mezi další příklady srážecích činidel považujeme fosforečnany a sulfidy.

Hodnota pH má tedy zásadní význam při posuzování pohyblivosti kontaminujících kovů. Ku příkladu celkový obsah těžkých kovů nemusí znamenat akutní nebezpečnost. V okamžiku kdy se pH např. podzemní vody snižuje, tak se začnou přítomné kovy rozpouštět (v pořadí Zn, Cd, Cu, Pb, Cr a Ni) [22]. Z uvedeného vyplývá, že při posuzování kontaminace těžkých kovů je nutná znalost celkových obsah kovů a pH podmínky v dané lokalitě.

7. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

Základní postup při stanovení vybraných kovů v odebraných vzorcích vody a půdy:

7.1 Seznámení s danou problematikou a používanými přístroji.

V dnešní době je důležité monitorování kovů z důvodu velkého kontaminování životního prostředí např. při výrobních procesech či zakládání neoprávněných skládek a mnohých dalších zdrojů. Monitorování slouží k získání přesných hodnot, které se posléze porovnávají s hraničními hodnotami dané legislativou. Rovněž jsou kontrolovány vstupní a výstupní hodnoty kovů a jiných polutantů u čističek odpadních vod. Všechny tyto úkoly plní akreditované laboratoře. Experimentální část této práce jsem založil na zjištění obsahu vybraných kovů ve vzorcích dešťové vody a povrchové půdy v Olomouci (ulice Na Vozovce). V tomto okolí provádí analýzu firma LITOLAB s.r.o., která mi umožnila provést proměření neznámých vzorků.

V této laboratoři jsem byl seznámen s používáním přístrojů na detekci kovů. Bylo mi umožněno pracovat na jednoúčelovém atomovém absorpčním spektrofotometru (AMA 254) a na emisním spektrofotometru s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES).

Jednoúčelový atomový absorpční spektrofotometr slouží ke stanovení obsahu rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez potřeby chemické předúpravy vzorku jako je mineralizace apod. Využívá se techniky generování par kovové rtuti s následným zachycením na zlatém amalgamátoru. Tak se dosahuje mimořádně vysoké citlivosti stanovení a nezávislosti výsledků stanovení na matici vzorku.



Obr. 11 Analyzátor AMA 254

Základní části analyzátoru AMA 254:

Tento analyzátor obsahuje dávkovací zařízení s dávkovací lodičkou, která slouží k zavádění vzorku do přístroje.

Vstupní část spalovací trubice slouží pro termický rozklad vzorku pomocí spalovací pece, Druhá část spalovací trubice je vyplněna katalyzátorem, který je vyhříván na konstantní teplotu pomocí katalytické pece.

Amalgamátor slouží k zachycení rtuti z produktu rozkladu vzorku. Zachycená rtuť je pak následně uvolněna ohřevem pomocí vypuzovací pece. Blok vyhřívacích kyvet, jenž jsou vyhřívány na 120 °C pomocí topného elementu, obsahuje dvě sériově uspořádané kyvety. Délka první a druhé kyvety jsou v poměru 10:1.

Zpoždovací nádobka, která je zapojená mezi těmito dvěma kyvetami, je umístěna mimo optickou osu přístroje. Objem zpoždovací nádoby je větší než objem delší měřící kyvety. Nízkotlaká rtuťová výbojka slouží jako zdroj záření. Může být zastíněna clonkou. Interferenční filtr, izolující čáru v oblasti 253,65 nm, je částí detektoru.

Chladicí čerpadlo slouží k urychlení chládnutí amalgamátoru po vypuzení rtuti.

Analogová elektronika obsahuje zdroj pro rtuťovou výbojku, napájecí zdroje pro digitální část a výkonné spínače pro pece a ostatní členy přístroje.

Digitální část mikroprocesoru 8051 obsahuje kromě čističových obvodů také bitový A/D převodník a měřící zesilovače detektoru a činidel.

Sériová komunikace umožňuje propojení s PC.

Celým přístrojem trvale protéká kyslík, jehož průtok je udržován na konstantní hodnotě pomocí regulátoru průtoku.

Základní části optického emisního spektrofotometru s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES, Obr. 12).



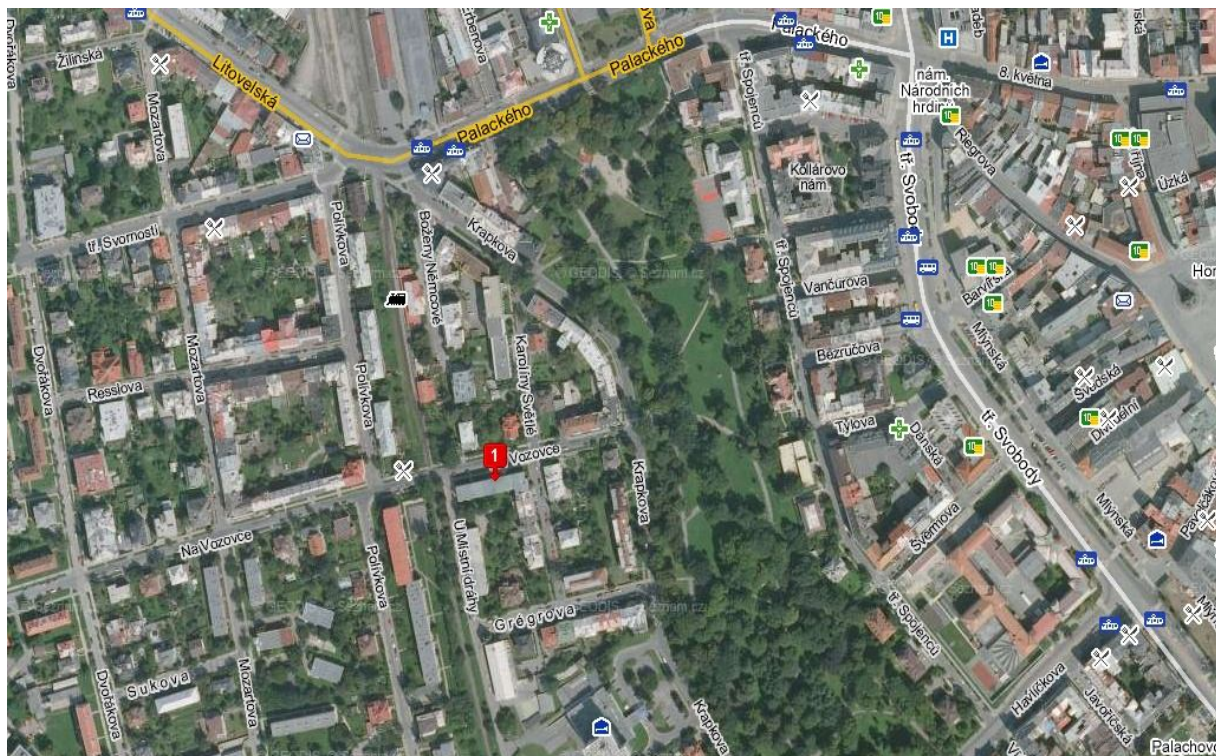
Obr. 12 ICP – OES (spektrofotometr s indukčně vázaným plazmatem)

U tohoto přístroje je nutné, aby vzorek byl převeden v mlhu, která je proudem argonu vedená do hořáku, ve kterém je za pomoci střídavého vysokofrekvenčního magnetického pole udržováno argonové plazma o teplotě 6000 – 10000 K. Za těchto podmínek se rozpouštědlo okamžitě odpaří a tím tak zanikají chemické vazby v molekulách přítomných sloučenin. Energie, která je přítomna v plazmatu, postačí k tomu, aby došlo k excitaci elektronů přítomných atomů do vyšších energetických hladin. Excitovaný stav je nestabilní a vybuzené elektrony se vrací zpět na původní energetické hladiny a přitom emitují světlo o přesně definované vlnové délce, které je určené energetickým rozdílem obou hladin. Toto emitované světlo je poté vedeno na velmi výkonný monochromátor, který vyzářené záření rozdělí podle jejich vlnových délek a fotony tohoto rozděleného světla poté dopadají na velmi citlivý detektor. Ten převede intenzitu dopadajícího záření na elektrický signál. Intenzita signálu odpovídá charakteristické vlnové délce, která vzniká přechodem energetických stavů. Z toho vyplývá, že intenzita signálu odpovídá množství prvku přítomného v analyzovaném vzorku.

U vzorků, které jsou touto metodou měřeny, je důležité, aby byly převedeny do roztoku. Transport analytu probíhá pomocí peristaltické pumpy. Tím se vzorek dostane do zamlžovače a ten jej převede v jemný aerosol. Vzniká mlha je vedena do plazmatového hořáku. Pro vedení do hořáku se obvykle používá třicestné čerpadlo. To v prvním kanále transportuje roztok vzorku, ve druhém roztok inertního standardu a třetí může být použito pro in-line ředění příliš koncentrovaných analytů.

7.2 Odběr a zpracování vzorku

Pro analýzu jsem odebral vzorek dešťové vody a povrchové půdy v zastavěné části v Olomouci Na Vozovce 7 (Obr. 13).



Obr. 13 Fotomapa – Olomouc, Na Vozovce 7 [24]

Ve vzorku vody jsem stanovoval na AMA 254 obsah rtuti a na ICP – OES Cr, Cd a Pb. U půdy jsem provedl analýzu stejných kovů. Po příjmu vzorků v laboratoři dostaly každý z nich průvodní evidenční číslo. Půda se musela nechat týden při pokojové teplotě vyschnout. Vodu jsem musel nejdříve přefiltrovat a zbavit jí tak případných hrubých nečistot a kalu.

Výjimku tvořilo stanovení rtuti na jednoúčelovém atomovém absorpčním spektrofotometru, kde se vzorek vody nepřefiltroval. Jelikož rtuť se může navázat na drobné částičky hlíny ve vodě a případným přefiltrováním by mohlo dojít ke ztrátám.

Obecně platí u rtuti, že čím vyšší manipulace se vzorkem, tím se měření více odchyluje od skutečnosti.

Poté se tedy nepřefiltrovaný vzorek proměřil na AMA 254 a přefiltrovaný na ICP – OES.

Povrchová půda se po týdnu sušení rozdrtila a přesila. Takto upravená se proměřila její absorbance na AMA 254. U použití ICP – OES byla provedena ještě mikrovlnná mineralizace v lučavce královské. To z důvodu toho, abychom z pevného vzorku dostali vše potřebné a aby byl v kapalném skupenství. Takto připravený vzorek byl již vhodný pro stanovení vybraných kovů metodou ICP – OES.

7.3 Vlastní měření

Po všech úpravách vzorku již mohlo dojít k samotnému proměření vlastních vzorků. Jak již jsem uváděl výše, pracoval jsem na analyzátorech AMA 254 a na ICP – OES.

AMA 254:

Dešťová voda:

Do lodičky jsem nepipetoval 200 µl nepřefiltrované vody. Po proměření jsem zjistil, že ve vzorku je koncentrace Hg 0,001267ppm.

Povrchová půda:

Lodičku jsem nejdříve vyvážil a posléze do ní navážil 21, 7 mg vzorku půdy. Posléze jsem lodičku umístil do AMA 254 a zahájil měření. Hmotnost Hg činila 0,209790ppm.

ICP – OES:

Výsledky získané z měření opticky emisního spektrofotometru s indukčně vázaným plazmatem jsou shrnuty v Tab. 1.

Tab. 1 Výsledky z měření opticky emisního spektrofotometru s indukčně vázaným plazmatem

Stanovovaný kov	Chemická značka	Vzorek - voda	Vzorek - půda
Chrom	Cr	4,00 µg/l	39,9 mg/kg suš.
Kadmium	Cd	menší než 0,50 µg/l	0,257 mg/kg suš.
Olovo	Pb	menší než 1,00 µg/l	20,7 mg/kg suš.
Rtuť	Hg	1,3 µg/l	0,210 mg/kg suš.

7.4 Vyhodnocení výsledků a jejich interpretace

Získané výsledky jsem porovnával s kritérii znečištění zemin, podzemních vod a půdního vzduchu dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ze dne 31. července 1996.

Kritéria jsou rozdělena do tří skupin (A, B a C) a stanovena následujícím způsobem:

Kritéria A:

Tato skupina odpovídá přibližně přirozeným obsahům sledovaných látek v přírodě. Překročením kritéria A se posuzuje jako menší znečištění příslušné složky životního prostředí. Výjimku tvoří oblasti s přirozeným vyšším výskytem sledovaných látek. Pokud není překročena kritéria B, pak znečištění není pokládáno za na tolik významné, aby bylo nutné získávat podrobnější údaje či zahájit průzkum nebo znečištění monitorovat.

Kritéria B:

Překročení kritérií B se již posuzuje jako znečištění, které může mít negativní vliv na zdraví člověka a jednotlivé složky životního prostředí. Je třeba shromažďovat další údaje pro posuzování, zda se jedná o významnou ekologickou zátěž a jaká jsou rizika, která z ní vyplývají. Při překročení kritéria B je nutné a žádané se znečištěním dále zabývat a vyhodnocovat rizika plynoucí z tohoto znečištění.

Kritéria C:

Překročením tohoto kritéria představuje již znečištění, které může vést k ohrožení člověka či složek životního prostředí. Závažnost rizika se může potvrdit pouze důkladnou analýzou problému. V závislosti na výsledku analýzy existují doporučené hodnoty cílových parametrů pro asanaci. Tedy mohou být vyšší než jsou uvedená kritéria C. Nejenom výsledky analýzy slouží k rozhodnutí o způsobu nápravy, ale rovněž studie, které zhodnotí technické a ekonomické aspekty navrhovaného řešení.

V Tab. 2 jsou uvedeny hodnoty v jednotlivých kategoriích pro zeminu dle Ministerstva životního prostředí.

Tab. 2 Hodnoty jednotlivých kategorií pro pevný vzorek

Kovy	A mg.kg⁻¹ sušiny	B mg.kg⁻¹ sušiny	C – obyč. mg.kg⁻¹ sušiny	C – rekr. mg.kg⁻¹ sušiny	C – prům. mg.kg⁻¹ sušiny
As	30	65	70	100	140
Ba	600	900	1000	2000	2800
Be	5	15	20	25	30
Cd	0,5	10	20	25	30
Co	25	180	300	350	450
Cr celk.	130	450	500	800	1000
Cr ⁶⁺	2	12	20	25	50
Cu	70	500	600	1000	1500
Hg	0,4	2,5	10	15	20
Mo	0,8	50	100	160	240
Ni	60	180	250	300	500
Pb	80	250	300	500	800
Sb	1	25	40	50	80
Sn	15	200	300	400	600
V	180	340	450	500	550
Zn	150	1500	2500	3000	5000

V Tab. 3 je uvedeno porovnání naměřených hodnot u půdy s hodnotami uvedených v kritériích Ministerstva životního prostředí.

Tab. 3 Porovnání naměřených hodnot u půdního vzorku

Kov	Naměřené hodnoty mg.kg⁻¹ sušiny	Hodnoty kritéria A mg.kg⁻¹ sušiny	Výsledek
Cr	39,9	130	Vyhovuje
Cd	0,257	0,5	Vyhovuje
Pb	20,7	80	Vyhovuje
Hg	0,210	0,4	Vyhovuje

Výsledkem mé práce u půdního vzorku bylo zjištění, že povrchová půda splňuje požadavky Ministerstva životního prostředí a nebyly překročeny žádné hodnoty v oblasti sledovaných kovů. Výskyt těchto kovů přibližně odpovídá jejich přirozenému výskytu.

V Tab. 4 jsou shrnuty hodnoty jednotlivých kategorií pro vodu dle Ministerstva životního prostředí.

Tab. 4 Hodnoty jednotlivých kategorií pro kapalný vzorek

Kovy	A μg.l⁻¹	B μg.l⁻¹	C μg.l⁻¹
Al ³⁺	100	250	400
As	5	50	100
Ba	50	1000	2000
Be	0,2	1	2,5
Cd	1,5	5	20
Co	20	100	200
Cr celk.	3	150	300
Cr ⁶⁺	1	35	75
Cu	20	200	500
Hg	0,1	2	5
Mo	5	180	350

Kovy	A μg.l⁻¹	B μg.l⁻¹	C μg.l⁻¹
Ni	20	100	200
Pb	20	100	200
V	50	150	300
Zn	150	1500	5000

Tab. 5: Porovnání naměřených hodnot u vzorku dešťové vody s hodnotami uvedených v kritériích Ministerstva životního prostředí:

Tab. 5 Porovnání naměřených hodnot u vzorku dešťové vody

Kov	Naměřené hodnoty μg.l⁻¹	Hodnoty kritéria A μg.l⁻¹	Výsledek
Cr	4,00	3	Vyhovuje
Cd	□0,500	1,5	Vyhovuje
Pb	□1,00	20	Vyhovuje
Hg	1,3	0,1	Vyhovuje

U dešťové vody byl výsledek rovněž pozitivní. V mém vzorku se nevyskytovaly žádné odchylky od přirozeného výskytu kovů. U Cd a Pb byly hodnoty natolik nízké, že je přístroj nedokázal ani zachytit. Cr sice překročil hodnotu kritéria A, ale jen velmi málo. Výsledná hodnota u Cr, přibližně odpovídá jeho přirozenému výskytu.

8. ZÁVĚR

Cílem této práce bylo seznámení čtenářů se základní problematikou v oblasti chemie kovů, především s jejich toxicitou a metabolismem, který je spojený s nárůstem toxicity. Rovněž na monitoring výskytu kovů ve složkách životního prostředí.

V dnešní době je monitoring výskytu kovů nepostradatelným faktorem v udržování čistého životního prostředí. Proto jsem svou praktickou část věnoval zjištění obsahu kovů ve vzorcích dešťové vody a půdy v místě bydliště.

Experimentálním měřením jsem zjistil, že ve mnou odebraných vzorcích vody a půdy byly obsahy kovů zanedbatelné. K tomuto závěru jsem dospěl při porovnání získaných dat s legislativně danou normou dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ze dne 31. července 1996. Z uvedeného vyplývá, že v místě bydliště není prostředí znečištěné kovovými kontaminanty. Vzorek půdy jsem odebíral nedaleko pozemní komunikace, kde se daly očekávat zvýšené hodnoty v důsledku výfukových plynů. Avšak ani tato má domněnka nebyla potvrzena.

Při řešení praktické části této bakalářské práce jsem se seznámil s chodem a provozem akreditované laboratoře LITOLAB s.r.o. Rovněž mi bylo poskytnuto přístrojové vybavení, na kterém jsem si mohl sám vyzkoušet jeho obsluhu. Získal jsem řadu cenných zkušeností, které jistě využiji i v budoucím studiu.

Jakožto student učitelské dvojkombinace chemie a biologie, jsem se snažil ve své práci propojit tyto dva obory a podat tak ucelený obraz v dané problematice. Především jsem se zaměřil na toxicitu, biodostupnost, relativní nebezpečnost a v neposlední řadě na již zmiňovaný monitoring kovů.

9. SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1: Struktura živočišné buňky	13
Obr. 2: Struktura buněčné membrány	14
Obr. 3: Místa působení toxické látky v organismu	15
Obr. 4: Schéma clearance prachových částic	18
Obr. 5: Thiobacillus Ferrooxidans	27
Obr. 6: Zbarvení říčního dna	27
Obr. 7: SPECTRO xSORT	30
Obr. 8: SPECTROMAXx	31
Obr. 9: SPECTRO GENESIS	32
Obr. 10: ED-XRF	33
Obr. 11: Analyzátor AMA 254	41
Obr. 12: ICO-OES (Spektrofotometr s indukčně vázaným plazmatem)	42
Obr. 13 : Fotomapa – Olomouc, Na Vozovce 7	44

10. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A INTERNETOVÝCH ZDROJŮ

- [1] *Google* [online]. 2010 [cit. 2011-04-20]. Elektrotechnické materiály. Dostupné z WWW: <http://docs.google.com/viewer?a=v&q=cache:ztld-xwv4O4J:stag.zcu.cz/fel/ket/ETM/Prednasky/Prednaska%252002%2520-%2520ETM.ppt+fyzik%C3%A1ln%C3%AD+vlastnosti+kov%C5%AF&hl=cs&gl=cz&pid=bl&srcid=ADGEESiJknPycQay0W10bh2OPaCz_oINBuoJTEuv1t-EWbr-E9ARlqnOxpkoqv5OfzfkM59VV8fq7iuXH4qBVy2xxY9dKXjfcK70p8GyNmRrBOjA4AEEa3aE1nAKRPRkLi4xZLPgkA6&sig=AHIEtbSq4wo4RJ3WuCCs8SvWwHujqCQRA>.
- [2] *Google* [online]. 2010 [cit. 2010-09-19]. Toxické kovy. Dostupné z WWW: <<http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/Toxickekovy.pdf>>.
- [3] PAVLIŠ, Marek. *Google* [online]. 2005 [cit. 2010-09-19]. Toxické kovy. Dostupné z WWW: <http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/toxikologie_kovu.pdf>.
- [4] DAVID A., John; S. LEVENTHAL, Joel. BIOAVAILABILITY OF METALS. *BIOAVAILABILITY* [online]. 2010, 98, [cit. 2011-04-20]. Dostupný z WWW: <<http://www.unalmed.edu.co/rrodriguez/MODELOS/depositos-ambiente/BioaviabilityOfMetal.pdf>>.
- [5] HOLOUBEK, Ivan. *Google* : *Vybrané typy enviromentálních polutantů* [online]. 2005 [cit. 2010-09-19]. Chemie životního prostředí III. Dostupné z WWW: <<http://recetox.muni.muni.cz>>.
- [6] TICHÝ, Miloň. *Toxikologie pro chemiky : Toxikologie obecná, speciální, analytická a legislativa*. 1. dotisk 2. vydání : Karolinum, Praha 1, Ovocný trh 3, 2004. 119 s. ISBN 80-246-05-X.
- [7] *Struktura živočišné buňky* [online]. 2011 [cit. 2011-04-18]. *Google*. Dostupné z WWW: <http://www.google.cz/imgres?imgurl=http://nd01.jxs.cz/923/833/72de8d298d_31959887_o2.jpg&imgrefurl=http://sagan.blog.cz/0807/puvod-zivota&usg=__oQc4NcOT87Cx5GcR59IkVMWD3jY=&h=428&w=608&sz=55&hl=cs&start=0&zoom=1&tbnid=VL6aJNegCj8SBM:&tbnh=126&tbnw=197&ei=UoGsTemcHMXNswaU6_isBw&prev=/images%3Fq%3Dstruktura%2Bzivocisne%2Bbunky%26hl%3Dcs%26biw%3D1242%26bih%3D533%26gbv%3D2%26tbn%3Disch&itbs=1&iact=rc&dur=446&oei=UoGsTemcHMXNswaU6_isBw&page=1&ndsp=19&ved=1t:429,r:1,s:0&tx=111&ty=58>.

[8] *Ekotox I* [online]. 2010 [cit. 2010-12-07]. Google. Dostupné z WWW: <<http://www.primat.cz/upol-prf/predmety/ekotoxikologie-q10224/ekotox-1-m27093/>>.

[9] BENCO, Vladimír; CIKRT, Miroslav; LENER, Jaroslav. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. 1. vyd. Praha : Grada Publishing, 1995. 288 s. ISBN 80-7169-150-X.

[10] BENCO, Vladimír; CIKRT, Miroslav; LENER, Jaroslav. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. 1. vyd. Praha : Grada Publishing, 1995. Metabolismus kovů, s. 38. ISBN 80-7169-150-X.

[11] NEKVASIL, František. *Toxické kovy*. 1. vyd. Praha : REPRO FETTERLE, 1998. 509 s.

[12] KOMÍNKOVÁ, Dana. *Ekotoxikologie*. Praha : České vysoké učení technické v Praze, 2008. 156 s.

[13] *Google* [online]. 2003 [cit. 2011-03-07]. Formy výskytu nejvýznamnějších kovů ve vodách. Dostupné z WWW: <<http://www.ekosystem.cz/vav/x/11.htm>>.

[14] *Google* [online]. 2010 [cit. 2011-03-07]. Thiobacillus Ferrooxidans. Dostupné z WWW: <http://www.google.cz/imgres?imgurl=http://i.ehow.com/images/a05/ou/m4/thiobacillus-ferrooxidans-growth-200X200.jpg&imgrefurl=http://git-link.com/mikrobiologia-impact-factor%26page%3D4&usg=__EVjuJHIUO1TikR7lGJNuJ9Mp0rk=&h=200&w=200&sz=35&hl=cs&start=0&zoom=1&tbnid=85gHCraw6yKoAM:&tbnh=124&tbnw=121&ei=nemOTdeLAoK2sAPFt6mLCQ&prev=/images%3Fq%3DThiobacillus%2Bferrooxidans.%26hl%3Dcs%26sa%3Dg%26biw%3D1247%26bih%3D533%26gbv%3D2%26tbn%3Disch&itbs=1&iact=hc&vpx=785&vpy=282&dur=700&hovh=160&hovw=160&tx=75&ty=182&oei=VumOTcyOL4m2sAPJkcT5CA&page=1&ndsp=21&ved=1t:429,r:18,s:0>.

[15] *Google* [online]. 2010 [cit. 2011-03-07]. Říční dno . Dostupné z WWW: <http://www.google.cz/imgres?imgurl=http://www.waterminder.com/wp-content/uploads/2007/05/rio_tinto.jpg&imgrefurl=http://www.waterminder.com/2007/05/10/bacterias-para-el-tratamiento-de-drenajes-acidos-de-minas/&usg=__SaHzNXXPGMg5pNdrTDAAdXJ4FCjI=&h=240&w=320&sz=34&hl=cs&start=0&zoom=1&tbnid=bIbUX1EhalGCqM:&tbnh=124&tbnw=161&ei=nemOTdeLAoK2sAPFt6mLCQ&prev=/images%3Fq%3DThiobacillus%2Bferrooxidans.%26hl%3Dcs%26sa%3Dg%26biw%3D1247%26bih%3D533%26gbv%3D2%26tbn%3Disch&itbs=1&iact=rc&dur=41>.

8&oei=VumOTcyOL4m2sAPJkcT5CA&page=1&ndsp=21&ved=1t:429,r:17,s:0&tx=56&ty=70>.

[16] *Google* [online]. 2010 [cit. 2011-03-28]. Používané přístroje. Dostupné z WWW: <<http://www.spectro.com/>>.

[17] LABORATORNÍ PŘÍSTROJE A POSTUPY. *Chem. Listy* 92, 807 - 815 [online]. 1998, 92, [cit. 2011-04-20]. Dostupný z WWW: <<http://www.chemicke-listy.cz/>>.

[18] *Google* [online]. 2010 [cit. 2011-03-28]. SPECTRO xSORT. Dostupné z WWW: <[\[19\] *Google* \[online\]. 2010 \[cit. 2011-03-28\]. SPECTROMAXx. Dostupné z WWW: <\[\\[20\\] *Google* \\[online\\]. 2010 \\[cit. 2011-03-28\\]. SPECTRO GENESIS. Dostupné z WWW: <\\[http://www.google.cz/imgres?imgurl=http://www.spectro.com/pages/appc/_upload/ds_dev/2009_10/SPECTRO_GENESIS1_4c_rgb.jpg&imgrefurl=http://www.spectro.com/pages/e/p06pic.htm&usq=__CsNJSKQtm5zLzFFBoiNh-JN6auw=&h=1535&w=2306&sz=1319&hl=cs&start=0&zoom=1&tbnid=eLq_jXrmZK7Yf\\]\\(http://www.google.cz/imgres?imgurl=http://www.spectro.com/pages/appc/_upload/ds_dev/2009_10/SPECTRO_GENESIS1_4c_rgb.jpg&imgrefurl=http://www.spectro.com/pages/e/p06pic.htm&usq=__CsNJSKQtm5zLzFFBoiNh-JN6auw=&h=1535&w=2306&sz=1319&hl=cs&start=0&zoom=1&tbnid=eLq_jXrmZK7Yf\\)\]\(http://www.google.cz/imgres?imgurl=http://4.bp.blogspot.com/_4Pn_oI6Jbrg/TKxO-AcLFhI/AAAAAAAAAoM/NpU0Yq_MhCA/s1600/5436-SPECTROMAXx-PR.jpg&imgrefurl=http://labnewsnetwork.blogspot.com/2010_10_03_archive.html&usq=__HbGSuyJ1RR7h7SWfZtIIiNoDqsE=&h=1200&w=1600&sz=245&hl=cs&start=0&zoom=1&tbnid=n3fvkurxC2eqcM:&tbnh=129&tbnw=193&ei=BI6QTZzFPMSt8gPfo8CgDw&prev=/images%3Fq%3Dmodel%2BSPECTROMAXx%26hl%3Dcs%26sa%3DG%26biw%3D1247%26bih%3D533%26gbv%3D2%26tbs%3Disch:1&itbs=1&iact=hc&vpx=767&vpy=208&dur=75&hovh=194&hovw=259&tx=151&ty=135&oei=BI6QTZzFPMSt8gPfo8CgDw&page=1&ndsp=18&ved=1t:429,r:10,s:0>.</p></div><div data-bbox=\)](http://www.google.cz/imgres?imgurl=http://lh6.ggpht.com/_9yGN0FIjHVw/ST4n_CAzn-I/AAAAAAAAABY/D0uj4dmzYI8/P1000753.JPG&imgrefurl=http://picasaweb.google.com/lh/photo/fXHagv1moZEH-uI3H2tqtg&usq=__32GjbHKqzJ_HqyH0JAhqICcyug=&h=1600&w=1200&sz=149&hl=cs&start=0&zoom=1&tbnid=0S1yYTozBm2eEM:&tbnh=115&tbnw=86&ei=B4iQTaWeH4zwsGaZlpyCCg&prev=/images%3Fq%3Dmodel%2BSPECTRO%2BxSORT%26hl%3Dcs%26sa%3DG%26biw%3D1247%26bih%3D533%26gbv%3D2%26tbs%3Disch:1&itbs=1&iact=hc&vpx=114&vpy=177&dur=2035&hovh=259&hovw=194&tx=95&ty=132&oei=8oeQTd_HI4ea8QOQ3sGgDw&page=1&ndsp=24&ved=1t:429,r:8,s:0>.</p></div><div data-bbox=)

M:&tbnh=131&tbnw=185&ei=q5KQTer4MYeV8QOXl8SgDw&prev=/images%3Fq%3Dmodel%2BSPECTRO%2BGENESIS%26hl%3Dcs%26biw%3D1247%26bih%3D533%26gbv%3D2%26tbs%3Disch:1&itbs=1&iact=hc&vpx=122&vpy=81&dur=279&hovh=183&hovw=275&tx=175&ty=126&oei=q5KQTer4MYeV8QOXl8SgDw&page=1&ndsp=18&ved=1t:429,r:0,s:0>.

[21] *Google* [online]. 2010 [cit. 2011-04-24]. ED-XRF. Dostupné z WWW: <http://www.google.cz/imgres?imgurl=http://img.directindustry.com/images_di/photo-g/energy-dispersive-x-ray-fluorescence-edxrf-spectrometer-413834.jpg&imgrefurl=http://www.directindustry.com/prod/grabner-instruments/energy-dispersive-x-ray-fluorescence-edxrf-spectrometers-25243-413834.html&usq=__35be61JH3iZsQGJSTwwaEloVDz4=&h=507&w=595&sz=39&hl=cs&start=0&zoom=1&tbnid=6M_OB4dXpEgE1M:&tbnh=120&tbnw=141&ei=jX63TYm5F5GhOrKjpIsP&prev=/search%3Fq%3DED-XRF%26um%3D1%26hl%3Dcs%26biw%3D1280%26bih%3D551%26tbm%3Disch&um=1&itbs=1&iact=hc&vpx=437&vpy=106&dur=3898&hovh=207&hovw=243&tx=112&ty=135&page=1&ndsp=21&ved=1t:429,r:2,s:0>.

[22] *Google* [online]. 2010 [cit. 2011-04-03]. Dekontaminační technologie. Dostupné z WWW: <<http://www.vscht.cz/uchop/CDmartin/2-trideni/trideni.html>>.

[23] KADUKOVÁ, Jana; VIRČÍKOVÁ, Edita. *Minerálne biotechnológie III : Biosorpcia kovov z roztokov*. Ostrava : VŠB-Technická univerzita Ostrava, 2003. 91 s. ISBN 80-284-0244-9.

[24] *Mapy.cz* [online]. 2011 [cit. 2011-04-24]. Olomouc, Na Vozovce 7. Dostupné z WWW: <http://www.mapy.cz/#mm=TtTcFP@sa=s@st=s@ssq=Olomouc%20na%20vozovce%207@sss=1@ssp=139085408_134588424_139099872_134599088@x=139581760@y=134274080@z=15>

11. ÚDAJE O BAKALÁŘSKÉ PRÁCI

Příjmení a jméno autora: Novák Lukáš

Instituce: Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci

Název práce: Toxicita, biodostupnost a relativní nebezpečnost kovů

Školitel: RNDr. Josef Husárek

Anotace:

V této bakalářské práci jsem řešil problematiku toxicity, biodostupnosti a relativní nebezpečnosti kovů. Jakožto student učitelské kombinace chemie a biologie jsem se snažil podat ucelený obraz v dané problematice. Zaměřil jsem se především na základní poznatky z obecné charakteristiky chemie kovů a na jejich metabolismus spojený s nárůstem toxicity. V práci se rovněž věnuji příčinám toxicity a interakci toxické látky s organismem. V neposlední řadě se zabývám monitoringem výskytu kovů v životním prostředí.

Práce je rozdělena na část teoretickou, která seznamuje čtenáře se základními fakty a poznatky a na část experimentální, v níž jsem provedl proměření mnou odebraného vzorku dešťové vody a půdy. Výsledná data jsem porovnal s normami danými vyhláškou dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ze dne 31. července 1996 a zjistil, že vzorky obsahovaly zanedbatelné hodnoty sledovaných kovů.

V rámci své práce jsem se seznámil s provozem a chodem akreditované laboratoře a s používanými přístroji.

Klíčová slova: kovy, toxicita, biodostupnost, monitoring, esencialita, biomethylace

Počet stran: 59

Počet příloh: 2

Jazyk práce: cz

Author: Novák Lukáš

Institute: Faculty of Science Palacký University in Olomouc

Theme: Toxicity, Bioavailability and Relative Hazard of Metals

Supervisor: RNDr. Josef Husárek

Annotation:

This bachelor's thesis deals with toxicity, bioavailability and relative metal dangerousness. As a student of teacher's combination of chemistry and biology I tried to present the comprehensive overview of this matter. I have focused particularly on basic facts of the general metal chemistry and their metabolism conjunct to the toxicity increase. The thesis deals with toxicity origin and its interaction with an organism. Last, but not least, I considered monitoring of metal presence in environment.

The thesis is divided into theoretical part, which introduces basic facts and findings, and empirical part, in which I have analysed rainwater and soil samples. I have compared ascertained data with the standards prescribed by a decree according to the methodical instruction of Ministry of Environment dated 31 July 1966 and I have found out that analysed samples contained inconsiderable selected metal presence.

Within empirical researching I have got to know the operation and functioning of accredited laboratory and used equipment.

Key words: metals, toxicity, bioavailability, monitoring, essentiality, biomethylation

Pages: 59

Appendices: 2

Language: written in Czech

11. PŘÍLOHY

Protokol o analýze vzorku č. 1:

	ZKUŠEBNÍ LABORATOŘ AKREDITOVANÁ ČESKÝM INSTITUTEM PRO AKREDITACI, O.P.S.	 I. 1255	 I. 1255
---	--	--	--

PROTOKOL O ANALÝZE VZORKU č. 83/ODP

Zákazník: LITOLAB, spol. s r.o. Chudobín č.p. 83 783 21 CHUDOBÍN	IČO: 49608568
Matrice: Půda Druh vzorku: Půda - ostatní Způsob odběru: Prostý vzorek Vzorkoval: Zákazník	Datum odběru: 17.03.11 Čas odběru: 19:00 Datum přijetí: 18.03.11 Datum zpracování: 18.03.11 - 25.03.11
Identifikace vzorku: Olomouc, Na Vozovce 7, zemina u cesty	
Postup vzorkování: Odběr vzorku nebyl proveden pracovníkem laboratoře	Analýza č.: 129 H

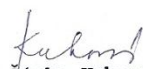
Rozbor vzorku půdy po rozkladu lučavkou královskou						
PARAMETR	SYMBOL	VÝSLEDEK	JEDNOTKA	SOP	METODA	NEJ.
Chrom	Cr	39.9	mg/kg suš.	21	ICP OES	14 %
Kadmium	Cd	0.257	mg/kg suš.	21	ICP OES	21 %
Olovo	Pb	20.7	mg/kg suš.	21	ICP OES	22 %
Rtuť	Hg	0.210	mg/kg suš.	22	ČSN 75 7440	25 %

Nejistota stanovení: Ve sloupci "NEJ." jsou uvedeny rozšířené nejistoty jednotlivých stanovení jako součin směrodatné odchylky opakovatelnosti a koeficientu rozšíření ($k=2$), což pro normální rozdělení odpovídá pravděpodobnosti pokrytí 95%. Uvedené nejistoty nezahrnují nejistotu vzorkování.

Prohlášení: Výsledky analýz se vztahují pouze na zkoušený vzorek. Bez písemného souhlasu zkušební laboratoře nesmí být protokol reprodukován jinak než celý. Číslo akreditované zkoušky je uvedeno ve sloupci "SOP". Stanovení označená "*" nejsou akreditovaná, "s" jsou provedena u subdodavatele. Zkoušky označené (PV) ve sloupci "METODA" byly provedeny na pracovišti Prostějov-areál ACHP, 798 12 Kralice n/H.

Schválení:

Zpracoval a schválil:


RNDr. Šárka Kubová
zástupce vedoucího laboratoře



Datum vystavení protokolu: 25.03.11	Číslo protokolu: 83/ODP	Strana: 1/1
--	--------------------------------	--------------------

LITOLAB, spol. s r.o., Chudobín - č.p. 83, PSC: 783 21, Česká republika, tel.: 585 377 001-2, fax: 585 377 003, e-mail: laborator@litolab.cz
ZÁPIS DO OBCHODNÍHO REJSTŘÍKU: Krajský obchodní soud v Ostravě, oddíl C, vložka 11160. DIČ: CZ49608568, IČO: 49 60 85 68



PROTOKOL O ANALÝZE VZORKU

Protokol číslo: 998/VOD

Zákazník: LITOLAB, spol. s r.o. Chudobín č.p. 83 783 21 CHUDOBIÍN		IČO: 49608568
Matrice: Voda	Datum odběru: 17.03.11 -	
Druh vzorku: Voda povrchová	Čas odběru: 19:30	
Způsob odběru: Prostý vzorek	Datum přijetí: 18.03.11	
Vzorkoval: Zákazník	Datum zpracování: 18.03.11 - 25.03.11	
Identifikace vzorku: Olomouc, Na Vozovce 7, dešťová voda (Místo odběru)		
Postup vzorkování: Odběr vzorku nebyl proveden pracovníkem laboratoře		Analýza č: 1225 V

Stanovení vybraných ukazatelů ve vzorku povrchové vody

Fyzikální, chemické a organoleptické ukazatele:

PARAMETR	SYMBOL	VÝSLEDEK	JEDNOTKA	SOE	METODA	NEJ.
Chrom celkový	Cr	4.00	µg/l	21	ČSN EN ISO 11885	13 %
Kadmium	Cd	<0.500	µg/l	53	ČSN EN ISO 5961	
Olovo	Pb	<1.00	µg/l	53	ČSN EN ISO 5961	
Rtuť	Hg	1.3	µg/l	22	ČSN 75 7440	

Nejistota stanovení: Ve sloupci "NEJ." jsou uvedeny rozšířené nejistoty jednotlivých stanovení jako součin směrodatné odchylky opakovatelnosti a koeficientu rozšíření (k=2), což pro normální rozdělení odpovídá pravděpodobnosti pokrytí 95%. Uvedené nejistoty nezahrnují nejistotu vzorkování.

Prohlášení: Výsledky analýz se vztahují pouze na zkoušený vzorek. Bez písemného souhlasu zkušební laboratoře nesmí být protokol reprodukován jinak než celý. Číslo akreditované zkoušky je uvedeno ve sloupci "SOP". Stanovení označená "*" nejsou akreditovaná, "s" jsou provedena u subdávatele. Zkoušky označené (PV) ve sloupci "METODA" byly provedeny na pracovišti Prostějov-areál ACHP, 798 12 Kralice n/H..

Schválení:



Zpracoval a schválil:
Sárka Kubová
RNDr. Šárka Kubová
zástupce vedoucího laboratoře

Datum vystavení protokolu: 25.03.11	Číslo protokolu: 998/VOD	Strana: 1/1
--	---------------------------------	--------------------

LITOLAB, spol. s r.o., Chudobín - č.p. 83, PSČ: 783 21, Česká republika, tel.: 585 377 001-2, fax: 585 377 003, e-mail: laborator@litolab.cz
ZÁPIS DO OBCHODNÍHO REJSTŘÍKU: Krajský obchodní soud v Ostravě, oddíl C, vložka 11160. DIČ: CZ49608568, IČO: 49 60 85 68