

**Univerzita Karlova v Praze**

**Přírodovědecká fakulta**

**Ústav pro životní prostředí**

Studijní program: **Ekologie a ochrana prostředí**

Studijní obor: **Ochrana životního prostředí**



**Vliv městského odvodnění na obsah těžkých kovů ve vodních ekosystémech**

**Impact of urban drainage on heavy metal concentration in aquatic ecosystems**

Diplomová práce

Vypracovala: **Bc. Marie Darmovzalová**

Vedoucí diplomové práce: **Doc. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.**

Interní konzultant: **Ing. Libuše Benešová CSc.**

Praha, srpen 2011

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Předložená závěrečná práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 16.8.2011

Podpis:

**Poděkování:**

Na tomto místě bych chtěla poděkovat především paní Doc. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za odborné rady a připomínky, trpělivý a vstřícný přístup a čas, který mi při tvorbě této práce věnovala.

Mé poděkování patří také rodině a přátelům, kteří mě podporovali a pomáhali mi během celého studia.

## **Abstrakt:**

Městské toky jsou ovlivněny řadou lidských aktivit. Diplomová práce se zabývá vlivem dešťové kanalizace na obsah toxických kovů v drobném pražském toku. Sledovanou lokalitou je Zátíšský potok, který se nachází v Praze–Hodkovičkách a ústí z pravé strany do Vltavy. Tok je 3080 m dlouhý a má přirozený průtok u ústí 1,9 m<sup>3</sup>/s. Do Zátíšského potoka je přivedeno 7 zaústění dešťové kanalizace a jsou na něm vybudované 3 dešťové usazovací nádrže.

Tok byl sledován od dubna 2009 do června 2010, za tuto dobu bylo uskutečněno 6 odběrů. Monitorováno bylo 7 odběrových míst, která byla zvolena tak, aby bylo možné sledovat vliv zaústění dešťových kanalizací, tzn. nad a pod zaústěním dešťové kanalizace a dešťových usazovacích nádrží. Vliv dešťové kanalizace na obsah toxických kovů v ekosystému vodního toku, byl posouzen na základě odběru a analýzy vzorků vody, sedimentu, bentických organismů a nárostů. Vzorky sedimentu a vodních organismů byly ještě před analýzou vysušeny lyofilizací a rozloženy v mikrovlnné peci v kyselině dusičné s přídavkem peroxidu vodíku. Obsah kovů byl posléze stanovován atomovou absorpční spektrometrií pomocí přístroje Solaar S. Celkem bylo sledováno 9 kovů – kadmium, olovo, nikl, chrom, měď, zinek, hliník, mangan a železo.

Výsledky práce ukazují, že nejvýraznější překročení norem environmentální kvality se objevovalo u mědi, a to jak ve vodě, tak i sedimentu. U ostatních kovů se koncentrace většinou pohybovaly pod normami. Mezi nejvýznamnější zdroje mědi patří pravděpodobně algicidní přípravky, které byly aplikovány na místním koupališti. Dalším možným zdrojem by mohly být měděné části střech a okapy místních budov, odkud je dešťová voda sváděna kanalizací do Zátíšského potoka.

**Klíčová slova:** dešťová kanalizace, drobný vodní tok, toxické kovy, sediment, voda, bentické organismy, nárosty

**Abstract:**

Urban streams are influenced by number of human activities. Diploma thesis discusses the impact of urban drainage (specifically storm water drains) on toxic metal concentrations, of, in one of Prague's minor creeks – Zátíšský Creek. Zátíšský Creek flows from the right side to the Vltava River. The creek is 3080 m long with a natural flow 1.9 m<sup>3</sup>/s. The creek is affected by seven storm water drains and three rain settling tanks.

The creek was monitored from April 2009 to June 2010 during this period six sampling campaign was conducted. The samples were collected from seven remote sampling points, located both upstream and downstream from the storm water drains and rain settling tanks. The impact of storm water drains was assessed based on monitoring of toxic metals content in different parts of the aquatic environments, samples of water, sediment and aquatic biota (benthic organisms and attached algae) were collected and analyzed. The sediment samples and organisms were dried by lyophilisation (freeze dry), and digested in a microwave oven using a solution of nitric acid and hydrogen peroxide. Metal concentrations were determined by Atomic Absorption Spectrometry utilizing instrument Solaar S. Overall nine metals were identified: cadmium, lead, nickel, chromium, copper, zinc, aluminum, manganese and iron.

In both water and sediment testing, the results show that the most significant pollutant discovered was caused by copper. Other metal concentrations were found mostly within the Environmental quality standards. The most likely sources of copper pollution are algicide applied in the open air pool of Zátíšský Creek. The other source can be local buildings featuring copper guttering which feed the storm water drains that then empty into Zátíšský Creek.

**Key Words:** Urban Drainage, Urban creek, Toxic Metals, Sediment, Water, Benthic Organisms, Periphyton

# Obsah

Obsah .....	1
1. Úvod .....	3
2. Cíle práce .....	4
3. Literární přehled .....	5
3.1 Vliv urbanizace na vodní ekosystém.....	5
3.2 Kovy v akvatických ekosystémech .....	6
3.2.1 Zdroje kovů .....	7
3.2.2 Význam kovů v živých organismech .....	7
3.2.3 Výskyt kovů ve vodních ekosystémech.....	9
3.2.4 Procesy ovlivňující chování kovů ve vodě .....	12
3.3 Charakteristika kovů .....	15
3.3.1 Kadmium .....	15
3.3.2 Olovo .....	19
3.3.3 Nikl .....	22
3.3.4 Chrom .....	23
3.3.5 Měď.....	25
3.3.6 Zinek .....	28
3.3.7 Hliník .....	30
3.3.8 Mangan .....	32
3.3.9 Železo.....	34
4. Metodika.....	36
4.1 Popis lokality.....	36
4.1.1 Geologické poměry v povodí.....	37
4.2 Odběr a uchování vzorků .....	38
4.3 Zpracování vzorků .....	39
4.4 Analýza vzorků .....	40
4.4.1 Plamenná atomizace .....	40
4.4.2 Elektrotermická atomizace .....	40
4.5 Stanovení ztráty žháním.....	41

4.6	Stanovení základních ukazatelů fyzikálně chemické kvality vody.....	41
4.7	Zpracování dat.....	42
4.8	Hodnocení kvality vody a sedimentu.....	42
5.	Výsledky.....	44
5.1	Voda.....	44
5.1.1	Kvalita vody dle základních fyzikálně chemických ukazatelů.....	44
5.1.2	Koncentrace kovů ve vodě.....	45
5.2	Sediment.....	53
5.2.1	Charakter sedimentu.....	53
5.2.2	Koncentrace kovů v sedimentu.....	55
5.3	Organismy.....	61
5.4	Korelace.....	68
6.	Diskuze.....	70
7.	Závěr.....	76
8.	Použitá literatura.....	78
9.	Přílohy.....	82
9.1	Koncentrace kovů ve vodě.....	82
9.2	Koncentrace kovů v sedimentu.....	85

# 1. Úvod

Lidská civilizace byla odedávna ovlivňována menšími či většími vodními toky. Dávaly jim vodu, dostatek potravy a využívaly je také k dopravě. Postupem času přestaly být vodní toky hlavním určujícím faktorem pro vznik sídla nebo osady a člověk se je naučil částečně měnit, přizpůsobovat a upravovat podle své potřeby.

S rozvojem měst docházelo a stále dochází k velkým změnám ve vodních tocích. Tok sloužil a stále často slouží k odvádění odpadních vod a často do něj byly a jsou vyhazovány předměty, kterých se lidé chtějí zbavit. Tímto způsobem narůstá znečištění, které s sebou přináší řadu nepříznivých dopadů. Mezi negativní změny patří např. obtížnější upravitelnost znečištěné vody na vodu pitnou; znečištěnou vodu nelze využívat na zavlažování ani jako zdroj vody pro hospodářská zvířata; konzumace organismů žijících v znečištěném vodním prostředí může vyvolat vážné poškození lidského zdraví.

Mezi nejvíce ohrožené vodní toky, patří ty, které protékají městy a sídelními celky obecně. Tyto toky jsou často ovlivněny splachem z okolních nepropustných ploch, vypouštěním odpadních vod, zaústěním kanalizace a ČOV. Vedle faktorů, které ovlivňují kvalitu vody v tocích, jsou v urbanizovaných oblastech důležité i faktory, které ovlivňují množství vody v toku (čerpání vody z toků, přerušení spojení mezi povrchovou a podzemní vodou jako důsledek zpevnování ploch v povodí, přehrazení toků, atd.) tyto jevy pak mají za následek řadu změn, např. změny velikosti průtoků (pokles minimálních průtoků v létě a na straně druhé zvýšení maximálních průtoků během dešťových událostí), změna kvality vody nebo narušení koryta.

Pro zlepšení současného stavu je nutný kvalitní výzkum, který odhalí, faktory podílející se na zhoršení ekologického stavu toku a následně navrhne vhodná nápravná opatření.



## **2. Cíle práce**

Cílem diplomové práce je zjistit vliv dešťové kanalizace na obsah těžkých kovů v ekosystému drobného urbanizovaného toku.

Zatížení vodního ekosystému bylo sledováno na dvou úrovních, akutní zatížení bylo vyhodnoceno, dle obsahu kovů ve vodě, dlouhodobé zatížení dle obsahu kovů v sedimentech a biomase vodních organismů. Zájmovým územím je Zátíšský potok, který protéká katastry Praha-Hodkovičky a Praha-Lhotka, a do něhož je svedeno 7 zaústění dešťové kanalizace.

## 3. Literární přehled

### 3.1 Vliv urbanizace na vodní ekosystém

Vlivem antropogenní činnosti dochází v urbanizovaných oblastech k typickým změnám toků i jejich povodí. Celý tento soubor jevů, který vede k ekologické degradaci, se nazývá syndrom urbanizovaných toků (Walsh a kol., 2005; Komínková, 2006).

Příznaky syndromu urbanizovaných toků jsou různé a nemusí se v různých městech vyskytovat všechny, nebo se od sebe mohou v některých případech lišit. Obvykle se degradace urbanizovaných toků projevuje změnami v hydrologických podmínkách toku, morfologii koryta, v chemickém složení vody, a změnami v početnosti a strukturách společenstev vodních organismů (Walsh a kol., 2005; Komínková, 2006).

Změny hydrologických podmínek v toku úzce souvisí se zvyšujícím se podílem nepropustných ploch v povodí. Voda z těchto ploch se nevsakuje, jak je tomu v přirozených tocích, ale dostává se do toku zaústěním kanalizace. To má za následek, že se velké objemy vody dostávají velmi rychle do toku a nedochází k doplňování podzemních vod. S tím souvisí i zvyšování četnosti povodňových průtoků a zvyšování maximálních průtoků. Navíc i malá dešťová událost způsobí velmi rychlé a strmé zvýšení průtoků, což vede k tomu, že se nežádoucí vysoké průtoky vyskytují daleko častěji (Walsh a kol., 2005; Komínková, 2006).

Velké změny jsou pozorovány také v morfologii koryt městských toků. Mnoho toků má zpevněné koryto nebo je zatrubněno. Často dochází během vývoje města k napřímení koryta, což zvyšuje rychlost proudění vody a vede k erozi. Vlivem eroze a vysokých průtoků pak může být narušena stabilita koryta, které je vymíláno. Zároveň se zvyšuje šířka toku a hloubka tůní. Lidskými zásahy navíc dochází k fragmentaci toků vlivem jezů nebo nádrží. Změny v hydrologických a odtokových poměrech ovlivňují sedimentaci a tím roztřídění pevného materiálu dnového sedimentu (Walsh a kol., 2005; Komínková, 2006).

Asi nikoho nepřekvapí, že se v městských oblastech nachází celá řada zdrojů znečištění, jako např. průmysl, doprava nebo skládky odpadů. Typickými změnami v kvalitě vody je zvyšování koncentrací toxických látek a zvyšování množství živin dusíku a fosforu. Splach a kanalizace s sebou obvykle přináší suspendované látky, které vážou řadu organických i anorganických polutantů. V těchto oblastech bylo pozorováno také

zvýšení teploty vody, např. v důsledku chybějící vegetace v okolí břehů, což má za následek snížení rozpustnosti kyslíku (Walsh a kol., 2005; Komínková, 2006).

Všechny výše jmenované změny značně ovlivňují biologické oživení toků. Zvýšení množství živin a toxických látek podporuje rozvoj tolerantních druhů a naopak citlivé druhy bývají vyhubeny. Tyto změny se týkají nejen nižších rostlin, ale také bentických organismů ryb a obojživelníků. V silně degradovaných tocích typicky žijí tolerantní řasy a rozsivky, a mezi nejrozšířenější druhy zoobentosu patří zástupci *Tubicidae*, *Lumbriculidae* a *Chironomidae*. V případě ryb a obojživelníků dochází k výraznému snížení diverzity až vyhubení a návrat těchto organismů pak ztěžuje fragmentace toků.

Tekoucí vody jsou složité ekosystémy, jejichž složky jsou navzájem propojeny a ovlivňují se. Mezi těmito složkami je možno pozorovat vzájemné synergické působení a nestabilizující vliv. Asi největším problémem, který se odvíjí od všech probíhajících změn, je snížení funkce říčního ekosystému, a tedy snížení samočisticích schopností toků (Walsh a kol., 2005; Komínková, 2006).

Mezi dlouhodobě přetrvávajícími problémy vedoucími k degradaci vodních toků a snížení jejich ekologické funkce je znečištění vodních toků těžkými kovy, které nejen, že se hromadí v sedimentech dna (představují zde tzv. časovanou bombu), ale mohou vstupovat i do vodních organismů, kde představují značné ekotoxikologické riziko nejen pro organismus samotný, ale i pro celý potravní řetězec.

### **3.2 Kovy v akvatických ekosystémech**

V akvatických ekosystémech existují čtyři abiotické reservoáry kovů, kterými jsou suspendovaný materiál, sediment, povrchová voda a pórová voda. Tyto složky se navzájem ovlivňují a interagují i s podzemní vodou, půdou a organismy břehů a okolí (Salomons a Förstner, 1984).

Množství kovů v těchto složkách závisí na imobilizačních a remobilizačních procesech, které ve vodním prostředí neustále probíhají. Většina těchto procesů je zvrtná, a proto se na odstraňování škodlivin podílejí jen na omezenou dobu. Tyto procesy lze rozdělit do dvou základních skupin. Tzv. imobilizační procesy snižují rozpustnost a tím i dostupnost kovů ve vodě, kdežto remobilizační procesy naopak mění látky na více rozpustné. Tyto procesy jsou ovlivňovány složitými rovnováhami, které jsou určovány

pH, oxidačně-redukčním potenciálem, rozpustností přítomných sloučenin a koncentrací plynů (Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Lellák a Kubíček, 1991; Mrňa, 1991; Svobodová a kol., 1996; Koplík a kol., 1997; Borovec 2000; Nordberg a kol., 2007).

### **3.2.1 Zdroje kovů**

Kovy se do vody dostávají jak z přirozených, tak z antropogenních zdrojů. Mezi přirozené zdroje patří především zvětrávání hornin, vulkanické erupce a lesní požáry. Přirozeně zvýšené pozadí se vyskytuje v oblastech rudných nalezišť. Povrchové vody mohou být také kontaminovány odpadními vodami z mnoha odvětví lidské činnosti. Mezi největší znečišťovatele patří těžba, hutní průmysl, povrchová úprava kovů, fotografický, polygrafický, textilní, kožedělný a chemický průmysl. Do vod se kovy také dostávají z atmosféry, do které bývají emitovány spalováním fosilních paliv a odpadů. Významným zdrojem jsou také výluhy ze skládek a hlušiny a splach z polí, na kterých se používají pesticidy nebo hnojiva s obsahem kovů. Sloučeniny mědi se využívají v povrchových vodách jako algicidní přípravky (Förstner a Müller, 1974; Reichert a De Haar, 1982; Salomons a Förstner, 1984; Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Cibulka a kol., 1991; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Svobodová a kol., 1996; Nordberg a kol., 2007).

Také v urbanizovaných oblastech se vyskytují specifické zdroje znečištění. V řadě měst je výrazným zdrojem celé řady kovů doprava. Např. kadmium, měď a zinek mohou pocházet z otěru pneumatik a brzd. Do benzínu se v minulosti přidávalo olovo a mazací oleje obsahují sloučeniny kadmia. Dalšími zdroji jsou kovové předměty, které jsou v kontaktu s dešťovými vodami, výrobky pro domácnost nebo papír, při jehož výrobě se používají chemikálie obsahující chrom (Laws, 1993; Komínková, 2006; Wong a kol., 2006; Nordberg a kol., 2007).

### **3.2.2 Význam kovů v živých organismech**

Kovy lze dělit do dvou základních skupin. Na esenciální kovy, které jsou důležité pro správné fungování organismu, a neesenciální kovy, které pravděpodobně nejsou potřeba

v žádné koncentraci (Pitter, 1990; Cibulka a kol., 1991; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Bencko a kol. (1995) rozdělují stopové prvky do čtyř skupin. První skupinou jsou esenciální kovy, které jsou součástí enzymů, např. železo, měď, zinek, mangan, kobalt, chrom a cín. Další skupinou jsou kovy pravděpodobně esenciální, u kterých zatím není zcela dokázáno, že jsou esenciální, např. nikl, arsen, kadmium a stroncium. Neesenciální kovy se sice pravidelně vyskytují v různých koncentracích v tkáních vyšších živočichů, ale nebyla zatím dostatečně potvrzena jejich esenciálnost, např. hliník, stříbro, olovo a titan. Poslední kategorií jsou toxické prvky, pro které je typické toxické působení už při nízkých dávkách, např. arsen, kadmium, rtuť a olovo.

Kovy mohou vyvolávat řadu negativních vlivů na organismus. Narušují mnoho procesů jako je např. činnost enzymů, metabolické cykly nebo propustnost membrány buněk. Kovy mají tendenci vázat se na thiolové skupiny nebo aminoskupiny enzymů a proteinů, čímž katalyzují rozklad některých koenzymů a narušují jejich správnou funkci. Mají také schopnost vázat se na DNA a narušovat její replikaci. Některé kovy jsou prokázány jako karcinogeny a teratogeny, např. Cd, Cr a Ni. Tyto negativní vlivy mohou ve vodních ekosystémech narušovat vývoj a přežívání organismů, jehož důsledkem je i snížení samočisticí schopnosti vody (Pitter, 1990; Cibulka a kol., 1991; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Většina kovů jsou kumulační jedy. Přestože jsou organismy vybaveny mechanismy na jejich vylučování, kumulují se u vyšších zvířat především v játrech, ledvinách, mozku a plicích. Kovy mají schopnost kumulovat se i v sedimentu a odtud přecházet do potravních řetězců. (Pitter, 1990; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007; Komínková a kol., 2006).

Formy, ve kterých se kovy vyskytují, výrazně ovlivňují toxicitu pro lidi i vodní organismy. Nejtoxičtěji obvykle působí volný iont, kdežto organické nebo anorganické komplexní sloučeniny bývají méně škodlivé. Nerozpustné a komplexní sloučeniny přímo do organismů nepřecházejí. Jejich nebezpečí spočívá v tom, že se mohou při změně hydrochemických podmínek uvolňovat, rozpouštět nebo měnit na toxičtější látky. Účinky jsou do značné míry ovlivňovány oxidačním číslem, např.  $\text{Cr}^{6+}$  je výrazně toxičtější než  $\text{Cr}^{3+}$  (Salomons a Förstner, 1984; Pitter, 1990; Ďurža, 2003).

Toxicita také souvisí s reaktivitou. Kovy, které jsou reaktivní, se vyznačují i vyšší toxicitou. Podle stability sulfátů a chalcidů jednotlivých kovů a elektronegativity je možné kovy sestavit do řady, kde nejtoxičtější kovy jsou na začátku řady:

Hg>Cu>Pb>Cd> Zn>Mn. Pro odhadnutí rizika, které mohou kovy způsobit, je nutné znát nejen formu výskytu kovu, ale teplotu, pH a celkové chemické složení vody (Pitter, 1990).

Pro posuzování účinku kovu na organismus není důležitá jen celková koncentrace kovů, ale i tzv. biodostupný podíl. To je ta část koncentrace kovů, kterou může organismus do sebe přijmout. Ve vodním prostředí a sedimentu probíhá řada dějů, např. adsorpce a srážení, které snižují dostupnou část (Salomons a Förstner, 1984; Komínková a kol., 2010).

Stejná koncentrace kovů může u některých organismů způsobit výrazně negativní účinky, přičemž u jiných organismů se ještě žádný efekt projevit nemusí. Zranitelnost bioty záleží na celé řadě faktorů, jako např. vegetační cyklus a stádium vývoje, zdravotní stav, složení vody a klimatické faktory (Salomons a Förstner, 1984; Mrňa, 1991).

Kovy málokdy působí ve vodním prostředí samostatně, ale často se vyskytují ve směsích. Některé mají schopnost zesilovat svůj účinek, neboli působí synergicky, např. směsi kadmia a zinku nebo zinku a niklu, u jiných se naopak projevuje antagonistický efekt, tedy působí ve směsi méně toxicky (Pitter, 1990; Kafka a Punčochářová, 2002).

### **3.2.3 Výskyt kovů ve vodních ekosystémech**

#### **3.2.3.1 Výskyt kovů ve vodě**

Složení povrchových vod je ovlivněno především geologickými parametry, jako je geologické složení podloží a dnových sedimentů. Hliník, železo a chrom patří ke kovům, jejichž koncentrace pocházející ze zvětrávání hornin se na různých lokalitách příliš nemění. Naopak obsah mědi, niklu, olova a zinku se liší nejvíce. Na obsah rozpuštěných i nerozpuštěných látek ve vodě působí hydrologicko-klimatické poměry, např. množství a složení srážek, teplota, průtok nebo roční doba. Důležitou roli hrají také typy půd, využití okolní krajiny nebo zalesnění. Významným zdrojem znečištění vodních ekosystémů je antropogenní činnost, např. vypouštění odpadních vod, povrchový splach ze zemědělské půdy a z nepropustných ploch v urbanizovaných oblastech (Salomons a Förstner, 1984; Pitter, 1990; Matschullat a kol., 1994).

Kovy ve vodě se vyskytují ve formě jednoduchých kationtů, aniontů a organických nebo anorganických sloučenin. Při neutrálním pH jsou většinou adsorbovány na pevné částice nebo asimilovány organismy. Ve většině případů pouze v kyselých vodách převažují jako rozpuštěné ionty. Mezi kovy, které se velmi snadno kumulují v sedimentu patří především olovo, nikl, měď, hliník a trojmocný chrom. Naopak šestimocný chrom je typický velkou rozpustností, a proto se vyskytuje převážně ve vodné fázi (Pitter, 1990; Cibulka a kol., 1991; Laws, 1993).

### **3.2.3.2 Výskyt kovů v sedimentech**

Řada těžkých kovů má schopnost kumulovat se v sedimentu, odkud se mohou při změně podmínek remobilizovat. Díky schopnosti zachycovat znečišťující látky je sediment hlavní zásobárnou kovů ve vodním ekosystému a dobrým indikátorem zatížení. Výhodou sedimentu jako indikátoru je to, že z něj lze zjistit dlouhodobé znečištění ekosystému (Förstner a Müller, 1974; Salomons a Förstner, 1984; Cibulka a kol., 1991; Matschullat a kol., 1994; Svobodová a kol., 1996).

Vlastnosti sedimentu ovlivňuje velikost jeho částic. Jemný sediment bývá složen z jílových nerostů, křemene, karbonátů a živců. Často je jeho významnou součástí organický materiál, který je schopný vázat značné množství kovů. Jemnozrnné částice nesou náboj, který napomáhá sorpci látek. Hrubozrnné sedimenty tvoří převážně křemenné částice s příměsí živce (Salomons a Förstner, 1984; Laws, 1993; Fajtl a kol., 2003).

Kovy nejsou v sedimentu rozděleny rovnoměrně. Nejvíce kovů se zpravidla vyskytuje v jemnozrnných sedimentech tvořených jílovými nerosty. V písčných částicích, které jsou tvořeny převážně křemenem, obsah kovů klesá (Förstner a Müller, 1974; Salomons a Förstner, 1984; Svobodová a kol., 1996).

Kontaminace kovy je ovlivňována také transportními procesy, mezi které patří hlavně vymílání dna a břehů, vertikální transport v příčném profilu toku, horizontální pohyb částic unášených proudem, usazování a konsolidace. Při přesunu částic dochází k třídění materiálu. Stejný proud je schopný přesunout mnohem více jemných sedimentů než hrubých zrn. Při sedimentaci se nejdříve usazují nejtěžší částice, kdežto jemnější zrna sedimentují v místech s pomalejším prouděním jako zátoky nebo tůňe. Sedimentace může být ovlivněna lidskou činností, např. výstavbou přehrad, kanálů, odlehčovacích komor a dešťovou kanalizací (Salomons a Förstner, 1984).

Součástí sedimentu jsou tzv. intersticiální roztoky, které vyplňují póry mezi zrny. Tyto roztoky jsou ovlivňovány jak říční vodou, tak i procesy v sedimentu. Proto zde mohou být koncentrace rozpuštěných látek až 1000 krát vyšší než ve volné vodě (internetový zdroj 1). Typické jsou vysoké koncentrace rozpuštěného železa a manganu. Ve dnovém sedimentu žije celá řada organismů, které mohou být těmito látkami intoxikovány (Salomons a Förstner, 1984; Nábělková, 2005).

### **3.2.3.3 Výskyt kovů v organismech**

Organismy, které žijí ve vodním prostředí, jsou ovlivňovány rozpuštěnými škodlivinami. Koncentrace kovů v jejich tělech často bývá několikrát vyšší než koncentrace rozpuštěných kovů ve vodě. Nejčastěji se jako indikátorů zatížení kovy využívá zoobentos, řasy, makrofyta a ryby (Cibulka a kol. 1991; Laws, 1993; Svobodová a kol., 1996).

Množství kovů v organismech bývá velmi variabilní. Výrazně se liší v závislosti na druhu rostliny nebo živočicha, ale také mezi jedinci nebo v různých částech jejich těla (Svobodová rok). Tyto rozdíly jsou způsobeny odlišnou afinitou různých molekul ke kovům, metabolismem, pozicí v potravním řetězci a množstvím kovů, kterým je organismus přímo vystaven (Laws, 1993).

Bentické organismy jsou taxonomicky různorodá skupina organismů, které obývají břehy a dno. Tyto organismy se často dělí podle potravních skupin na drtiče, sběrače, filtrátory, spásače a dravce. Těžké kovy se do jejich těl dostávají s potravou, dýcháním nebo povrchem těla (Laws, 1993; Svobodová a kol., 1996).

Dalšími indikačními organismy jsou ryby. Těžké kovy se do jejich těl dostávají podobně jako v případě bentosu potravou, dýcháním nebo pokožkou. Vysoké koncentrace kovů, které se kumulují v potravních řetězcích, jsou obvykle zjišťovány zejména u dravých ryb (Svobodová a kol. 1996).

Nárosty jsou skupina organismů, které žijí přisedle na ponořených předmětech nebo vegetaci, nebo se jimi živí. Patří mezi ně nejen řasy a houby, ale i prvoci, červi a bakterie (Svobodová a kol., 1996).

Vodní makrofyta jsou makroskopické rostliny, které se nacházejí v toku nebo na jeho březích. Tyto rostliny velmi dobře kumulují těžké kovy, a to lépe než suchozemské (Cibulka a kol. 1991; Svobodová a kol., 1996). Nejvíce kovů jsou schopny kumulovat vzplývavé rostliny (např. rdest maličký), které obsahují velké množství železa a



manganu. Vysoké schopnosti kumulovat kovy se využívá v dekontaminačních technologiích, při nichž se vysazuje např. hyacint vodní (Cibulka a kol. 1991; Svobodová a kol., 1996).

### **3.2.4 Procesy ovlivňující chování kovů ve vodě**

#### **3.2.4.1 Sorpční procesy**

Sorpce je jedním z procesů, které snižují dostupnost kovů a podílí se na samočisticí schopnosti vody. Fyzikální sorpce na povrchu nerozpustných složek vodního prostředí je dána především Van der Waalsovými silami, které působí mezi dipóly nebo dipólem a iontem. Chemisorpce je založena na vzniku elektronové vazby a způsobuje vytváření shluků iontů nebo molekul na povrchu sorbentu (Salomons a Förstner, 1984; Pitter, 1990).

Opačným procesem k sorpci je desorpce. Oba tyto děje probíhají vždy současně. Snadněji se sorbují ionty s vyšším mocenstvím, případně při stejném mocenství kovy o vyšším iontovém poloměru. Sorpční procesy jsou také ovlivňovány pH. Při poklesu pH se snadněji sorbují anionty a kationty bývají uvolňovány do vodného prostředí. Proto k výrazné desorpci kovových kationtů často dochází při působení kyselých dešťů nebo skládkových výluhů. Navíc pevné částice, na které se kovy sorbují, mohou být pokryty hydratovanými oxidy železa a manganu nebo organickým filmem, který má velkou schopnost odstraňovat kovy z roztoku (Fergusson, 1990; Mrňa, 1991; Fajtl a kol., 2001; Ďurža, 2003; Nábělková, 2005; Hnaťuková, 2007).

Ve vodním prostředí se jako anorganické sorbenty uplatňují především jílové částice a hydratované oxidy železa a manganu. Hydratované oxidy železa a manganu často obsahují kovy jako je měď, olovo, zinek, hliník a olovo (Mrňa, 1991). Tyto kovy mohou být také součástí jejich struktury a díky svému náboji napomáhat sorpci dalších látek. Množství adsorbovaných kovů je závislé na oxidačně-redukčních podmínkách ve vodě, protože se na adsorpci podílejí hlavně hydratované oxidy  $\text{Fe}^{\text{III}}$  a  $\text{Mn}^{\text{IV}}$ , které mají větší sorpční schopnost než hydratované oxidy  $\text{Fe}^{\text{II}}$  a  $\text{Mn}^{\text{II}}$  (Förstner a Müller, 1974; Pitter, 1990; Mrňa, 1991; Borovec a kol., 1990; Hnaťuková, 2007).

Vysokou sorpční kapacitu mají jílové nerosty, a to hlavně montmorillonit, vermikulit, illit, chlorit a kaolín. Většina minerálních částic má velký povrch a nese permanentní

záporný náboj, a proto velmi dobře adsorbují kladně nabitě ionty kovů (např. Cd, Cu, Pb, Zn, Mn aj.). Minerál montmorillonit má navíc schopnost se rozpínat a tím zvětšovat svůj povrch (Förstner a Müller, 1974; Fergusson, 1990; Pitter, 1990; Mrňa, 1991; Fajtl a kol., 2001).

Organické látky, zejména huminové kyseliny a fulvokyseliny, mají také schopnost adsorbovat kovy. Principem je přitahování kationtů kovů k záporně nabitým funkčním skupinám, např. disociovaným karboxylovým hydroxylovým skupinám. Navíc mají tyto látky komplexotvorné vlastnosti a částečně hydrofobní povrch (Salomons a Förstner, 1984; Mrňa, 1991; Fajtl a kol., 2001;).

Současně se sorpcí probíhá i iontová výměna. U jílových nerostů je kov z jeho struktury vyměněn za jiný, např.  $K^+$  a  $Ca^{2+}$  mohou být nahrazeny  $Pb^{2+}$ . Dochází při tom ke změně struktury a při výměně iontů s nestejným nábojem je náboj kompenzován ionty z kapalné fáze. Sorpce při iontové výměně je selektivní děj, protože ne všechny sloučeniny jsou sorbovány stejně dobře a stejně silně. Např. organické sloučeniny lépe sorbují dvojmocné ionty než jednomocné (Reichert a De Haar, 1982; Salomons a Förstner, 1984; Fergusson, 1990; Mrňa, 1991).

#### **3.2.4.2 Srážení a sousrážení**

K srážení a sousrážení dochází při překročení součinu rozpustnosti pro danou sloučeninu. Tyto děje jsou ovlivňovány především pH, oxidačně-redukčním potenciálem a vedlejšími reakcemi kationtů a aniontů, které probíhají ve vodě. K výraznému srážení dochází např. při mísení vod různého složení, při změně teploty, tlaku, množství rozpuštěných plynů nebo mikrobiálních procesech (Förstner a Müller, 1974; Pitter, 1990; Mrňa, 1991).

Kovy vytvářejí nízko rozpustné sloučeniny zejména s hydroxidy, sulfidy, karbonáty a fosfáty. Důležitou roli má i současné srážení kovů na hydroxidech a karbonátech, kdy srážené látky zároveň působí jako sorbent. U karbonátů se mohou adsorbované kovy dostat do struktury kalcitu. Růstem krystalů se kovy z povrchu dostávají dovnitř minerálu a jsou uvězněny v málo rozpustném  $CaCO_3$  (Reichert a De Haar, 1982; Salomons a Förstner, 1984; Fergusson, 1990; Mrňa, 1991; Hnaťuková, 2007).

### **3.2.4.3 Tvorba komplexních sloučenin**

Kovy ve vodě tvoří komplexní sloučeniny s organickými nebo anorganickými ligandy. Nejčastěji se vyskytují s huminovými látkami, aminokyselinami nebo s ionty  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  a  $\text{PO}_4^{3-}$  (Pitter, 1990).

Probíhající komplexní reakce může ovlivňovat koncentrace a typ kovu, ligandu nebo iontů, které se účastní reakce, pH, oxidačně-redoxní potenciál, koncentrace rozpuštěných látek nebo konkurenční komplexní reakce. Při vyšším pH stoupá stabilita komplexů, která je způsobena disociací funkčních skupin. Ke konkurenčním reakcím nejčastěji dochází s hydroxidy, chloridy nebo hydrogenkarbonáty (Reichert a De Haar, 1982; Pitter, 1990; Fajtl a kol., 2001).

Komplexní sloučeniny s organickými ligandy mohou být v rozpuštěné i v nerozpustné formě. Komplexy s huminovými kyselinami vytvářejí dlouhé nerozpustné řetězce polysacharidů a bílkovin, kdežto fulvokyseliny zůstávají v rozpuštěné ve vodě. Množství kovů mezi jednotlivými formami ovlivňuje toxicitu. Obecně platí, že stabilnější komplexy jsou méně toxické (Pitter, 1990; Fergusson, 1990).

### **3.2.4.4 Vliv organismů na výskyt kovů ve vodním prostředí**

Některé organismy jsou schopny kovy kumulovat, nebo měnit podmínky, které ovlivňují jejich koncentraci ve vodě. Např. řasy vodního květu mohou zvyšovat pH nebo bakterie, které redukují sulfáty, napomáhají vzniku sulfidů kovů. Další organismy oxidují některé kovy a mění anorganické formy kovů na organické. Navíc rozrývají sediment a svými výměškami mění jeho vlastnosti (Salomons a Förstner, 1984).

Anaerobní mikroorganismy, např. rodu *Desulfovibrio*, rozkládají organické látky a zároveň redukují sulfáty na sulfidy, které reagují s kationty kovů. Sulfidy se mohou reakcí s vodíkovým iontem, který vznikl disociací vody, měnit na hydrogensulfid. Při tomto procesu se spotřebovávají vodíkové ionty, což má za následek rychlé zvýšení pH, které brání mobilizaci kovů. Sulfidy jsou v aerobním prostředí nestabilní, rychle oxidují, a proto se v dnových sedimentech tekoucích vod vyskytují jen velmi zřídka (Salomons a Förstner, 1984; Pitter, 1990; Mrňa, 1991; Fajtl a kol., 2001).

Bakterie rodu *Thiobacillus* jsou schopny oxidovat sulfidy kovů. Nejznámější je oxidace pyritu, kterou způsobuje *Thiobacillus ferrooxidans*. Při této reakci se  $\text{Fe}^{\text{II}}$  oxiduje na  $\text{Fe}^{\text{III}}$  a zároveň vzniká kyselina sírová, která může mobilizovat další kovy (Salomons a Förstner, 1984; Fajtl a kol., 2001).

Některé druhy bakterií, plísní a hub převádějí anorganické formy kovů na organické, např. methylací. Methylace je známa například u olova a rtuti. Tímto biochemickým procesem obvykle vzniká dostupnější a toxičtější produkt (Laws, 1993; Svobodová a kol., 1996).

### **3.3 Charakteristika kovů**

Kovy lze podle jejich vlastností řadit do různých podskupin a podle nich se označují jako těžké kovy, toxické kovy nebo stopové. Těžké kovy se vyznačují hustotou větší než  $5 \text{ g.cm}^{-3}$ . Do této skupiny se řadí olovo, kadmium, měď, železo, mangan aj. Jako toxické kovy jsou označovány ty kovy, které už při nízkých koncentracích působí škodlivě, např. kadmium, chrom, nikl, olovo. Kovy, které se v lidském těle nebo složkách ekosystémů vyskytují ve velmi malých množstvích, řádově v jednotkách ppm, bývají označovány jako stopové. Jsou to např. zinek, chrom, nikl, železo (Kafka a Punčochářová, 2002).

#### **3.3.1 Kadmium**

##### **3.3.1.1 Výskyt a využití**

Kadmium je kovový prvek, který se v nízkých koncentracích přirozeně vyskytuje v zemské kůře i litosféře. Průměrná koncentrace v zemské kůře je odhadována na  $0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Bowen, 1979 in Nordberg a kol., 2007). Bývá součástí sulfidických rud zinku, olova a mědi, ze kterých se získává pražením. Kadmium je chemicky velmi podobné zinku, se kterým se společně vyskytuje v rudách, např. sfaleritu a wurtzitu, které obsahují až 5% kadmia. V rudách a v půdě bývá se zinkem v poměru 1:100 až 1:1000 (Pitter, 1990; Cibulka a kol., 1991; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Kadmium patří mezi kovy s všestranným využitím v průmyslu. Používá se v Ni-Cd bateriích, které slouží v rádiích, vysílačkách nebo startérech motorů. Je součástí řady slitin (např. s olovem, cínem, mědí a stříbrem) v automobilovém průmyslu, solárních

panelech, bateriích a jaderných reaktorech. Kadmium se využívá také ke galvanickému pokovování, protože jde o kov s vysokou odolností proti korozi a vysokým teplotám. Barevné sloučeniny tvoří základ pigmentů a barviv v plastech, textiliích, gumách, smaltech, glazurách nebo tiskařských barvách. Donedávna bylo kadmium i součástí pesticidů a hnojiv, ale kvůli jeho toxickým účinkům bylo od jeho použití ustoupeno a dnes je nejvýznamnějším zdrojem průmysl (Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Do prostředí se dostává jak z přirozených, tak i antropogenních zdrojů. Landis, 1989 (in Cibulka a kol., 1991) uvádí, že emise Cd z antropogenních zdrojů jsou asi 8 krát vyšší než z přirozených geochemických procesů. Největšími přirozenými zdroji jsou sopečné erupce, metabolity rostlin, lesní požáry a mořský sprej. Jeho koncentrace v těchto zdrojích nelze většinou významným způsobem ovlivnit. Kadmium se do sladkovodních ekosystémů dostává i neustálým vymýváním půdy. V nepříliš znečištěných vodách se jeho koncentrace pohybuje v rozmezí mezi 10 a 100 ng.l<sup>-1</sup>. Obzvláště vysoké koncentrace jsou zjišťovány v místech těžby sulfidických hornin, a to až do 1 mg.l<sup>-1</sup> (Cibulka a kol., 1991; Laws, 1993; Nordberg a kol., 2007).

Množství Cd v přírodě může být zvýšeno antropogenními zdroji, a to především odpadními vodami z hutnických procesů a následné úpravy kovů a výroby železa a ocele. Kadmium se do prostředí dostává také z keramického, fotografického polygrafického průmyslu a výroby pneumatik. Do vzduchu je emitováno ze spalování fosilních paliv, topných olejů nebo odpadů. Kadmium se vyluhovává z plastů, dřeva s nátěry z kadmiových sloučenin a fosfátových hnojiv (Pitter, 1990; Laws, 1993).

Ve vodách se vyskytuje jako rozpuštěný ion Cd<sup>2+</sup> nebo ve formě anorganických komplexů jako např. [Cd(OH)]<sup>+</sup>, [Cd(OH)<sub>2</sub>(aq)]<sup>0</sup>, [Cd(OH)<sub>3</sub>]<sup>-</sup>, [CdCO<sub>3</sub>(aq)]<sup>0</sup> (Pitter, 1990). Jako volný kation existuje do poměrně vysokých hodnot pH, až do 7–8. V přítomnosti i nepatrného množství chloru vytváří velmi dobře chlorokomplexy. Velmi dobře se váže na huminové látky nebo sorbuje na jílové částice a sediment. V anoxických podmínkách vytváří CdS (Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Koplík a kol., 1997; Nordberg a kol., 2007).

Toxicita a biodostupnost se snižuje se zvyšujícím se pH a snižující se tvrdostí, vzrůstající koncentrací komplexačních činidel a organických látek. Rozpustnost je závislá hlavně na pH, a koncentraci veškerého CO<sub>2</sub> (Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.1.2 Toxicita**

Kadmium patří mezi neesenciální a vysoce toxické kovy. V těle se vyskytuje jako iont  $\text{Cd}^{2+}$ , ale není známo, že by se v těle metabolizovalo na methylsloučeninu nebo jiný toxičtější produkt (OECD, 1975 in Laws, 1993). Významným nebezpečím je jeho vysoká kumulační schopnost v organismech i trofických řetězcích. Váže se především na proteiny obsahující síru, např. metallothionenin, a proto zůstává v těle velmi dlouhou dobu (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995).

Působení kadmia může být ovlivňováno ostatními kovy. Kadmium může v lidském těle zastupovat Zn a Fe. Zinek je součástí mnoha enzymů, jehož nahrazení má negativní vliv na jejich správnou činnost. Nedostatek železa se projevuje poškozením až destrukcí červených krvinek a anemií. Kadmium působí nejtoxičtěji se zinkem a mědí. Naopak antagonistické působení bylo prokázáno po podání vápníku nebo selenu (Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Cibulka a kol., 1991; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007)

Kadmium je kumulační jed, který zůstává dlouhou dobu v půdě a ve vodě, odkud vstupuje do potravních řetězců. Velké množství Cd je možno najít např. v sóji, pšenici, rýži, bramborách, některých druzích zeleniny, vyšších houbách a tabáku. Bencko (1995) a Nordberg (2007) a udávají, že v jedné cigaretě je obsaženo 1-2  $\mu\text{g}$  Cd, z čehož se 0,1-0,2  $\mu\text{g}$  Cd dostává do dýchacího traktu. V Severní Americe a Evropě každý člověk přijme denně zhruba 10-20  $\mu\text{g}$  Cd (Nordberg a kol., 2007). Malé děti mohou dostat vysokou dávku kadmia z prachu, protože si strkají neumyté ruce a různé kontaminované předměty do úst (Fergusson, 1990; Bencko a kol., 1995; Laws, 1993; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

U nekuřáků je hlavní cesta absorpce potravou. Při požití je vstřebáno 5-10% celkového obsahu, ale při nedostatku železa nebo vápníku v těle může vzrůst až na 20%. Při inhalační expozici je absorbováno u lidí přibližně 10 až 50% a malé množství kadmia se vstřebává také kůží (Laws, 1993; Nordberg a kol., 2007). Kadmium obsahují alespoň v nepatrném množství všechny orgány v těle. Nejvíce se vyskytuje v játrech, ledvinách a kostech (Fergusson, 1990; Bencko a kol., 1995; Laws, 1993; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

U kadmia byly popsány akutní i chronické otravy. Akutní otrava kontaminovanou potravou nebo vodou se projevuje bolestí břicha, průjmami, zvracením, zvýšeným sliněním, závratěmi až ztrátou vědomí. Při velmi vysokých dávkách může postižený člověk i zemřít. Zvracení se vyskytuje už při koncentracích okolo 15  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  v pitné vodě

(Bencko a kol., 1995). Akutní inhalační otrava může vést k rozvoji bronchitidy a zánětu plic (Fergusson, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Chronické otravy se typicky projevují poškozením plic a ledvin. Postižení často trpí rozedmou plic, rakovinou plic a proteinurií, což je nadměrné vylučování bílkovin močí. Kadmium přispívá k rozvoji hypertenze a diabetu a negativně ovlivňuje také reprodukční orgány (Reichert a De Haar, 1982; Fergusson, 1990; Bencko a kol., 1995; Laws, 1993; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Choroba, která je způsobena chronickou otravou kadmiem u postmenopauzálních žen, je známá jako Itai-itai. Tato nemoc byla poprvé popsána v 50. letech v Japonsku na řece Jintsu. Příčinou byla odpadní voda, která unikala z těžebních závodů a kontaminovala rýžová pole. V roce 1955 byla na řece Jintsu postavena přehrada, která zadržela odpadní vody, a tím došlo k poklesu výskytu choroby. Příčinou choroby je narušení rovnováhy mezi vápníkem a fosforem v ledvinových tubulech. Onemocnění se projevuje bolestivým zkracováním kostí, bolestí kloubů, zad, častými zlomeninami a poškozením ledvin. Otravy byly v mnoha případech úspěšně léčeny zvýšeným přísunem vitamínu D, který v jejich stravě chyběl (Reichert a De Haar, 1982; Fergusson, 1990; Bencko a kol., 1995; Laws, 1993; Nordberg a kol., 2007).

Kadmium patří mezi prokázané karcinogeny a mutageny. Například CdS může mít za následek rakovinu prostaty. Přes placentární bariéru pravděpodobně proniká jen velmi malá část, a proto poškození plodu není časté (Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Bencko a kol., 1995;).

Kadmium patří mezi toxické sloučeniny v životním prostředí. Ve vodním prostředí působí otravy u ryb a škodlivě působí na zavlažované rostliny. Do ryb se Cd dostává zažívacím traktem, žábami nebo kůží. Mezi citlivé druhy patří především pstruhovité ryby, u kterých se negativní efekty při dlouhodobém působení vyskytují už od koncentrace  $0,002 \text{ mg.l}^{-1}$ . Akutní  $LC_{50}$  je pro lososovité ryby  $0,001-0,09 \text{ mg.l}^{-1}$  (Mattheis ,1988 in Cibulka a kol., 1993) a pro kaprovité ryby  $0,24-3,2 \text{ mg.l}^{-1}$  v závislosti na složení vody (Cibulka a kol., 1993). Velmi citlivě reaguje také zooplankton, který hyne už při koncentracích  $0,03-0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ . Jako neškodná koncentrace je udávána hodnota  $0,0004 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 1990; Cibulka a kol., 1993).

### 3.3.2 Olovo

#### 3.3.2.1 Výskyt a využití

Olovo je nejrozšířenější těžký kov. Běžně se vyskytuje v horninách zemské kůry, jako je např. galenit ( $\text{PbS}$ ), anglesit ( $\text{PbSO}_4$ ) nebo cerusit ( $\text{PbCO}_3$ ). Pražení galenitu je známo už ze starověkého Egypta, kde se takto olovo vyrábělo už 1500 let př. n. l, a hojně se využívalo také ve starověkém Řecku a Římě. V zemské kůře je průměrně obsaženo  $13 \text{ mg.kg}^{-1}$  olova (Bowen, 1979 in Nordberg a kol., 2007). V neznečištěných povrchových vodách bývá nacházeno v koncentracích do  $10 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$  (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Laws, 1993; Nordberg a kol., 2007).

Olovo a jeho sloučeniny se využívají v bateriích do vozidel a lodí. Je součástí mnoha slitin a používá se k výrobě ocelí, pájení, nebo jako ochrana proti korozi. Olověné sloučeniny obsahují barvy a pigmenty, olověného skla, glazury, stabilizátory v PVC, ale také materiály pro konstrukci budov. Ve zbrojním průmyslu je olovo využíváno pro výrobu broků, střel a další munice. Je součástí také některých insekticidů a hnojiv používaných v zemědělství. Plynné emise se uvolňují např. při spalování fosilních paliv (Fergusson, 1990; Bencko a kol., 1995; Laws, 1993; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Tetramethyl olovo a tetraetyl olovo jsou antidetonační přísady, které se už od roku 1923 přidávaly do benzínu. Kvůli své toxicitě a kumulačním účinkům, byly tyto sloučeniny od 80. let postupně v mnoha zemích zakázány. Od roku 2001 se nesmí prodávat olovnatý benzín do automobilů ani v Česku. Stále však přetrvávají vysoké koncentrace tohoto toxického kovu v půdě kolem silnic nebo ve městech (Fergusson, 1990; Nordberg a kol., 2007).

Landis, 1989 (in Cibulka a kol., 1991) uvádí, že antropogenní emise olova 17,5 krát převyšují přirozené zdroje. Mezi nejvýznamnější zdroje v přírodě patří hlavně vulkanická činnost, silikátový prach a lesní požáry. Velké množství olova je produkováno lidskou činností, a to především hutnickým průmyslem, spalováním uhlí nebo aditivy do pohonných hmot (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Laws, 1993).

Ve vodách se olovo vyskytuje převážně jako rozpuštěný iont  $\text{Pb}^{2+}$ , nebo jako komplex  $[\text{PbCO}_3(\text{aq.})]^0$  (Pitter, 1990). Ve vodách se zásaditým pH vytváří komplexy především uhličitanové a hydroxokomplexy. Při vysokých koncentracích chloru se vytvářejí chlorokomplexy. U organicky znečištěných vod může být značná část vázána v organokomplexech. V sedimentu se běžně vyskytuje převážně jako  $\text{PbCO}_3$  a



v anoxických vodách jako sulfid PbS. Olověné sloučeniny se velmi silně váží na hydratované oxidy železa a manganu, o něco méně na organické sloučeniny a jílové minerály. Sorpce na jílové minerály a suspendovaný materiál stoupá při pH vyšším než 6,5 (Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Koplíka kol., 1997).

### **3.3.2.2 Toxikologie**

Olovo je neesenciální kov, který inhibuje činnost enzymů, syntézu proteinů a transportních systémů, včetně aktivního transportu a přenosu ATP. Má velmi silné kumulační vlastnosti. Ukládá se především v játrech, ledvinách, mozku a kostech. V kostech se může akumulovat až 90% přijatého olova, které je při změně acidobazické rovnováhy v těle mobilizováno a může být přijímáno dalšími orgány (Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Cibulka a kol.; 1991; Laws, 1993; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Do lidského těla se dostává kontaminovanou potravou nebo pitnou vodou, z glazovaného nebo keramického nádobí, prachem, insekticidy, nebo inhalační expozicí. Významným zdrojem je také cigaretový kouř, protože jedna cigareta obsahuje 3-12 µg Pb (Nordberg a kol., 2007). Při inhalační expozici se do těla vstřebává až 30% olova (Kafka a Punčochářová, 2002). Také z trávicího traktu se vstřebává velmi snadno. Množství vstřebeného olova ovlivňuje rozpustnost dané sloučeniny ve vodě a zdravotní stav organismu. Nedostatek vápníku, železa nebo proteinů může způsobit vstřebávání až 90% (Cibulka a kol., 1991). Běžně však bývá přijato 5-10% požitého olova (Nordberg a kol. 2007). Velké nebezpečí představuje olovo pro malé děti, které si často strkají neumyté prsty do úst. Dětský organismus vstřebává více olova, které může pravděpodobně způsobit zpomalení fyzického i psychického vývoje, poruchy chování a zhoršení sluchu (Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Cibulka a kol., 1991; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Chemickými vlastnostmi se olovo podobá vápníku, a proto jej může v některých metabolických procesech nahrazovat. Interferuje také s železem, které je přijímáno buňkami, a poškozuje syntézu hemu, nebílkovinné složky krevního barviva hemoglobinu. Antagonistické působení bylo prokázáno ve směsi se zinkem, který je schopen snižovat jeho toxicitu (Cibulka a kol., 1991; Laws, 1993; Kafka a Punčochářová, 2002).

Olovo působí vysoce toxicky na nervovou soustavu a ledviny. Způsobuje degradaci nervových vláken a poškozuje ledvinové tubuly. Negativní vliv byl prokázán i na imunitní systém. Konzumace potravin s vysokým podílem olova má za následek poškození trávicí soustavy, které se projevuje kontrakcemi střev až kolikami. Vysokým dávkám olova je připisováno zvýšení krevního tlaku, degenerativní změny na arteriích a poškození srdečního svalu. Kumuluje se mimo jiné v červených krvinkách, které tím nevratně poškozuje (Reichert a De Haar, 1982; Cibulka a kol., 1991; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

U olova jsou popsány především chronické otravy. Ty se nejčastěji projevují anorexií, zácpou, zvracením a kolikovitými bolestmi břicha, nervozitou, poruchami paměti a můžou vést až ke kómatu a smrti. Typickými příznaky jsou rovněž dlouhotrvající únava, malátnost, nechutenství, nespavost, únava v dolních končetinách a encefalopatie. U postižených bývá pozorován šedý lem na dásních (Reichert a De Haar, 1982; Pitter, 1990; Fergusson, 1990; Bencko a kol., 1995).

Olovo má karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky. Je schopné procházet a kumulovat se v placentě, čímž poškozuje plod a může způsobit i potrat (Fergusson, 1990; Laws, 1993; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Olovo se projevuje toxicky i ve vodním prostředí. Kumuluje se v sedimentu a mikrobiální aktivitou mohou vznikat vysoce toxické methylované sloučeniny. Ryby mohou být intoxikovány především konzumací potravy s vysokým obsahem tohoto kovu. Akutní letální koncentrace pro lososovité ryby je 1-10 mg.l<sup>-1</sup> a 10-100 mg.l<sup>-1</sup> pro kaprovité ryby (Mattheis, 1988 in Cibulka a kol., 1991). Vysoké množství olova ve vodách má za následek poškození žáber, které může vést k dušení ryb. Chronické otravy se u ryb projevují poškozením krevních buněk, nervové soustavy a parenchymatózních orgánů (Cibulka a kol. 1991; Laws, 1993).

Zvýšené množství olova bylo nalezeno i u suchozemských zvířat. Například holubi, vlaštovky a špačci žijící v okolí silnic měli ve svých tkáních zvýšené koncentrace. Střelivo s vysokým obsahem olova mělo za následek otravy u kondorů, kachen, hus a lysek v Kalifornii (Laws, 1993). Vyšší obsahy olova byly také nalezeny v tělech labutí a kachen, protože se živí potravou u dna nádrží a spolu s potravou dostávají do sebe i část sedimentu (Fergusson, 1990; Nordberg a kol., 2007).

### 3.3.3 Nikl

#### 3.3.3.1 Výskyt a využití

Průměrná koncentrace niklu v zemské kůře je  $75 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Bowen, 1979 in Nordberg a kol., 2007). Vyskytuje se v mnoha rudách, např. nikelin ( $\text{NiAs}$ ), chloantit ( $\text{NiAsS}_2$ ) nebo garnierit ( $(\text{NiMg})\text{SiO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ). Rudy niklu většinou obsahují i velký podíl železa (Reichert a De Haar, 1982; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Nikl se využívá k pokovování, výrobě a legování ocelí a vytváření slitin, např. niklový bronz. Je součástí baterií a akumulátorů, elektronických zařízení a slouží i jako katalyzátor v chemickém průmyslu. Nikl je také součástí motorů a některých výrobků pro domácnost, odkud se může dostat v urbanizovaném prostředí do toků. V každodenním životě se s ním setkáváme v podobě mincí, příborů, kuchyňského nádobí, šperků nebo kosmetických přípravků. V medicíně se nikl používá k výrobě ortopedických implantátů a dentálních a ortodontických pomůcek (Reichert a De Haar, 1982; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Do prostředí se nikl dostává spalováním fosilních paliv a komunálního odpadu a odpadními vodami z hutí a povrchové úpravy kovů. V neznečištěných jezerech a řekách se vyskytuje v koncentracích  $2\text{-}10 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ , ale běžně lze najít koncentrace okolo  $100 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$  (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Ve vodním prostředí vytváří  $\text{Ni}^{2+}$  stabilní komplexy s organickými i anorganickými ligandy, např. halogenidy, sulfáty a karbonáty. Méně stabilní jsou komplexní sloučeniny s huminovými kyselinami a fulvokyselinami (Pitter, 1990).

#### 3.3.3.2 Toxicita

Nikl je esenciální prvek. Většina jeho sloučenin nepatří k silně toxickým látkám, protože se jen velmi slabě vstřebávají z trávicího ústrojí. Ze sloučenin jsou nejtoxičtější karbonyl niklu, který může způsobovat akutní otravy, a chlorid nikelnatý, který se snadno kumuluje v organismech. Škodlivě působí také dusičnany, fosforečnany a sírany (Reichert a De Haar, 1982; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Do lidského organismu se nikl dostává zejména potravou, inhalací, vstřebáváním kůží a v menším množství z piercingu nebo umělých kloubů. Mezi potraviny, které obsahují nejvíce niklu, patří luštěniny, špenát, hlávkový salát, ořechy nebo kakaový prášek. Denní příjem se pohybuje okolo  $200\text{-}300 \text{ }\mu\text{g}$ , ale z trávicího traktu je absorbováno jen

5% (Nordberg a kol., 2007). Při inhalační expozici je přijato přibližně 20% a 30% niklu, který se usazuje v plicích (Nordberg a kol., 2007). Dalším podstatným zdrojem je kouření, protože jedna cigareta obsahuje 1,1-3,1  $\mu\text{g}$  Ni (Bencko a kol., 1995). K exkreci dochází nejvíce močí, slinami a potem. Vlivem účinného odvádění z těla se většinou v tkáních nekumuluje (Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Přestože není nikl příliš toxický prvek, můžou mít jeho vysoké dávky negativní vliv na ledviny, játra, centrální nervovou soustavu, srdce a plíce. Tento kov také prochází placentou, a proto jsou jeho koncentrace v plodu téměř stejné jako u dospělých. Mezi negativní vlivy patří mutagenní a genotoxické účinky (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Vysoce toxické sloučeniny jako karbonyl niklu nebo další rozpustné sloučeniny způsobují otravy především v případě, že se vyskytují ve vysokých koncentracích ve vzduchu. Akutní inhalační intoxikace se projevují bolestmi hlavy, závratěmi, zvracením, neurologickými obtížemi, poškozením dýchacího traktu a mohou způsobit až smrt. Chronické působení zvyšuje výskyt rakoviny plic, nosní a krční sliznice, hrtanu a astma. U profesně exponovaných dělníků se objevuje i zaprášení plic. Ni je poměrně dobře absorbován také kůží. U citlivých osob se objevují ekzémy, které mohou přejít do chronické formy. Podle Bencka a kol.(1995) se alergické reakce vyskytují u 5-13% populace, někteří autoři udávají dokonce 30% obyvatelstva (Reichert a De Haar, 1982; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Nikl může způsobovat negativní vlivy ve vodním prostředí. Přestože obvykle nezpůsobuje významné znečištění, je schopen se kumulovat v řasách, bezobratlých živočišcích a rybách. Ve vyšších koncentracích je toxický také pro suchozemské rostliny. Většinou se však nedostává dále do potravních řetězců, protože intoxikované rostliny rychle hynou (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002).

### **3.3.4 Chrom**

#### **3.3.4.1 Výskyt a využití**

Chrom patří mezi kovy, které nejsou v přírodě příliš hojné. Vyskytuje se v minerálech, např. chromit ( $\text{FeOCrO}_3$ ), krokoit ( $\text{PbCrO}_4$ ) a v menší míře jako melanchroit a

vaquelinit. Zemská kůra průměrně obsahuje 125 mg Cr/kg (Reichert a De Haar, 1982; Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Chrom se využívá v metalurgickém průmyslu, kde se uplatňuje jako součást ocelí a k pokovování neušlechtilých kovů. Sloučeniny chromu se používají v chladičích systémech, protože mají vysokou odolnost vůči korozi. V chemickém průmyslu je důležitá výroba chromátů, dichromátů a kyseliny chromité. Uplatňuje se také v kožedělném průmyslu, kde sloučeniny chromu tvoří barviva (Reichert a De Haar, 1982; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Antropogenními zdroji jsou nejčastěji odpadní vody z hutnického průmyslu, povrchové úpravy kovů, textilního průmyslu a chemického průmyslu. Spalováním fosilních paliv se dostávají emise chromu do ovzduší. Vyskytuje se i v hnojivech, odkud se dostává do sladkovodních vod, půdy a posléze i do zemědělských plodin. Typickými zdroji pro urbanizované prostředí jsou výrobky pro domácnost a je součástí barev, konzervačních činidel a papíru (Pitter, 1990; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Nejčastěji je možné se setkat s chromem v trojmocné nebo šestimocné formě, které se od sebe liší svými vlastnostmi a toxicitou. Zatímco  $\text{Cr}^{3+}$  patří mezi biogenní prvky, toxický  $\text{Cr}^{6+}$  je silně alergenní s karcinogenními účinky. Udává se, že sloučeniny  $\text{Cr}^{3+}$  jsou 500 až 1000 krát méně toxické než látky s  $\text{Cr}^{6+}$  (Nordberg a kol., 2007). Trojmocná forma je většinou málo rozpustná ve vodě, protože tvoří polymerní sloučeniny. Zato šestimocná forma je většinou ve vodě rozpustná (Reichert a De Haar, 1982; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

V řekách a jezerech se vyskytuje chrom v rozmezí 1 a 10  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007). Rozdělení mezi  $\text{Cr}^{3+}$  a  $\text{Cr}^{6+}$  ovlivňuje především redoxní potenciál. Méně rozpustná forma trojmocného chromu bývá ve vodách ve formě volného rozpuštěného iontu  $\text{Cr}^{3+}$  nebo hydroxokomplexů.  $\text{Cr}^{3+}$  se dobře sorbuje na hydratované oxidy Fe a Mn, nerozpuštěné látky nebo sediment. Šestimocný chrom se vyskytuje jako oxoanionty a v přítomnosti organických látek velmi snadno přechází na trojmocnou formu (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.4.2 Toxicita**

Toxicita chromu závisí především na oxidačním čísle.  $\text{Cr}^{3+}$  je esenciální prvek, který se podílí např. na metabolismu glukózy, kdežto  $\text{Cr}^{6+}$  patří mezi toxické sloučeniny (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Do lidského těla se dostává chrom a jeho sloučeniny především konzumací potravy a nápojů, méně pak inhalačně. Denní příjem potravou se pohybuje mezi 0,03-0,1 mg (Nordberg a kol., 2007). Velké množství obsahují vnitřnosti, maso, měkkýši, zelenina a nerafinovaný cukr. Z trávicího traktu se vstřebává méně než 1%  $\text{Cr}^{3+}$  a okolo 2%  $\text{Cr}^{6+}$  (Bencko a kol., 1995). K exkreci dochází především močí nebo stolicí (Reichert a De Haar, 1982; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Toxické sloučeniny šestimocného chromu vyvolávají alergické reakce, ekzémy, v horších případech poškození kůže až tzv. chromové vředy. Při inhalaci dochází k narušení nosní přepážky, nosní sliznice a rozvoji astmatu. Jako karcinogen může způsobovat i nádory plic. U lidí, kteří byli delší dobu vystaveni sloučeninám šestimocného chromu, bylo pozorováno těžké poškození jater, ledvin a vnitřní krvácení (Reichert a De Haar, 1982; Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

$\text{Cr}^{6+}$  působí toxicky i na vodní organismy. Akutní toxicita u ryb se projevuje od koncentrace  $10 \text{ mg.l}^{-1}$ , ale např. u fytoplanktonu byly negativní účinky pozorovány už od  $10 \text{ } \mu\text{g. l}^{-1}$  (Mance a kol., 1984 in Nordberg a kol., 2007). U rostlin se šestimocný chrom nekumuluje v nadzemních částech, protože je zadržen kořenovým systémem. Tím je zamezeno pronikání dále v potravních řetězcích (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.5 Měď**

#### **3.3.5.1 Výskyt a využití**

Měď se vyskytuje v přírodě většinou ve sloučeninách, ale lze ji najít i v ryzí formě. Průměrný obsah v zemské kůře činí  $50 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Bencko, 1995). Nejčastějšími rudami jsou sulfidy jako chalkosin  $\text{Cu}_2\text{S}$ , covellin  $\text{CuS}$ , nebo chalkopyrit  $\text{CuFeS}_2$ . Měď se vyskytuje i v hydroxyuhličitanech, např. malachit  $\text{Cu}_2(\text{OH})_2 \text{CO}_3$  a azurit

$\text{Cu}(\text{OH})_2 \cdot 2\text{CuCO}_3$ , nebo oxidech, např. kuprit  $\text{Cu}_2\text{O}$  (Reichert a De Haar, 1982; Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Měď má všestranné využití v elektronických zařízeních, stavebnictví, strojírenství a dopravním průmyslu. Používá se na výrobu slitin jako mosaz a bronz, drátů a kabelů, plechů, střešních krytin a vodovodních potrubí. Měděné sloučeniny se využívají jako pigmenty, katalyzátory v chemickém průmyslu, fungicidy, nebo přísady do krmiv pro dobytek (Reichert a De Haar, 1982; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Ve sladkovodních ekosystémech se měď vyskytuje jako hydratovaný kation  $\text{Cu}^{2+}$  nebo v komplexech. Tento reaktivní kov tvoří anorganické komplexy s uhličitany, jako  $[\text{CuCO}_3(\text{aq})]^0$ ,  $[\text{Cu}(\text{CO}_3)_2]^2$ , hydroxidy  $[\text{CuOH}]^+$ ,  $[\text{Cu}(\text{OH})_2(\text{aq})]^0$ ,  $[\text{Cu}(\text{OH})_3]^-$  a  $[\text{Cu}(\text{OH})_4]^{2-}$  a s polyfosforečnany, ale také organické komplexní sloučeniny, ve kterých se jako ligandy uplatňují např. aminokyseliny, polypeptidy a huminové látky (Pitter, 1990). Díky velké afinitě k huminovým látkám, fulvokyselinám a extracelulárním metabolitům řas, tzv. exudátům, se obvykle vyskytuje volný iont  $\text{Cu}^{2+}$  jen do 1%. Měď se intenzivně sorbuje na suspendované látky, hydratované oxidy Fe a Mn a organické koloidní látky, a proto se také velmi dobře ukládá ve dnových sedimentech (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

Měď se v nekontaminovaných tocích vyskytuje v koncentracích  $1-10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  (Nordberg a kol., 2007). Významnými znečišťujícími zdroji jsou odpadní vody z povrchové úpravy kovů, sléváren a hutních provozů. Nezanedbatelným množstvím přispívá aplikace algicidních přípravků na bázi mědi proti řasám a vodnímu květu. K významným zdrojům v urbanizovaném prostředí patří otěr pneumatik a brzd, výrobky pro domácnost a měděné části budov a okapy. Do podzemních vod se může měď dostat oxidací sulfidických rud (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.5.2 Toxicita**

Měď je esenciální kov, který se vyskytuje v řadě enzymů, které mají nezastupitelnou úlohu v metabolismu sacharidů, utváření kostní hmoty, krvetvorbě nebo správné činnosti nervové soustavy (Reichert a De Haar, 1982; Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Do lidského těla se dostává potravou a v menší míře inhalačně. Člověk denně přijme potravou 1-3 mg mědi (Piscator, 1977 in Bencko a kol., 1995). Nejvíce mědi obsahuje z potravin maso, zejména játra a ledviny, ryby, ořechy, zelená zelenina a obiloviny. K příjmu může velkou měrou přispívat i pitná voda. Množství, které je organismus schopen vstřebat, závisí na chemické formě mědi, složení stravy a přítomnosti některých dalších kovů. Bylo prokázáno, že vyšší obsah zinku a kadmia v těle snižuje absorpci mědi (Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Měď je obsažena ve všech orgánech v těle, nejvíce pak v játrech, mozku a kostní dřeni. Lidské tělo, stejně jako řada dalších organismů, je schopné ji zadržet a regulovat její množství. Uvnitř buněk se vyskytuje ve formě volného iontu, který ji vlivem své reaktivnosti může poškodit. Proto jsou koncentrace regulovány membránovými transporty a přebytek je v játrech vázán na protein metallothionein. Měď jez těla odstraňována především žlučí (98%) a močí (2%) (Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Kromě nadbytku mědi byl pozorován i deficit. Nedostatek tohoto kovu je velmi vzácný a spíše se s ním lze setkat u dětí. Projevuje se anemií, zpomalením duševního vývoje, narušením metabolismu cukrů a tvorby pojivových tkání (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Měď se neakumuluje v organismech tak snadno jako jiné toxické kovy, např. olovo a kadmium. Přesto se mohou objevit akutní i chronické příznaky otravy. Pití vody o koncentraci od  $4 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Cu}$  u citlivých osob vyvolává nevolnosti, které při vyšších dávkách může způsobit otravy (Nordberg a kol., 2007). Dlouhodobá expozice parám a prachu s obsahem mědi je sice v průmyslovém pracovním prostředí docela častá, ale přesto nebyly zjištěny chronické změny v těle. Při akutní inhalační expozici se objevuje podráždění dýchacího traktu a horečka z kovů. Soli mědi můžou mít za následek anemii, poškození jater, ledvin a hemolýzu. Při styku s kůží působí dráždivě. U pracovníků na vinici, kteří přišli do kontaktu s  $\text{CuSO}_4$ , který se používá proti plísním, byly zjištěny změny na plicích (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

S přebytkem mědi jsou také spojovány některé nemoci. Wilsonova choroba je dědičné onemocnění, které je zapříčiněno poruchou enzymu, který odvádí měď. Ta se pak kumuluje v játrech, ledvinách, mozku a oční rohovce. Další nemoc, tzv. Menkesova choroba, je poruchou resorpce a využití mědi, která se projevuje duševní a fyzickou



retardací a která končí úmrtím do 3 let věku dítěte (Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Měď není příliš toxická pro rostliny, protože má velký vliv na správný průběh metabolických procesů. Je součástí řady enzymů a významně se podílí na procesech při dýchání, fotosyntéze a metabolismu dusíku. Přesto vysoký příjem mědi, zvláště ve formě  $\text{Cu}^{2+}$ , může rostliny poškodit, protože inhibuje fotosyntézu. Vysoce toxicky působí na nižší organismy jako plísňe, bakterie a houby a vodní bezobratlé živočichy. Subletální až letální účinky otravy na vodní bezobratlé se objevují od  $5 \mu\text{g.l}^{-1}$  a u ryb od  $30 \mu\text{g/l}$  (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.6 Zinek**

#### **3.3.6.1 Výskyt a využití**

Zinek je obsažen v 55 nerostech (Nordberg a kol., 2007), z nichž nejčastějšími jsou sfalerit  $\text{ZnS}$ , zinkit  $\text{ZnO}$ , smithsonit  $\text{ZnCO}_3$  a willemit  $\text{ZnSiO}_4$ . Zinkové rudy jsou často doprovázeny jinými toxickými kovy, jako kadmium, olovo nebo arsen, které mohou unikat do ovzduší při jejich tavení. V zemské kůře se průměrně vyskytuje v koncentraci  $40 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Reichert a De Haar, 1982; Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Zinek se používá k výrobě pozinkovaného plechu, slitin, např. mosazi nebo bronzu, galvanizaci oceli, legování, nebo jako ochranná vrstva proti korozi. Oxid zinečnatý slouží k výrobě pneumatik a pigmentů do barev. Síran zinečnatý je součástí lázní při výrobě viskózy. Organické sloučeniny se využívají jako fungicidy, antibiotika nebo přísady kosmetických přípravků (Reichert a De Haar, 1982; Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Zinek se vyskytuje v půdě, vodě, atmosféře i organismech. Jeho množství v atmosféře je zvyšováno především spalovacími procesy a tavením rud. V neznečištěných řekách a jezerech se koncentrace pohybuje okolo  $10 \mu\text{g.l}^{-1}$  (Bencko a kol., 1995). Povrchové vody mohou být kontaminovány odpadními vodami z hutnických závodů, výroby viskózy nebo pozinkovaných okapů, plechů a střeš. Také urbanizované prostředí může přispívat ke kontaminaci zinkem. Typickými zdroji jsou otěr pneumatik a brzd a koroze

např. pozinkovaných částí budov. Velmi vysoké koncentrace lze zpravidla najít v místech oxidace sulfidických rud. Zinek je důležitou živinou v půdě, jeho nedostatek má negativní vliv na zemědělskou produkci. Obsah v půdě se pohybuje v rozmezí od 10 do 300 mg.kg<sup>-1</sup> suché hmotnosti (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

V povrchových vodách se zinek nejčastěji vyskytuje jako hydratovaný iont Zn<sup>2+</sup>, v hydroxokomplexech (ZnOH<sup>+</sup>, Zn(OH)<sub>3</sub>, Zn(OH)<sub>2</sub>(aq), Zn(OH)<sub>4</sub><sup>2-</sup>) nebo uhličitanových komplexech (ZnCO<sub>3</sub>(aq), Zn(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup>, ZnHCO<sub>3</sub><sup>+</sup>). V závislosti na znečištění, se mohou vyskytovat i další komplexy, např. komplexy s organickými ligandy, kyanokomplexy apod. (Pitter, 1995).

Většina zinku ve vodách je adsorbována na suspendované částice nebo sediment. V neutrálním pH tvoří málo rozpustné hydroxidy, které se rozpouští při nízkém nebo vysokém pH. V kyselých vodách převažuje iont Zn<sup>2+</sup>, kdežto v zásaditém pH tvoří zinečnany. Při pH vyšším než 6,5 se značná část váže na organický materiál. V prostředí s pH do 10,5 se zinek ve formě hydroxidů velmi dobře sorbuje na jílové minerály. V anoxickém prostředí se vytváří nerozpustný sulfid zinečnatý (Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.6.2 Toxicita**

Zinek je jako ostatní esenciální kovy součástí mnoha metaloenzymů. Má nezastupitelnou funkci v metabolismu bílkovin a nukleových kyselin. Doporučené množství zinku u dospělých lidí se pohybuje od 8 mg za den (Bencko a kol., 1995). Nejvíce se vstřebává z červeného masa, rostlin a mléka (Walsh et al, 1994 in Nordberg a kol., 2007). V zemích Severní Ameriky a západní Evropy bylo zjištěno, že se z potravy vstřebává asi 30% přijatého zinku (Nordberg a kol., 2007). Množství přijatého zinku je ovlivňováno obsahem vápníku v potravě, jehož velké množství absorpci snižuje. Dostatek zinku snižuje vstřebávání kadmia, ale při vyšších dávkách má negativní vliv na vstřebávání mědi, čímž může tak dojít k deficitu mědi v organismu. K exkreci dochází v zažívacím traktu, močí nebo potem (Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Zinek způsobuje hlavně akutní intoxikace. Chronická otrava nebyla popsána, ale je podezříván z kokarcinogenního působení. Inhalace zinkového prachu nebo výparů oxidu zinečnatého vyvolává horečku z kovů, která se vyznačuje vysokou teplotou doprovázenou bolestí hlavy, únavou, kašlem, bolestí svalů, dehydratací pocením a

přítomností bílkovin v moči. Vdechování chloridu zinečnatého může způsobit vážné poškození plic až s následným úmrtím postiženého. Otrava konzumací potravy nebo vody s vysokým obsahem zinku je poměrně vzácná a projevuje se žaludečními obtížemi, zvracením a průjem (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

Toxicita zinku ve vodních ekosystémech závisí na celkovém složení vody. Toxicité působení klesá s tvrdostí vody. Na vysoký obsah zinku ve vodách jsou citlivé zejména ryby a zooplankton (Pitter, 1990; Kafka a Punčochářová).

Kromě nadbytku zinku je nebezpečný také nedostatek. Udává se, že až 20% lidí na Zemi trpí deficitem zinku. Deficit se vyskytuje hlavně u lidí, kteří nekonzumují maso, protože v rostlinné stravě je zinek vázán do obtížně vstřebatelných komplexních sloučenin. Nedostatek zinku je nebezpečný hlavně u dětí a mladých chlapců, u nichž může způsobit poruchy růstu a vývoje, špatné hojení ran, neuropsychické abnormality a narušení imunitního systému (Bencko a kol., 1995; Kafka a Punčochářová, 2002; Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.7 Hliník**

#### **3.3.7.1 Výskyt a využití**

Hliník je třetí nejrozšířenější prvek v zemské kůře a tvoří zde přibližně 8% hmotnosti (Bencko a kol., 1995). V přírodě se nachází především ve formě hlinitokřemičitanů v živcích, slídách a jejich produktech zvětrávání. Hutnický průmysl pro výrobu hliníku využívá rudy bauxit  $\text{AlO}(\text{OH})$  a kryolit  $\text{Na}_3\text{AlF}_6$  (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Hliník se využívá k výrobě slitin, a to především s kovy jako je měď, zinek, hořčík nebo mangan. Uplatňuje se také v elektrotechnice, dopravě, stavebnictví, výrobě obalů a jako flokulační činidla při úpravě pitné vody. Nebezpečnou sloučeninou je fosfid hlinitý, který se používá jako prostředek proti hlodavcům a hmyzu při skladování obilí (Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007)

Z přirozených zdrojů se dostává do ekosystémů především zvětráváním hornin. Nejvýznamnějšími antropogenními zdroji jsou odpadní vody z průmyslu využívajícího

hliník, hutnických závodů, výroby papíru, koželužen a úpraven pitné vody (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

Ve vodách se obvykle celkový obsah hliníku pohybuje v desetinách  $\text{mg.l}^{-1}$  (Pitter, 1990). Speciaci ovlivňuje především pH, teplota, stáří a složení roztoků. Ze stabilních silikátů, oxidů a hydroxidů, se hliník uvolňuje převážně při nízkém pH. Při pH nižším než 4,5 rapidně vzrůstá množství rozpuštěného hliníku, který se uvolňuje z půdy do vodního prostředí, a jeho koncentrace se zvyšuje až k jednotkám  $\text{mg.l}^{-1}$  (Nordberg a kol., 2007). Velké množství hliníku lze najít v kyselých vodách v blízkosti sulfidických rud, kde se jejich oxidací vytváří kyselina sírová, která rozpouští kovy z okolních hornin (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

V kyselých vodách s pH do 4,5, se nejvíce hliníku vyskytuje jako  $\text{Al}^{3+}$ , naopak v zásaditých vodách s hodnotou pH nad 8 převažují aniontové hydrokomplexy. Kationt  $\text{Al}^{3+}$  podléhá hydrolyze až na  $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ , díky níž je hliník ve vodě obsažen ve formě polynukleárních komplexních sloučenin.. Hliník tvoří komplexy i s jinými ligandy, např. se sírany, fosforečnany a fluoridy, nebo komplexní sloučeniny se smíšenými ligandy. Hliník podléhá hydrolyze, při které vznikají hydroxohlinitany. Ty mohou polymerizovat a konečným produktem hydrolyzy je hydratovaný oxid hlinitý ( $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ ) (Pitter, 1990).

### **3.3.7.2 Toxikologie**

Do lidského těla se hliník většinou dostává konzumací potravy, nebo inhalačně. V celém těle se vyskytuje asi 30-50 mg Al, z toho 50% je obsaženo v kostech a 25% v plicích. Člověk denně přijme průměrně 5-10 mg s potravou a 100  $\mu\text{g}$  pitím pitné vody (Nordberg a kol., 2007). Největší množství obsahuje kypřicí prášek do pečiva, listy čajovníku a koření, např. tymián. Tyto složky však ve stravě netvoří vysoké procento. Některé nápoje v plechovkách mohou obsahovat větší množství hliníku, než tytéž plněné do skleněných lahví. Toxicita sloučenin závisí především na rozpustnosti, kdy rozpustnější sloučeniny bývají více toxické. Průmyslová expozice sloučeninám hliníku je sice velmi častá, ale málokdy vyvolává závažná onemocnění. Exkrece hliníku se uskutečňuje z 95% močí (Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

U hliníku byly popsány pouze chronické otravy. Tento kov může vyvolat poškození nervové soustavy, trávicího traktu, ledvin a při inhalační expozici poškození plic. V některých případech se objevuje měknutí kostí nebo dermatitidy. Otravy vyvolané

pitím vody s vysokou koncentrací hliníku, se projevovaly nevolnostmi, ekzémy a afty v ústech. Profesní inhalační expozice může vyvolat horečku z kovů a fibrózu plic. Tito lidé současně častěji trpěli onemocněními srdce a rakovinou. Předpokládá se, že hliník může být jednou z příčin rozvoje Alzheimerovy choroby. Při výzkumu na laboratorních zvířatech byly prokázány karcinogenní účinky (Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Ve vodách mohou vysoké koncentrace hliníku narušit samočisticí procesy. Hliník je také toxický pro ryby, i když přesný mechanismus působení zatím není znám. Hlavní příčinou úmrtí ryb v acidifikovaných jezerech a řekách je tak pravděpodobně narušení funkce žáber, ztráta solí v krvi a porucha výměny plynů. Zvýšené koncentrace solí ve vodě pravděpodobně způsobují rezistenci ryb vůči negativnímu působení tohoto kovu při nízkém pH. U hliníku byla také prokázána fytotoxicita (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.8 Mangan**

#### ***3.3.8.1 Výskyt a využití***

Mangan je poměrně častým kovem v zemské kůře, který se obvykle nachází společně s železnými rudami. Mangan se vyskytuje v mnoha nerostech, např. jako burel ( $MnO_2$ ), braunit ( $Mn_2O_3$ ), hausmanit ( $Mn_3O_4$ ) a dialogit  $MnCO_3$  (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Má široké využití v průmyslu. Přidává se do ocelí a slitin pro zvýšení tvrdosti, pevnosti a odolnosti vůči korozi. Oxid manganičitý je součástí suchých baterií a používá se i v chemickém průmyslu jako oxidační činidlo nebo k zhotovování skla a porcelánu. Další sloučeniny slouží např. k výrobě hnojiv, krmiv pro dobytek, barvení textilu a látek, jako katalyzátory, dezinfekce nebo na ochranu dřeva. Methylcyklopentadienyl-mangan-trikarbonyl (MMT) se používal jako přísada do benzínu v Severní Americe a později v Austrálii jako antidetonační přísada do benzínů místo sloučenin olova (Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Mangan se přirozeně vyskytuje ve vodě, půdě i organismech. Koncentrace ve vodě se pohybují od méně než  $1 \mu g.l^{-1}$  až do stovek  $\mu g.l^{-1}$ , (Pitter, 1990). Ve větším množství lze mangan najít u rudných nalezišť nebo vod s vysokým obsahem huminových látek.

Antropogeními zdroji jsou nejčastěji spalování fosilních paliv nebo odpadní vody z průmyslu, metalurgických a chemických závodů a prosakující vody ze skládek odpadů (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

Mangan se ve vodách vyskytuje v oxidačním čísle 2+, 3+, 4+ a 6+. Transport, rozdělení a jeho chemická forma závisí na rozpustnosti sloučenin manganu, pH, oxidačně-redukčním potenciálu a přítomnosti některých aniontů. V anoxických podmínkách převažuje dvojmocná forma, která je v přítomnosti kyslíku velmi nestabilní. V kyselých nebo neutrálních vodách se nejvíce vyskytuje v rozpustné formě jako  $[\text{Mn}(\text{H}_2\text{O}_6^-)]$ . V závislosti na složení vody může vytvářet další komplexní hydroxidy, uhličitany nebo chloridy. V zásaditém pH v důsledku oxidace a hydrolýzy vznikají vyšší oxidy v oxidačních stupních III a IV, které se vyznačují nízkou rozpustností. Tyto hydratované ionty se mohou sorbovat na různé kationty, při čemž se uvolňuje kationt  $\text{H}^+$ . K oxidaci dochází i vlivem lithotrofních manganových bakterií. Mangan se dobře akumuluje v sedimentu (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.8.2 Toxicita**

Mangan jako esenciální prvek je nezbytný pro fungování lidského organismu. Účastní se metabolismu cukrů, proteinů, mineralizace kostí a má důležitou funkci v řadě enzymů (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Hlavními zdroji pro lidský organismus je potrava nebo inhalace par a prachu, která má význam především u profesní expozice. Kůží se vstřebává jen velmi malé množství. Potravinami bohatými na mangan jsou obiloviny, hlavně pšenice, rýže, ořechy, ananas, čaj, luštěniny a maso. Denní příjem se pohybuje mezi 2 a 8,8 mg, přičemž jako minimální dávka potřebná pro správné fungování organismu se udává 2-5 mg. Vlivem nízké rozpustnosti sloučenin je vstřebáváno pouze 3-14% z celkového příjmu (Bencko a kol., 1995). Vyšší schopnost absorpce se vyskytuje u lidí s nedostatkem železa. Exkrece je uskutečňována hlavně žlučí a močí (Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Dlouhodobý nedostatek manganu v potravě negativně ovlivňuje cévní soustavu, protože může způsobovat nadměrné ukládání cholesterolu na cévní stěnu. Naopak chronické otravy působí neurotoxicky a mají za následek psychické, neurologické a behaviorální poruchy, které se projevují impulzivitou, akutními psychózami, maniodepresivními stavy, bolestmi hlavy a somnolencí. Mangan také může vyvolat onemocnění, které má podobné projevy jako Parkinsonova choroba. Inhalace par  $\text{MnO}_2$  nebo  $\text{KMnO}_4$  má

negativní vliv na dýchací cesty a zvyšuje náchylnost k zánětům průdušek a plic (Pitter, 1990; Bencko a kol., 1995; Nordberg a kol., 2007).

Přestože se mangan vyskytuje ve všech tkáních v těle, nemá tendence se kumulovat v organismu. U manganu byly popsány mutagenní účinky, přestože karcinogenní vliv na somatické buňky nebyl prokázán (Nordberg a kol., 2007).

### **3.3.9 Železo**

#### **3.3.9.1 Výskyt a využití**

Železo je čtvrtým nejrozšířenějším kovem v zemské kůře. Vyskytuje se v mnoha rudách, z nichž nejvýznamnější jsou pyrit  $\text{FeS}_2$ , hematit  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  a magnetit  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

Využívá se pro výrobu ocelí, materiálů pro stavbu budov, pigmentů i ve farmaceutickém průmyslu. Z těchto lidských aktivit může dojít ke zvýšení obsahu sloučenin železa v tocích. Dalšími možnými zdroji jsou především odpadní vody z hutnických provozoven, úprava pitné vody a korozní procesy (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

V přirozených neznečištěných tocích se železo objevuje pouze v nízkých koncentracích a to v setinách až desetínách  $\text{mg.l}^{-1}$ . S výjimkou kyselých vod z rašelinišť se obsah železa v tocích v Česku pohybuje do  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Přirozenými procesy se do vod dostává rozpouštěním hornin, které je za normálních podmínek velmi pomalé. Uvolňování může být urychleno v tocích, které obsahují ve vyšší míře oxid uhličitý, huminové kyseliny nebo kyselinu sírovou, která vzniká oxidací sulfidických rud. Pyrit může být také oxidován bakteriemi rodu *Thiobacillus* a *Ferrobacillus* (Pitter, 1990).

Železo se ve vodách vyskytuje jak ve formě rozpuštěných, tak i nerozpuštěných látek. Toto rozdělení je závislé na pH, oxidačně redukčním potenciálu a přítomnosti komplexačních činidel. Dvojmocné železo a jeho sloučeniny se vyskytují v anoxickém prostředí u dna nádrží. Ve vodách, které obsahují rozpuštěný kyslík, je železo přítomno v oxidované trojmocné formě. Volný iont  $\text{Fe}^{3+}$  se ve větší míře vyskytuje jen v silně kyselých vodách, jinak převažují v závislosti na pH rozpuštěné formy jako např.  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Fe}(\text{OH}) \text{ aq.}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ . Ionty  $\text{Fe}^{3+}$  podléhají hydrolyze, při níž se

nejdříve tvoří hydroxopolymery, které se nakonec mění ve sraženiny hydratovaného oxidu železitého (Pitter, 1990).

### **3.3.9.2 Toxicita**

Železo je esenciální kov, který je nezbytný pro život organismů. Je přítomen ve všech buňkách teplokrevných živočichů a tvoří klíčovou součást hemoglobinu, v němž se podílí na transportu kyslíku. Má nezastupitelnou funkci také v syntéze DNA a dýchání (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

Dostatek železa v organismu je předpokladem pro jeho správné fungování. Ve vyspělých zemích činí příjem železa asi 15 mg za den, z čehož je přibližně 10% absorbováno. Přebytek železa vlivem konzumace potravy s jeho vysokým obsahem nebyl pozorován. Nejvíce železa získává lidské tělo z červeného masa, protože se zde vyskytuje ve formě hemu, který se dobře vstřebává. Absorpce je závislá na formě železa, ostatních složkách stravy, zásobě v těle a genetických predispozicích.  $\text{Fe}^{3+}$  je na rozdíl od  $\text{Fe}^{2+}$  při neutrálním pH v dvanáctníku prakticky nerozpustné a pro zvýšení dostupnosti je nutné jej ve střevě redukovat, např. kyselinou askorbovou (Nordberg a kol., 2007).

Chronický nedostatek železa se označuje jako anemie. Udává se, že jí trpí více než půl miliardy lidí na světě (Nordberg a kol., 2007). Může se objevit nejenom při nízkém příjmu železa z potravy, ale i jako následek po velké ztrátě krve nebo v souvislosti s vnitřním krvácením (Pitter, 1990; Nordberg a kol., 2007).

Přestože jde o biogenní prvek, je možné se železem i předávkovat, protože savci nemají možnost dlouhodobě odvádět přebytek železa z těla. Chronické předávkování se většinou objevuje v souvislosti s krevními transfuzemi a vede k poškození srdce, jater a slinivky. Inhalace zejména oxidů železa může způsobit akumulaci železa v plicích, tzv. siderózu (Nordberg a kol., 2007).

Přebytek železa v tocích může být nebezpečný pro některé organismy. Většina bezobratlých živočichů je citlivá na dávky v  $\text{mg.l}^{-1}$ , ale larvy hmyzu jakou jsou jepice, můžou hynout už při několika stovkách  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Mance a Cambell, 1988 in Nordberg a kol., 2007).



## 4. Metodika

### 4.1 Popis lokality

Zátišský potok se nachází v katastru městské části Praha-Lhotka a Praha-Hodkovičky (Obrázek 1). Pramení na území sídliště Novodvorská, kde vytéká z místního koupaliště, a ústí z pravé strany do Vltavy. Jeho celková délka je 3080m, plocha povodí zabírá 3,022 km<sup>2</sup> a přirozený průtok u ústí je 1,9 m<sup>3</sup>/s. Výškový rozdíl mezi pramenem a ústím činí 83 m (Nábělková a kol., 2003).

Na Zátišském potoce byly v minulosti vybudovány tři rybníky. Jsou to rybníky U Vodotoku, retenční nádrž Hodkovičky a Zátišský rybník. V horní části potok protéká sídliště Lhotka a Novodvorská, střední úsek toku je tvořen převážně lesem a v dolním úseku se nachází vilová zástavba, za níž je tok uměle napřímen a zatrubněn (internetový zdroj 2).



Obrázek 1: Mapa povodí Zátišského potoka  
Zdroj: internetový zdroj 3, Nábělková a kol., 2003

Potok je negativně ovlivněn činností člověka a to zejména zaústěním dešťové kanalizace, díky níž dochází k několikanásobnému zvýšení průtoků v období dešťů a následné erozi (obr. č. 3). V toku je celkem 7 výústí dešťové kanalizace. Do retenční nádrže Hodkovičky přitéká z levé strany Dvorecký potok, do kterého je svedena dešťová kanalizace ze sídliště. Dalším zdrojem znečištění může být odpadní voda z neoprávněně napojených provozoven a rodinných domků přes dešťovou kanalizaci (Komínková 2007; Nábělková a kol., 2003).

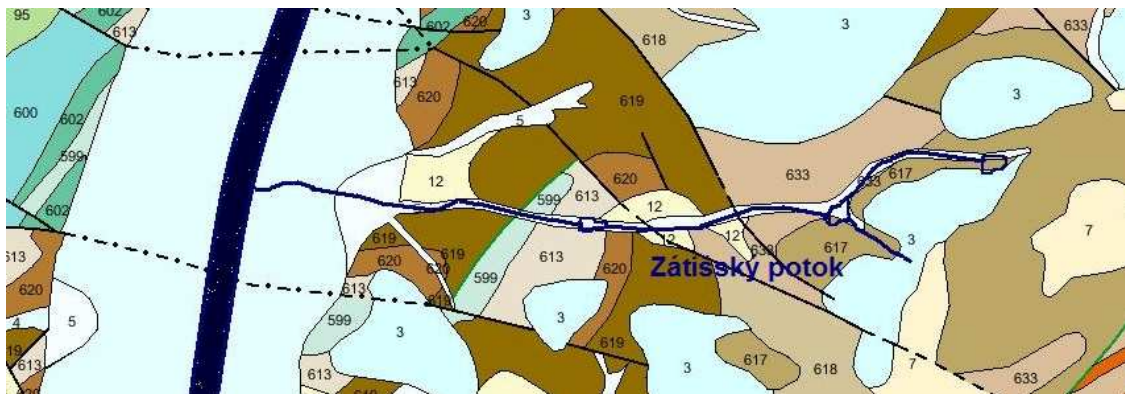
Zátišský potok je spolu s územím údolní nivy Vltavy, nacházející se v dolním úseku toku, významným krajinným prvkem. Vyskytují se zde chráněné druhy živočichů, jako

jsou např. čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), slepýš křehký (*Anguis fragilis*) nebo ledňáček říční (*Alcedo atthis*) (internetový zdroj 2).

#### 4.1.1 Geologické poměry v povodí

Praha patří k oblastem s velmi rozmanitou geologickou strukturou. Nachází se v Českém masivu a je součástí jednotky nazvané Barrandien. Z geologických výzkumů této jednotky bylo zjištěno, že podložní horniny jsou poměrně chudé na stopové prvky, jako např. kovy (Chlupáč, 1999; Kovanda a kol., 2001; Hnaťuková, 2007).

Povodí Zátíšského potoka je tvořena hlavně prvohorními pískovci, prachovcem, jílovcem a jílovou břidlicí (Obrázek 2). Částečně se zde vyskytují také nezpevněné nivní a říční sedimenty, které se skládají z hlíny, písku a štěrku (Chlupáč, 1999; internetový zdroj 4).



Obrázek 2: Geologická mapa povodí Zátíšského potoka

Zdroj: internetový zdroj 4

**Legenda:** nezpevněné sedimenty: **3:** říční sedimenty (písek, štěrk) – kvartér, **4:** nivní sedimenty (hlína, písek, štěrk) – kvartér, **5:** splachové sedimenty (hlína, písek, štěrk) kvartér, **12:** naváté písky - kvartér

zpevněné sedimenty: **599:** vápenec, břidlice, silicit – silur, **613:** pískovec, prachovec, jílovitá břidlice - ordovik, **617:** droba, pískovec, prachovec, jílovitá břidlice – ordovik, **619:** jílovec, prachovec – ordovik, **620:** jílovec, jílovitá břidlice – ordovik, **633:** jílovitá břidlice - ordovik

## 4.2 Odběr a uchování vzorků

Veškeré vzorky se odebírají do polyethylenových vzorkovnic, aby se zamezilo kontaminaci vzorků kovy.

Odběr vzorků vody se provádí tak, aby se při něm nevířil sediment ani nárosty na dně. Vzorky vody byly odebírány do lahvíček o objemu 100 ml, které byly po převozu do laboratoře okyseleny kyselinou dusičnou a uchovány v chladničce do pozdější analýzy. Protože se jedná o malý a nepříliš hluboký tok, byl sediment odebírán plastovou naběračkou. Po transportu do laboratoře byly vzorky uchovávány v mrazničce a následně vysušeny. K sušení bylo využíváno lyofilizace, tj. vymrazování za sníženého tlaku pomocí přístroje CHRIST ALFA 1-4. Tento způsob sušení zamezuje ztrátám těžkých sloučenin kovů a kontaminaci z ovzduší (Nábělková, 2005).

Pro odběr bentických organismů byly použity vzorkovače s umělým substrátem. Vzorkovače o objemu 3,75 litru a velikosti ok 1,5 cm byly v toku upevněny dvěma hřebky proti vyplavení a ponechány zde přibližně jeden měsíc (Komínková, 2006). V některých případech byly vzorkovače odplaveny, nebo se v důsledku poklesu hladiny vyskytovaly na suchu. V takových situacích nebylo možné získat dostatečné množství organismů pro chemickou analýzu, a proto byla použita i metoda kick sampling (Komínková, 2006). Ta spočívá v rozrývání dna toku patami a chytání uvolněných organismů do sítě.

Organismy, které osídlily vzorkovač nebo byly nasbírány při kick samplingu, byly po příjezdu do laboratoře vytrženy, spočítány a poté stejně jako vzorky sedimentu, zmrazeny a vysušeny lyofilizací přístrojem CHRIST ALPHA 1-4. Na některých místech v toku byly objeveny nárosty, které byly odebrány jako zástupci primárních producentů. Vzorky nárostů byly hned po odběru propláchnuty vodou z toku, aby došlo k vymytí sedimentu nahromaděnému v rostlinných nárostech. Následně byly uloženy do plastových vzorkovnic a dále zpracovány jako vzorky bentosu.

Odběry byly rozvrženy tak, aby bylo možné co nejlépe zachytit sezónní variabilitu, jak v živých, tak neživých složkách vodního prostředí.

Pro sledování jarních, letních i podzimních koncentrací se v roce 2009 se uskutečnily čtyři odběry. První odběr byl realizován v dubnu, další dva v červenci a poslední v září. Pro reprezentativnost vzorků bentosu je navíc důležité, aby na sebe odběry navazovaly přibližně po jednom až dvou měsících. Tyto organismy jsou sbírány pomocí vzorkovačů, které jsou ponechány v toku a během této doby osidlují vzorkovač. V roce

2009 musel být druhý odběr kvůli deštivému počasí několikrát odložen, a proto vzorkovač zůstal v toku přibližně tři měsíce. Z tohoto důvodu byly jarní vzorky bentosu i ostatních složek získány ještě v dubnu a červnu 2010.

### 4.3 Zpracování vzorků

Vazba akumulovaných látek v sedimentu je velmi rozdílná v závislosti na velikosti minerálních částic a vzrůstá s obsahem jemnozrnných frakcí. Proto byly všechny vysušené vzorky sedimentu rozsítovány nekovovým sítem na tři frakce plus „celkový“ sediment. Celkový sediment byl získán přesítováním přes síto o velikosti ok 0,609 mm, čímž byl vzorek zbaven nejhrubších nečistot. Část celkového sedimentu byla ještě dále síťovaná, tak aby byly získány frakce o velikosti zrn 0,609-0,206 mm, 0,206-0,061 mm a menší než 0,061 mm.

Pro stanovení obsahu těžkých kovů metodou AAS (atomová absorpční spektrometrie) je nutné pevné vzorky, jako sediment, bentické organismy a nárosty, nejdříve rozložit. Tím je vzorek přeměněn na kapalný, z něhož lze zjistit obsah těžkých kovů (Nábělková, 2005).

Rozklad probíhal v mikrovlnné peci MILESTONE Ethos TC pomocí 10 ml 65% kyseliny dusičné a 1 ml 30% peroxidu vodíku, který se přidává pro zvýšení oxidačních účinků. Tímto způsobem se sice nerozloží veškerý materiál, ale dojde k vyluhování části těžkých kovů, která je dostupná organismům (Nábělková, 2005; US EPA, 1994). Tato metoda je podrobně zpracována agenturou US EPA jako EPA 3052.

K rozkladu byly ze subvzorků (celkový sediment jednotlivé zrnitostní frakce odebrány dvě navážky po 3 g, které byly rozloženy v mikrovlnné peci, přefiltrovány filtračním papírem Whatman 55 mm a v odměrné baňce doplněny destilovanou vodou na objem 50 ml. V těchto kapalných vzorcích byla stanovena koncentrace těžkých kovů, koncentrace byly převedeny na navážku sedimentu a následně byla vypočítána průměrná hodnota a směrodatná odchylka.

Vzorky bentosu a nárostů byly také rozloženy v mikrovlnné peci za přítomnosti kyseliny dusičné a peroxidu vodíku (pro vzorky bentosu i nárostů byla činidla dávkována v množství 9+1 ml). U těchto vzorků se připravuje navážka do 1 g z důvodu možného výbuchu při mineralizaci. Rozložený vzorek není nutné filtrovat, protože se

organická hmota rozloží téměř beze zbytku. Vzorky bentosu byly po rozkladu přelity do odměrných baněk a doplněny destilovanou vodou na objem 10 ml a vzorky nárostů na 25 ml (Komínková, 2006).

U okyselených vzorků vody je možné koncentraci těžkých kovů měřit hned.

#### **4.4 Analýza vzorků**

Pro stanovení obsahu těžkých kovů byla použita metoda AAS (atomová absorpční spektrometrie), která využívá měření absorpce elektromagnetického záření volnými atomy prvků. Volné atomy v plynném stavu vznikají v atomizátoru. Pro účely diplomové práce byla využívána metoda atomizace v plameni (F-AAS) nebo elektrotermicky (ETA-AAS). Elektrotermická atomizace se používala v případě, že vzorky obsahovaly nízké koncentrace kovů, které byly pod detekčním limitem pro F-AAS. Zpravidla se jednalo o vzorky bentosu nebo vody (Němcová a kol., 2004; Komínková, 2006).

K vyhodnocování výsledné koncentrace byla vytvořena kalibrační křivka minimálně ze tří standardů, ze které pak byla vypočítána koncentrace těžkých kovů ve vzorku.

##### **4.4.1 Plamenná atomizace**

Při plamenné atomizaci se využívá plamenů vzniklých ze směsi paliva a okysličovadla. Jako palivo slouží směs acetylenu (u Al a Cr společně s oxidem dusným) a oxidantem je vzduch. Touto metodou byly měřeny koncentrace kovů Fe, Mn, Al, Cr, Zn, Pb, Cu a Ni (Cibulka, 1991; Němcová a kol., 2004).

##### **4.4.2 Elektrotermická atomizace**

Elektrotermická atomizace slouží ke zjišťování velmi nízkých koncentrací těžkých kovů. Např. u olova byla u F-AAS zjištěna mez detekce  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ , kdežto u ETA-AAS až  $0,00005 \text{ mg.l}^{-1}$  (Cibulka, 1991). K atomizaci dochází v grafitových kyvetách postupným ohřevem vlivem průchodu elektrického proudu v atmosféře velmi čistého argonu. Základními kroky teplotního programu jsou sušení, pyrolýza a atomizace

vzorku. Po provedení měřicího cyklu je atomizátor vypálen a ochlazen. Tato metoda byla použita pro stanovení Cd a u některých vzorků i Cr, Pb, Cu a Ni (Cibulka, 1991; Němcová a kol., 2004; cheminfo.chemi.muni.cz)

#### **4.5 Stanovení ztráty žíháním**

Těžké kovy v sedimentu se vážou ve značné míře na organickou hmotu, jejíž obsah patří k jednomu ze základních ukazatelů kvality sedimentu. Jednou z možností stanovení obsahu organické hmoty v sedimentu je metoda ztráta žíháním.

Žíhání bylo prováděno tak, že vzorky všech frakcí sedimentu byly nadávkovány do keramických žíhacích misek a vloženy do žíhací pece, kde byly vystaveny teplotě 450°C po dobu 4 hodin. Výsledná ztráta žíháním v procentech byla vypočítána podle vzorce:

$$\% = (a \cdot 100) / b$$

a hmotnost sedimentu v gramech po vyžíhání

b navážka vyschlého sedimentu v gramech před žíháním

(internetový zdroj 5)

#### **4.6 Stanovení základních ukazatelů fyzikálně chemické kvality vody**

Při odběrech vzorků k analýze kovů byly měřeny také základní ukazatele fyzikálně chemické kvality vod. Přímo na jednotlivých profilech byla pomocí elektrod sledována vodivost, koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH a teplota. Po příjezdu do laboratoře byly z odebraných vzorků vody stanovovány další ukazatele pomocí kyvetových testů firmy Hach Lange. Těmito testy byly zjišťovány parametry jako BSK (biologická spotřeba kyslíku), CHSK (chemická spotřeba kyslíku), TOC (celkový organický uhlík), Cl<sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

## 4.7 Zpracování dat

Výsledné koncentrace kovů v jednotlivých složkách ekosystému byly dále zpracovávány a vyhodnocovány v programech MS Excel a statistickém programu R. V programu MS Excel byly vypočítány základní popisné hodnoty, jako průměr, medián a směrodatná odchylka a vytvořeny sloupcové a spojnicové grafy.

K dalšímu statistickému zpracování byl využíván program R, který umožňuje testovat data na normalitu. Poté bylo pomocí neparametrického Kruskal-Wallisova testu nebo testu ANOVA zjišťováno, zda dochází ke statisticky významným změnám v koncentraci jednotlivých kovů mezi profily. V tomto programu byly také vytvářeny grafy průměrných koncentrací na jednotlivých profilech s 95% intervalem spolehlivosti.

## 4.8 Hodnocení kvality vody a sedimentu

Naměřené koncentrace kovů ve vodě a sedimentu byly srovnávány s platnou legislativou. U vody se jedná o Nařízení vlády č. 229/2007 Sb.

Pro sediment v Česku zatím neexistuje zákon, který by stanovoval přípustné koncentrace, ale v některých státech existují různé limitní hodnoty založené na účinku látky na bentické organismy nebo toxicitě daných chemických látek. Tyto limitní hodnoty se ale u některých kovů značně liší, a to až o několik řádů (Komínková, 2011). U nejbližších sousedů, na Slovensku, byl vypracován metodický pokyn MŽP SR z 28. srpna 1998 č. 546/98 – 2 pro hodnocení rizik ze znečištěných sedimentů toků a vodních nádrží, který byl použit i v této práci. Dále byly koncentrace v sedimentu srovnávány s limitními koncentracemi tzv. benchmarků z USA. Naměřené koncentrace byly také porovnávány s hodnotami přirozeného pozadí hornin v Barrandienu. K tomuto účelu slouží např. koeficientu CEF (koeficient kulturního obohacení), který lze vypočítat jako:

$$CEF = C_{ss} / C_{pozadí}$$

$C_{ss}$  - koncentrace v současném sedimentu

$C_{pozadí}$  – koncentrace geochemického pozadí

(Komínková, 2006)

Pro hodnocení koncentrací kovů v tělech organismů, které nejsou určeni k lidské konzumaci zatím neexistují české nebo evropské zákony. Proto byla koncentrace kovů u

organismů srovnávána s koncentracemi v sedimentu, pomocí tzv. koeficientu BSAF (biota sediment akumulční faktor). Ten lze vypočítat podle vztahu:

$$BSAF = C_{\text{biota}} / C_{\text{sediment}}$$

$C_{\text{biota}}$  - koncentrace kovu v sušině organismů (v  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

$C_{\text{sediment}}$  - koncentrace kovu v sedimentu (v  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

(Komínková, 2006; internetový zdroj 6)



## 5. Výsledky

Sledovanou lokalitou je Zátíšský potok, na němž se nachází 7 zaústění dešťové kanalizace a 3 dešťové usazovací nádrže. Vzorky vody, sedimentu, bentosu a nárostů byly odebírány celkem na 7 odběrových místech. Tento tok byl sledován v období od dubna 2009 do června 2010. Během této doby bylo provedeno 6 odběrů vzorků, konkrétně 4 odběry v roce 2009 a na jaře 2010 další dva odběry.

Naměřené koncentrace kovů ve vodě a sedimentu jsou srovnávány s legislativou. Pro vodu existují české normy dané Nařízením vlády č. 229/2007 Sb. Pro sediment v Česku zatím žádný zákon vypracován není, a proto byl použit slovenský metodický pokyn MŽP SR č. 549/98 – 2 pro hodnocení rizik ze znečištěných sedimentů toků a vodních nádrží (internetový zdroj 7). Pro organismy, které nejsou určeny k lidské konzumaci, zatím neexistují české ani evropské zákony, který by se zabývaly koncentracemi kovů v jejich tělech.

### 5.1 Voda

#### 5.1.1 Kvalita vody dle základních fyzikálně chemických ukazatelů

Kvalita vody na Zátíšském potoce byla hodnocena podle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. V tomto toku byly v roce 2009 a 2010 pravidelně překračovány limity hlavně pro CHSK, TOC a  $P-PO_4^{3-}$ . V menší míře se vyskytovaly nadlimitní hodnoty u  $N-NH_4^+$  a  $N-NO_2^-$ . Na tomto znečištění se pravděpodobně podílí splach z okolních ploch a splašky, které se dostávají do toku prostřednictvím černých výustí v zaústění dešťové kanalizace (Doležalová a kol., 2011a).

Pro dostupnost kovů je jedním z určujících faktorů pH, které se obvykle pohybovalo mezi 7 a 8. Tyto hodnoty vyhovují normám a neměly by vést ke zvýšenému rozpouštění a mobilizaci kovů.

Z hlediska kvality vody nelze jednoznačně říci, která lokalita je nejzatíženější, protože se většina ukazatelů v toku příliš neměnila. U nejproblematičtějších parametrů jako CHSK, TOC a  $PO_4^{3-}$  se nadlimitní koncentrace vyskytovaly prakticky po celé délce

toku. Pouze v případě konduktivity byly nejvyšší hodnoty pravidelně zjišťovány na profilech Z1 a Z2 (Doležalová a kol., 2011a).

### 5.1.2 Koncentrace kovů ve vodě

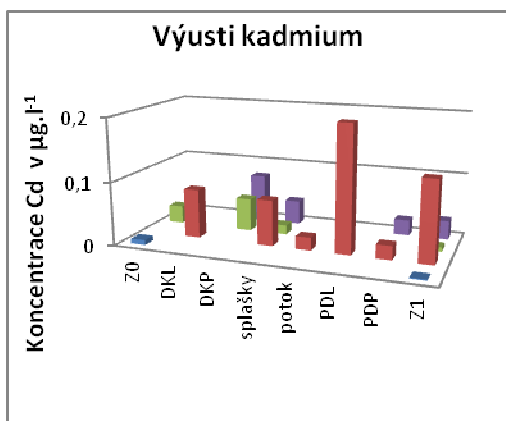
Nadlimitní koncentrace kovů se ve vodě vyskytovaly především u mědi a v menší míře u manganu, chromu, niklu a olova (Tabulka 1). Asi největší nebezpečí představuje měď, jejíž koncentrace byly překračovány na všech profilech. U ostatních jmenovaných kovů se vždy jednalo jen o několik hodnot.

Tabulka 1: Srovnání naměřených koncentrací kovů ve vodě s normami environmentální kvality stanovenými v Nařízení vlády č. 229/2007 Sb.

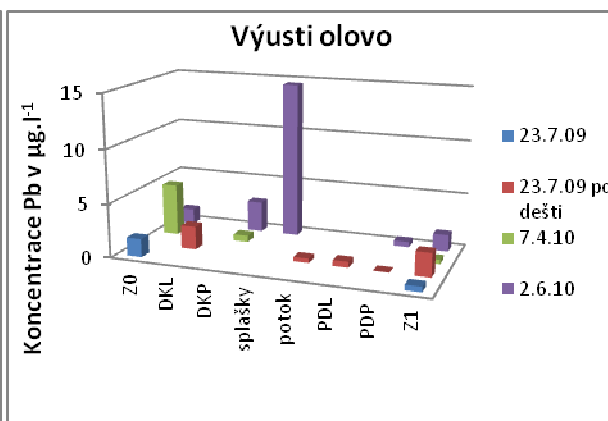
Kov	Naměřené koncentrace ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )				Limit pro obecné požadavky ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )
	min	max	průměr	medián	
Železo	14,4	1710,4	290,55	171,2	2000
Mangan	0,02	<b>998,1</b>	196,19	130,1	500
Hliník	15,8	1478,3	403,63	390,85	1500
Chrom	0,05	<b>36,2</b>	7,72	1,27	35
Kadmium	0,0011	0,337	0,033	0,0206	0,7
Měď	2,81	<b>123,4</b>	<b>32,06</b>	<b>32,4</b>	25
Nikl	1,56	<b>81,1</b>	26,84	22	40
Olovo	0,029	<b>67,75</b>	2,83	0,79	14,4
Zinek	0,6	56,3	14,47	10,25	160

#### 5.1.2.1 Koncentrace kovů ve výustích nad Z1

Obsah těžkých kovů nebyl sledován pouze ve vodě Zátíšského potoka, ale na lokalitě Z1 byla pravidelně sledována i kvalita vody vytékající z jednotlivých výustí, které se významně podílejí na ovlivnění kvality vody nad Z1. Lokalita Z1 se nachází přímo pod hrází rybníka U vodotoku a jsou zde zaústěny dvě dešťové kanalizace a dva patní drény, které odvádějí vodu prosakující hrází. Do toku se zde také dostávají splašky, které jsou ilegálně zavedeny do zaústění dešťové kanalizace. Tyto černé výusti měly být ještě před rokem 2009 zrušeny, ale bohužel se tak nestalo. Z analýzy kovů vyplývá, že tyto výpusti mohou být také zdrojem kovů v toku.



Graf 1: Kadmium ve vodě z výustí nad Z1

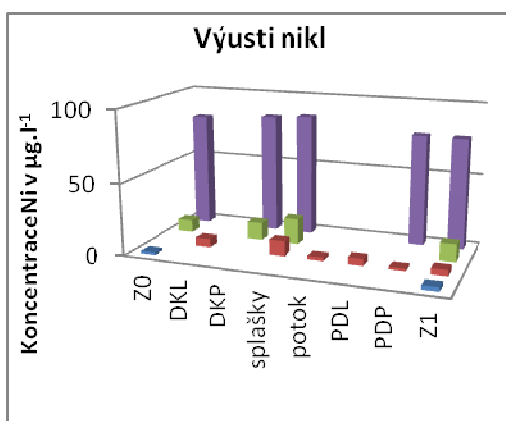


Graf 2: Olovo ve vodě z výustí nad Z1

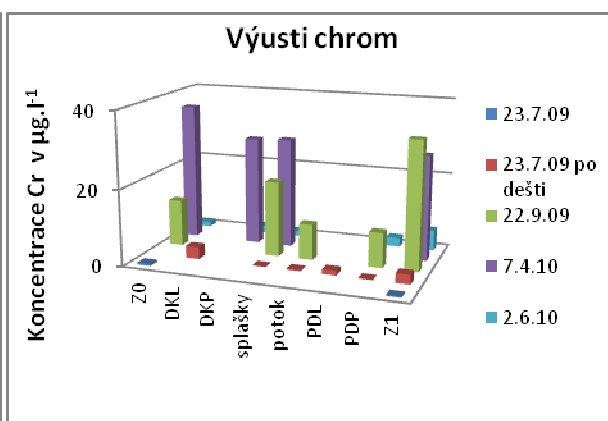
**Legenda:** Z0,Z1 – odběrové profily, DKL - levá výúst' dešťové kanalizace, DKP - pravá výúst' dešťové kanalizace, splašky – ilegální výpusť, potok – zaústění potoka, PDL – levý patní drén, PDP – pravý patní drén

Z grafu 1 je patrné, že množství kadmia ve vodě po dešti bylo vyšší než před ním. Na tomto znečištění se mohly podílet především levý patní drén, levá výúst' dešťové kanalizace, které vykazovaly nejvyšší koncentrace. Vysoké koncentrace z patního drénu jsou neobvyklé, protože tato voda prosakuje pouze hrází rybníka. Vyšší koncentrace kadmia byly v některých případech také zjišťovány u pravé výusti dešťové kanalizace a splašků.

V případě (Graf 2) olova nebyl zjištěn výrazný vliv výustí nad Z1. Výjimku tvořil pouze jeden odběr splašků, ve kterém se vyskytovaly velmi vysoké koncentrace.



Graf 3: Nikl ve vodě z výustí nad Z1

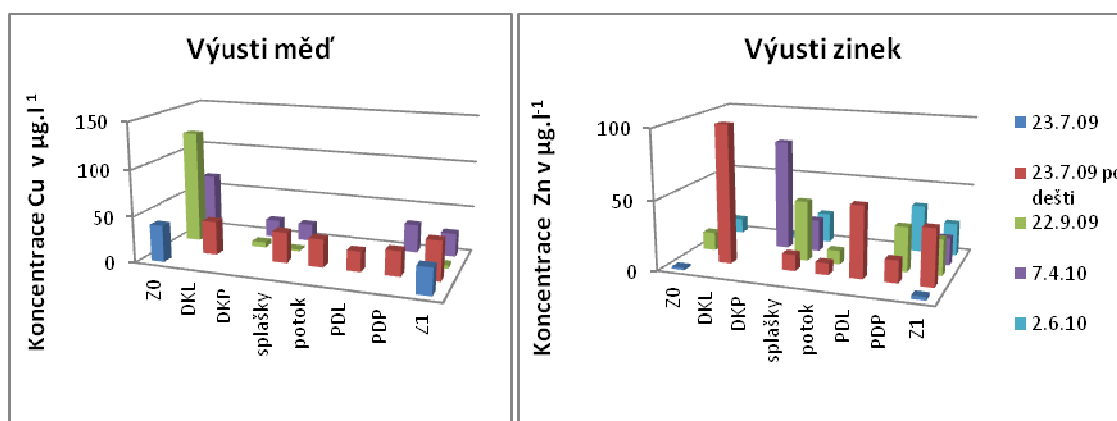


Graf 4: Chrom ve vodě z výustí nad Z1

**Legenda:** Z0,Z1 – odběrové profily, DKL - levá výúst' dešťové kanalizace, DKP - pravá výúst' dešťové kanalizace, splašky – ilegální výpusť, potok – zaústění potoka, PDL – levý patní drén, PDP – pravý patní drén

Graf 3 ukazuje, že nejvyšší koncentrace niklu byly naměřeny při odběru ze 7.4.2010. Nadlimitní koncentrace byly v tomto dni zjištěny na všech odběrových místech a odpovídá trendu zvyšování koncentrací niklu v roce 2010. Nejvyšší hodnoty niklu byly zjištěny u všech odběrů ve splašcích.

Z grafu 4 je možné vidět, že stejně jako u niklu, byly i u chromu zjištěny nejvyšší koncentrace při odběru ze 7.4.2010. Ke vzorkům s nejvyššími hodnotami chromu opět patřily splašky.



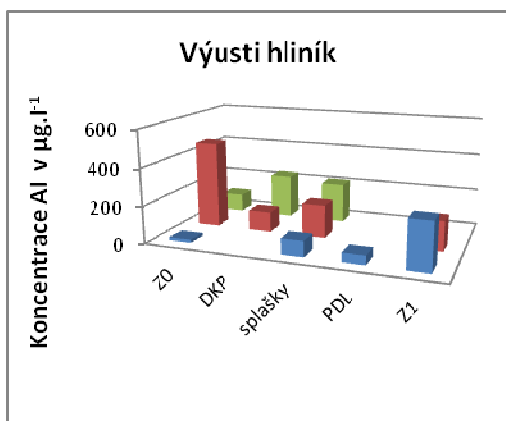
Graf 5: Měď ve vodě z výustí nad Z1

Graf 6: Zinek ve vodě z výustí nad Z1

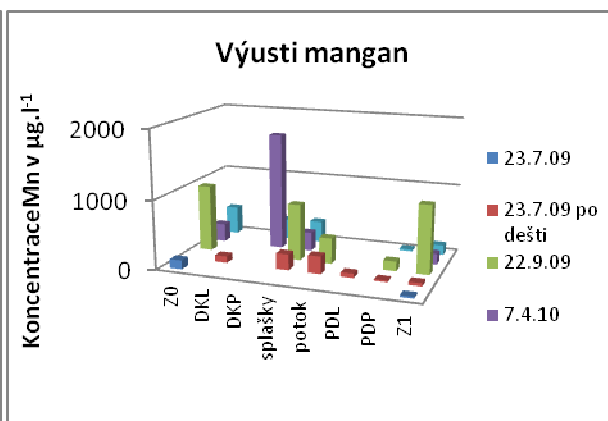
**Legenda:** Z0,Z1 – odběrové profily, DKL - levá výust' dešťové kanalizace, DKP - pravá výust' dešťové kanalizace, splašky – ilegální výpusť, potok – zaústění potoka, PDL – levý patní drén, PDP – pravý patní drén

Koncentrace mědi z jednotlivých výustí nad Z1 byly ve všech případech menší než na profilech nad a pod nimi (Graf 5). To může být částečně způsobeno tím, že měď patří mezi problematické kovy na Zátišském potoce, a koncentrace na Z0 i Z1 jsou výrazně nad povolenými limity.

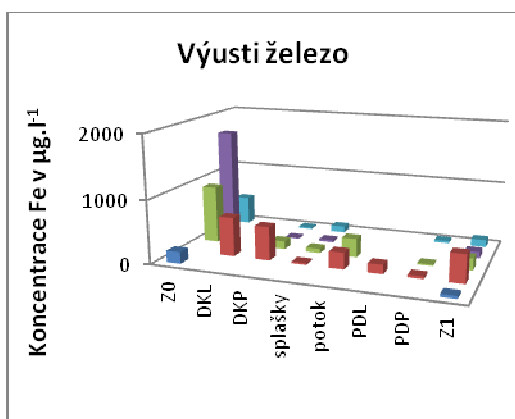
Koncentrace zinku (Graf 6) byly obvykle nižší na profilu Z0 než na Z1. Také koncentrace zjišťované ve vodě z výustí nad Z1 převyšovaly hodnoty naměřené na Z0, z čehož lze usuzovat, že se podílejí na znečišťování toku zinkem. Z těchto výustí byly nejvyšší hodnoty zjištěny u zaústění dešťové kanalizace.



Graf 7: Hliník ve vodě z výustí nad Z1



Graf 8: Mangan ve vodě z výustí nad Z1



Graf 9: Železo ve vodě z výustí nad Z1

**Legenda:** Z0,Z1 – odběrové profily, DKL - levá výúst' dešť'ové kanalizace, DKP - pravá výúst' dešť'ové kanalizace, splašky – ilegální výpusť, potok – zaústění potoka, PDL – levý patní drén, PDP – pravý patní drén

Koncentrace hliníku (Graf 7) byly u všech výustí nad Z1 poměrně nízké a vyrovnané. Chybějící hodnoty, které nejsou zaneseny do grafu, byly pod detekčním limitem pro FAAS.

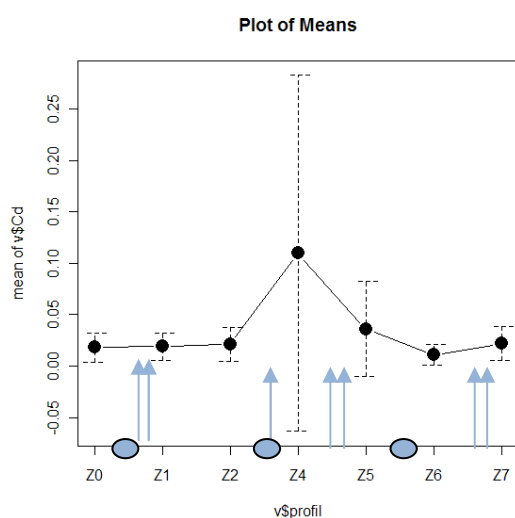
Z grafu 8 je možno pozorovat, že nejvyšší obsah manganu byl zjištěn ve vodě z pravé výusti dešť'ové kanalizace a z výusti splašků. Tyto vysoké hodnoty však obvykle nezpůsobily zvýšení koncentrací manganu ve vodě na Z1.

V případě železa, bylo zjištěno ve všech odběrech, že koncentrace na Z0 je vyšší než na Z1. Tomu odpovídají i koncentrace zjištěné u výustí nad Z1, které obsahují jen nízké koncentrace železa.

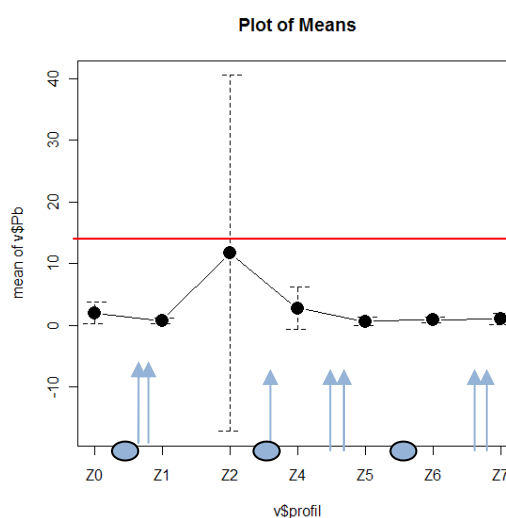
### 5.1.2.2 Koncentrace kovů ve vodě na profilech Z0-Z1

Pro hodnocení koncentrací kovů ve vodě byly na jednotlivých lokalitách spočítány průměry a 95% intervaly spolehlivosti, které byly zaneseny do grafů. V jednotlivých grafech bylo světle modrými šipkami označeno zaústění dešťové kanalizace a světle modrými elipsami dešťové usazovací nádrže. Nadlimitní koncentrace (podle Nařízení vlády 229/2007 Sb.) byly vyznačeny vodorovnou červenou čarou.

Všechny udávané koncentrace jsou v  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .



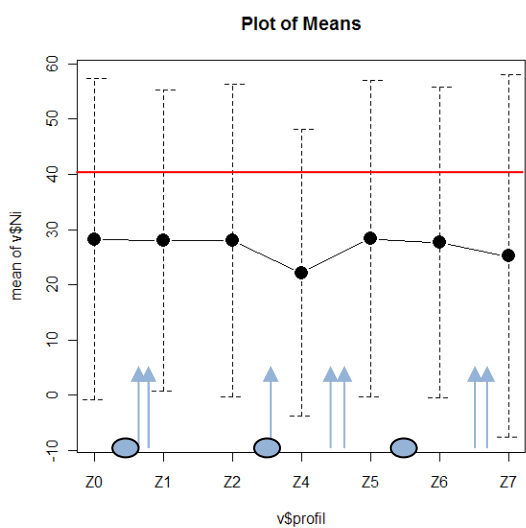
Graf 10: Koncentrace kadmia ve vodě v  $\mu\text{g.l}^{-1}$



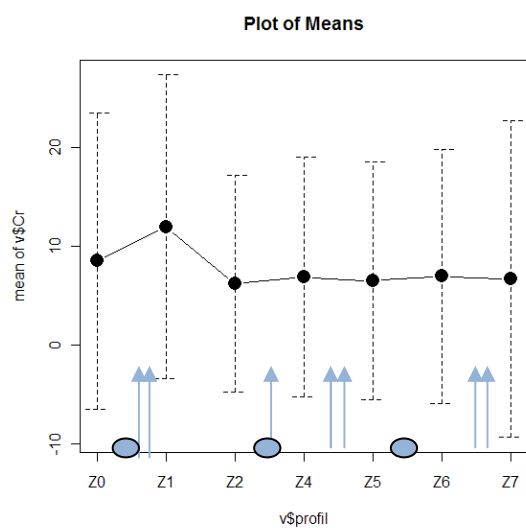
Graf 11: Koncentrace olova ve vodě v  $\mu\text{g.l}^{-1}$

V případě kadmia se nejvyšší hodnoty obvykle vyskytovaly na profilu Z4 (Graf 1), tedy za usazovací nádrží Hodkovičky. Do této nádrže rovněž přitéká Dvorecký potok, který může být potenciálním zdrojem kadmia. Variabilita koncentrací v toku však byla poměrně malá a statisticky nebylo prokázáno, že se koncentrace na profilech Z0 až Z7 měnila (p-hodnota 0,6038). Ze získaných dat také nelze vypozařovat žádné pravidelné kolísání v důsledku střídání ročních období. Zjištěné koncentrace kadmia na žádném odběrovém profilu nepřekračovaly limitní hodnoty.

Podobně ani u olova (Graf 2) nebylo statisticky prokázáno, že by se koncentrace v toku měnily (p-hodnota 0,5063). Zvýšení průměrné koncentrace na Z2 má za následek jedna vysoká hodnota, která činila  $67,75 \mu\text{g.l}^{-1}$  (7.4.2010). U ostatních odběrů se na této lokalitě vyskytovaly spíše podprůměrné koncentrace. Vliv dešťové kanalizace na obsah olova ve vodě pozorován nebyl a limitní hodnoty byly překročeny pouze u zmíněné maximální naměřené koncentrace na Z2.



Graf 12: Koncentrace niklu ve vodě  
v  $\mu\text{g.l}^{-1}$

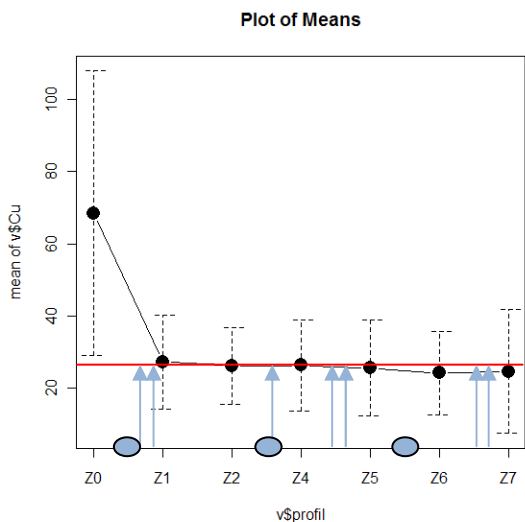


Graf 13: Koncentrace chromu ve vodě  
v  $\mu\text{g.l}^{-1}$

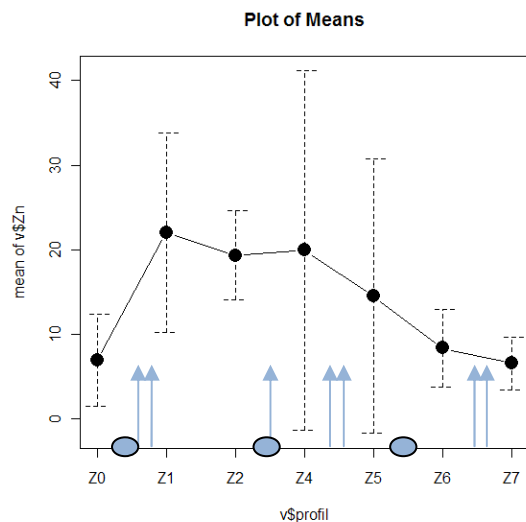
V případě niklu a chromu se koncentrace v podélném profilu toku lišily jen nepatrně a nešlo o statisticky významné rozdíly (p-hodnoty u obou kovů přes 0,974). Koncentrace odebrané ve stejný den byly v celém toku téměř totožné. Ze získaných výsledků nebyly zjištěny sezónní změny v obsahu niklu a chromu ve vodě v podélném profilu Zátíšského potoka.

Ohrožení ekosystému by mohlo hrozit u niklu, kde byly u posledního odběru (2.6.2010) dosahovány přibližně dvakrát vyšší koncentrace, než činí limity. U ostatních odběrů limity překračovány nebyly. Pokles hodnot na Z4 byl patrný téměř u všech odběrů a mohl být způsoben zachycením znečištění v dešťové usazovací nádrži nad tímto profilem.

Také koncentrace chromu byly až na výjimky poměrně nízké a nepřekračovaly limitní hodnoty. Nadlimitní koncentrace se vyskytovaly především u odběru z 2.6.2010.



Graf 14: Koncentrace mědi ve vodě  
v  $\mu\text{g.l}^{-1}$



Graf 15: Koncentrace zinku ve vodě  
v  $\mu\text{g.l}^{-1}$

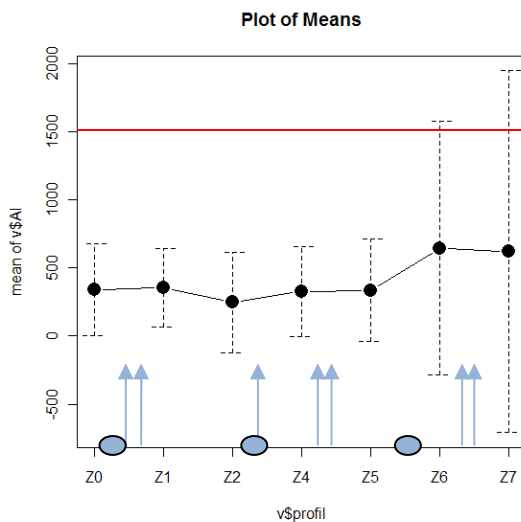
Z grafu č. 5 je patrný trend, kdy se nejvyšší koncentrace mědi vyskytovaly na Z0 a dál v toku už zůstávaly téměř stejné. Koncentrace mědi na všech místech v toku překračovaly limitní hodnoty, a proto mohou znamenat nebezpečí pro ekosystém. Statistickým zpracováním bylo potvrzeno, že se koncentrace v toku statisticky významně mění (p-hodnota 0,02807).

Zdrojem na Z0 je patrně místní koupaliště, kde byly pravděpodobně aplikovány algicidní přípravky na bázi mědi. Dalšími zdroji na Z1 by mohly být měděné okapy a střechy, z kterých je voda odváděna dešťovou kanalizací do toku. Na Z0 je možné pozorovat změny koncentrací v průběhu roku. Nejvyšší koncentrace (nad  $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) se vyskytovaly v obou letech v dubnu, nejnižší naopak v červenci a září.

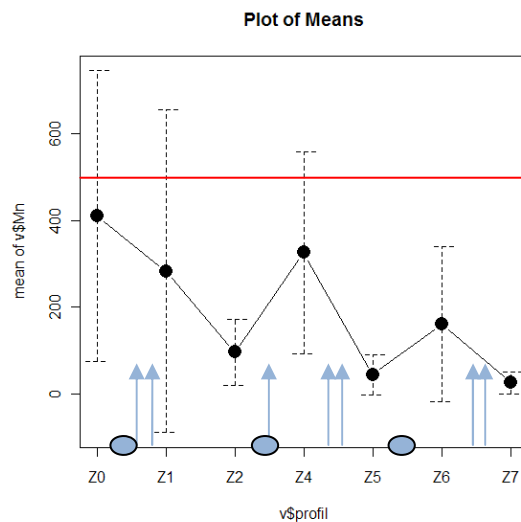
Také u zinku byl prokázán statisticky významný rozdíl v koncentracích v toku (p-hodnota 0,03677), zjištěné hodnoty však nepřekračovaly limity (Graf 6). Ke zvýšení hodnot docházelo zejména na Z1, tedy pod dvěma zaústěními dešťové kanalizace, které mohou být jeho zdroji. Na následujících profilech v toku množství zinku postupně klesá a nebyl zde patrný výrazný vliv zaústění dešťové kanalizace.

U zinku je možno pozorovat obdobný trend jako u mědi, kdy se nejvyšší koncentrace vyskytovaly v oba sledované roky v dubnu a u dalších odběrů v létě a na podzim postupně klesaly.

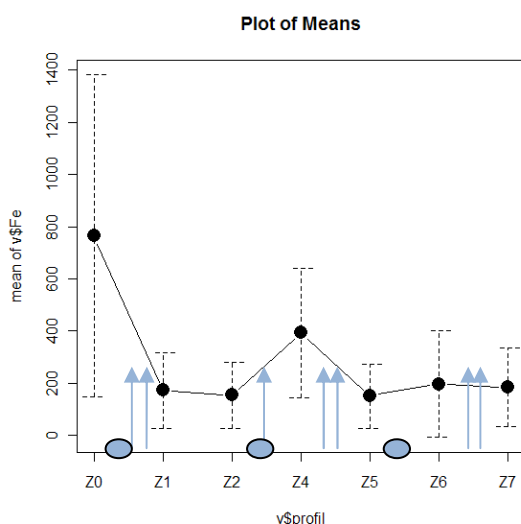




Graf 16: Koncentrace hliníku ve vodě v  $\mu\text{g.l}^{-1}$



Graf 17: Koncentrace manganu ve vodě v  $\mu\text{g.l}^{-1}$



Graf 18: Koncentrace železa ve vodě v  $\mu\text{g.l}^{-1}$

Z grafu 7 je patrné, že průměrné koncentrace hliníku v podélném profilu toku se téměř neliší. U tohoto kovu také nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými odběrovými místy (p-hodnota 0,8581). U dubnových odběrů z obou roků se na Z6 vyskytuje mírné zvýšení, projevuje se zde pravděpodobně vliv usazovací nádrže.

Naopak koncentrace manganu a železa byly poměrně variabilní, ale nevykazovaly změny v různých ročních obdobích. Statistickým zpracováním bylo potvrzeno, že jde o významný rozdíl (p-hodnoty u manganu 0,004464 a u železa 0,003168).

V případě manganu se zvýšení koncentrací vyskytovalo především na profilech Z0, Z4 a Z6 (Graf 8). Na profilech Z0 a Z4 se v některých případech objevovaly i nadlimitní koncentrace. Na koncentraci na Z0 má výrazný vliv místní koupaliště, odkud Zátíšský potok vytéká. Zvýšení hodnot na profilech Z4 a Z6 nebylo očekáváno, protože se nacházejí pod dešťovými usazovacími nádržemi, které by měly snižovat znečištění v toku.

Koncentrace železa byla podobně jako u manganu nejvyšší na profilech Z0 a Z4, ale nepřesahovaly limitní hodnoty.

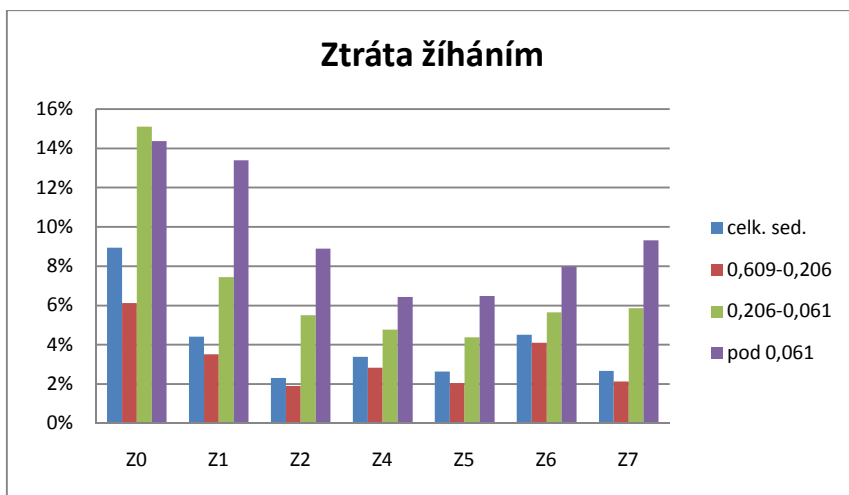
## **5.2 Sediment**

Odebrané vzorky sedimentu byly rozšířovány na 3 frakce, v nichž byl sledován obsah kovů a množství organického materiálu, který byl stanoven jako ztráta žíháním.

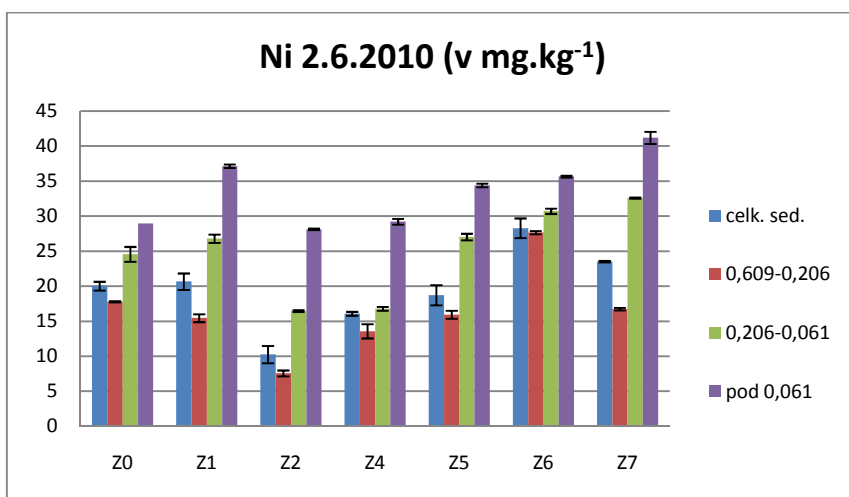
Největší množství kovů obvykle obsahují sedimenty s největším podílem organické hmoty, která má schopnost sorbovat kovy, a největším zastoupením nejjemnější frakce. Tomu odpovídají i výsledky této práce, protože na Zátíšském potoce se také nejvíce kovů vyskytovalo ve frakci menší než 0,061 mm, která obvykle obsahovala největší podíl organické hmoty. Z grafu 10 je patrné, že graf ukazující procentuální ztrátu žíháním je velmi podobný grafům koncentrace kovů v jednotlivých frakcích (Graf 11).

### **5.2.1 Charakter sedimentu**

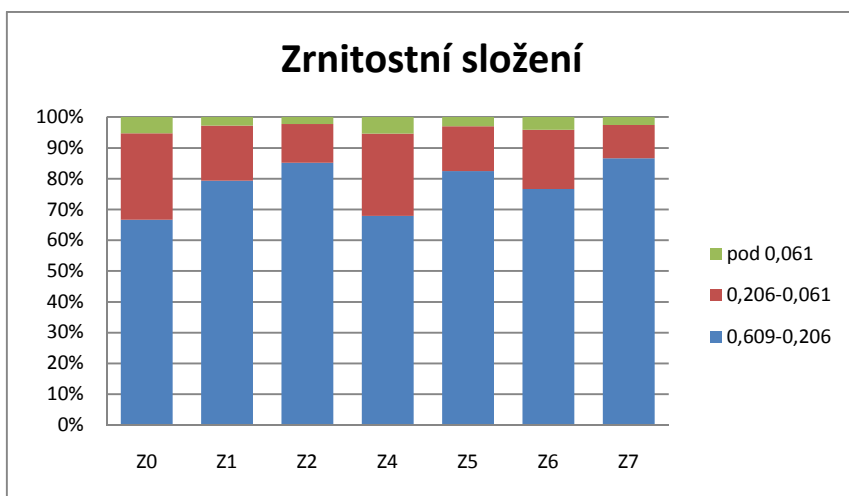
Charakter sedimentu nebyl na všech profilech stejný. Na Z0 bývá v létě koryto toku zarostlé makrofyty, a proto tento sediment obsahuje největší množství odumřelé organické hmoty a jemnozrné frakce (Graf 12). Organická hmota v sedimentu může být také dodávána z allochtonních zdrojů jako listový opad, protože břehy Zátíšského potoka jsou porostlé listnatými stromy a tento tok protéká převážně zalesněnou oblastí. Na profilu Z7 bylo často obtížné získat jemnozrný sediment, protože je zde dno tvořeno většími valouny.



Graf 19: Průměrná ztráta žiháním ze sedimentu v jednotlivých frakcích (velikost frakcí udávána v mm)



Graf 20: Obsah niklu v sedimentu ze 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



Graf 21: Průměrné zrnitostní složení sedimentu (velikost frakcí udávána v mm)

## 5.2.2 Koncentrace kovů v sedimentu

Česko zatím nemá legislativu, která by stanovovala přípustné koncentrace kovů v sedimentu. Z těchto důvodů byl pro vyhodnocení obsahu kovů v sedimentu použit slovenský metodický pokyn č. 549/98 – 2 a hodnoty stanovené US EPA a označované jako tzv. benchmarkery (Tabulka 2), což je určitý typ hraničních koncentrací, od kterých se projevuje účinek na ekosystém (Komínková, 2006; Doležalová a kol., 2011b).

Slovenský metodický pokyn č. 549/98 – 2 stanovuje dvě limitní hodnoty: MPC (maximální přípustná koncentrace) a TV (cílová hodnota). MPC je koncentrace určité chemické látky v sedimentu, jejíž překročení vyvolává v daném ekosystému nepřijatelné riziko, kdežto TV je odvozena z ekotoxikologických testů a představuje 1/100 hodnoty MPC (Doležalová a kol. 2011; internetový zdroj 7).

Tabulka 2: Limitní koncentrace kovů v sedimentu stanovené v různých částech světa

Kov	Benchmarker USA (mg.kg <sup>-1</sup> )			Limitní hodnota MŽP SR (mg.kg <sup>-1</sup> )	
	TEC	PEC	NEC	TV	MPC
<b>Kadmium</b>	0,592	11,7	41,1	0,8	12
<b>Olovo</b>	34,2	396	68,7	85	530
<b>Nikl</b>	39,6	38,5	37,9	35	44
<b>Chrom</b>	56	159	312	100	380
<b>Měď</b>	28	77,7	54,8	36	73
<b>Zinek</b>	159	1532	541	140	620
<b>Hliník</b>	-	58030	73160	-	-

Zdroj: Slovenský metodický pokyn MŽP SR; Komínková, 2006

**Legenda:** TEC-koncentrace prahového účinku, PEC-koncentrace pravděpodobného účinku, NEC-nejvyšší koncentrace bez účinku, MPC-maximální přípustná koncentrace, TV-cílová hodnota

Tabulka 3: Porovnání naměřených koncentrací s limity

Kov	Naměřené koncentrace (mg.kg <sup>-1</sup> )			
	min	max	průměr	medián
Kadmium	0,021729	0,216313	0,099051	0,087215
Olovo	5,167038	47,21464	13,84798	11,78788
Nikl	7,321948	28,29982	14,57262	13,40917
Chrom	6,766356	37,92216	17,21857	16,88895
Měď	4,59	404,82	51,86	14,12
Zinek	21,26627	445,6858	92,77199	76,78282
Hliník	2945,966	26002,59	9535,626	8821,754
Mangan	177,4244	963,6899	370,4579	302,1782
Železo	8313,23	24749,45	13849,57	13542,79

**Legenda:** překročení TEC (koncentrace prahového účinku) označeno modrou výplní, překročení PEC (koncentrace pravděpodobného účinku) růžovou výplní, překročení NEC (nejvyšší koncentrace bez účinku) oranžovou výplní, překročení MPC (maximální přípustná koncentrace) označeno tmavě modrým tučným písmem, překročení TV (cílová hodnota) červeným tučným písmem

Přestože jsou limitní koncentrace u některých kovů odlišné, nadlimitní hodnoty se shodně objevovaly u mědi a zinku (Tabulka 3). Nejvyšší riziko pro ekosystém představuje měď, u které byly překračovány limity PEC a MPC. Přitom dosažení těchto limitů pravděpodobně vyvolá účinek na místní biotu. Zato u zinku byly překročeny pouze nejpřísnější TEC a TV. Koncentrace olova nevyhovovala americkým hodnotám TEC, protože limitní hodnoty pro tento kov jsou o něco přísnější než slovenské limity.

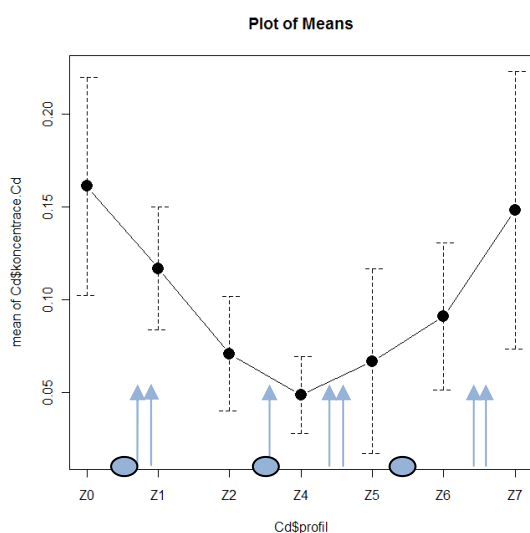
Naměřené koncentrace je také možno srovnávat s hodnotami přirozeného geochemického pozadí. K tomuto hodnocení slouží např. CEF (koeficient kulturního obohacení). Z tabulky 4 je patrné, že průměrné koncentrace v celkovém sedimentu byly kromě mědi nižší než hodnoty udávané jako přirozené pozadí (Čadková a kol. 1985). Pokud bychom srovnali maximální hodnoty v celkovém sedimentu, vyjde nám podobná situace jako při hodnocení kvality sedimentu podle limitů. Nejvyšší obohacení je dosahováno u mědi a zinku, které mohou vyvolávat změny v toku. Na některých místech, především profilu Z2, lze pozorovat zvýšení znečištění olovem, který pravděpodobně pochází z lidské činnosti.

Tabulka 4: Porovnání naměřených koncentrací s přirozeným pozadím

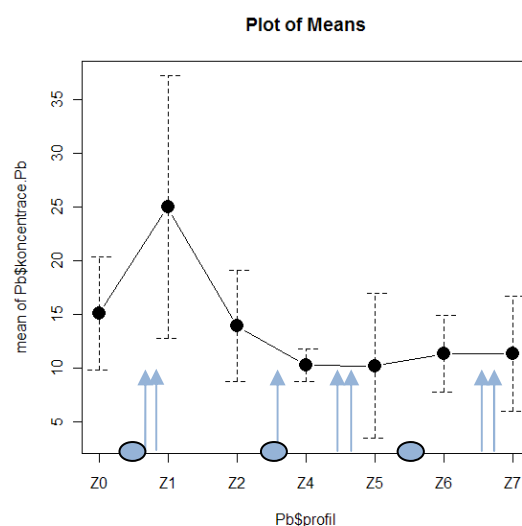
	Pozadí (mg.kg <sup>-1</sup> )	Průměr (mg.kg <sup>-1</sup> )	Max (mg.kg <sup>-1</sup> )	CEF <sub>průměr</sub>	CEF <sub>max</sub>
Cd	0,2	0,1	0,22	0,5	1,1
Pb	17	13,85	47,21	0,814706	2,777059
Ni	49	14,57	28,3	0,297347	0,577551
Cr	113	17,22	37,92	0,152389	0,335575
Cu	48	51,86	404,82	1,080417	8,43375
Zn	101	92,77	445,69	0,918515	4,412772

Pro hodnocení koncentrace kovů na jednotlivých profilech byl vybrán celkový sediment, který odráží skutečné koncentrace kovů a poměrné zastoupení všech frakcí. Data jsou prezentována podobně jako u vody, a to pomocí grafů s průměrnými koncentracemi a 95% intervaly spolehlivosti, které jsou vyznačeny svislými čárkovanými čarami. Světle modré šipky a elipsy označují zaústění dešťové kanalizace a dešťové usazovací nádrže v toku. Pro porovnání s limitními hodnotami byly do grafu zaneseny hodnoty TV a MPC ze slovenského metodického pokynu č. 549/98 – 2. Nižší TV (cílová hodnota) je naznačena vodorovnou tmavě modrou čarou a vodorovná červená čára ukazuje MPC (maximální přípustná koncentrace).

Všechny udávané koncentrace jsou v mg.kg<sup>-1</sup>.



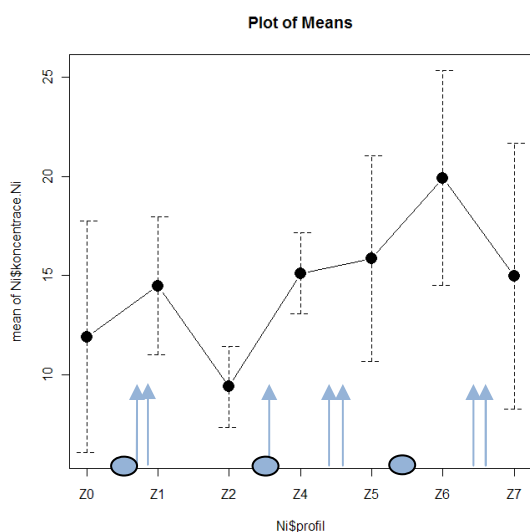
Graf 22: Koncentrace kadmia v sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>



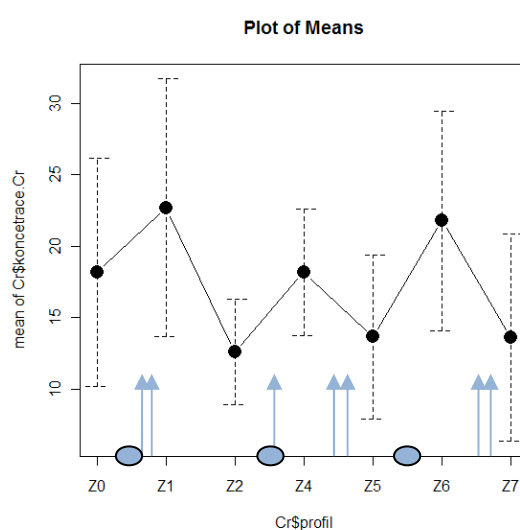
Graf 23: Koncentrace olova v sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>

Koncentrace kadmia (Graf 22) v toku mezi Z0 a Z4 klesá, ale dále opět stoupá až k hodnotám blízkým jako na Z0. Koncentrace na profilech Z0 až Z7 vykazují statisticky významné rozdíly (p-hodnota 0,00395). Ze získaných výsledků lze usuzovat, že by možným zdrojem mohlo být koupaliště nad Z0 a dále po toku dešťová kanalizace nad Z5 a Z7 a dešťová usazovací nádrž nad Z6. U žádného z odebraných vzorků nebylo dosaženo nadlimitních hodnot. Koncentrace kadmia ve vodě vykazují opačný trend než koncentrace ve vodě. Zatímco se ve vodě vyskytovaly nejvyšší koncentrace na Z4, v sedimentu se na tomto místě vyskytovaly nejnižší hodnoty. Ze naměřených hodnot nelze usoudit, že by byly koncentrace ovlivňovány ročním obdobím.

Z grafu č. 23 je patrné zvýšení koncentrací olova na profilu Z1. Ze statistického zpracování vyplývá, že v toku dochází ke statisticky významným změnám koncentrací (p-hodnota 0,01517). Nejvyšší koncentrace na Z1 lze zdůvodnit splachem z urbanizovaných ploch, odkud je voda vedena dešťovou kanalizací do toku. Podobně jako u kadmia byly koncentrace olova v průběhu roku velmi podobné a nebyl pozorován žádný sezónní trend.



Graf 24: Koncentrace niklu v sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>

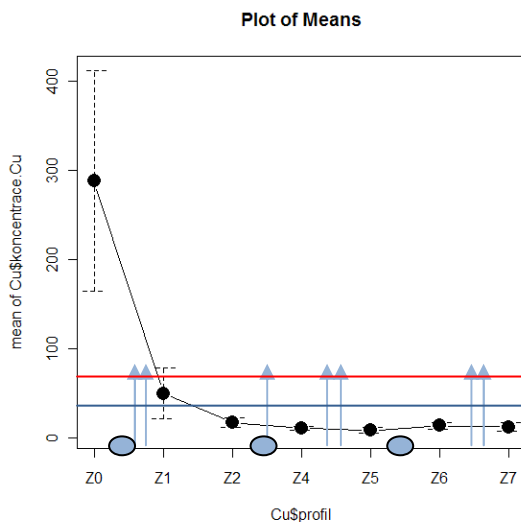


Graf 25: Koncentrace chromu v sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>

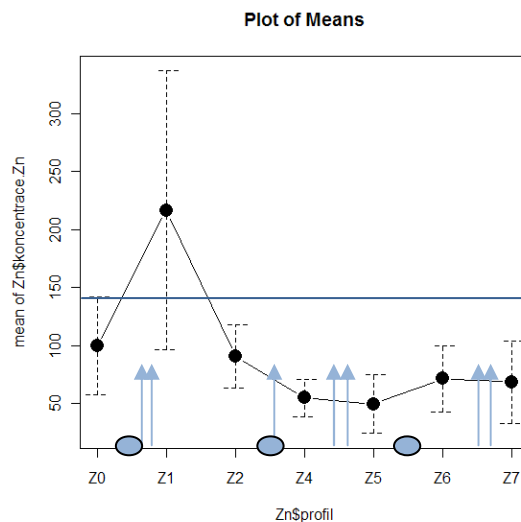
Koncentrace niklu v toku (Graf 24) vykazuje statisticky významné rozdíly (p-hodnota 0,01029). Ke zvýšení koncentrací na Z1, Z4 a Z5 může přispívat zaústění dešťové kanalizace, které se nad těmito profily nachází. Vysoké hodnoty se však stejně jako u kadmia vyskytovaly také na Z6, tedy za dešťovou usazovací nádrží, která by spíše měla

přispívat ke snížení znečištění. Ze získaných vzorků nebyl patrný vliv ročních období na koncentraci niklu v toku.

Koncentrace chromu v sedimentu vykazují mírné zvýšení na profilech Z1, Z4 a Z6 (Graf 25). Tato variabilita však nebyla vyhodnocena jako statisticky významná (p-hodnota 0,0723). Koncentrace chromu byly nejvyšší u vzorků odebraných na jaře, ale nedosahovaly hodnot nad stanovené limity.



Graf 26: Koncentrace mědi sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>



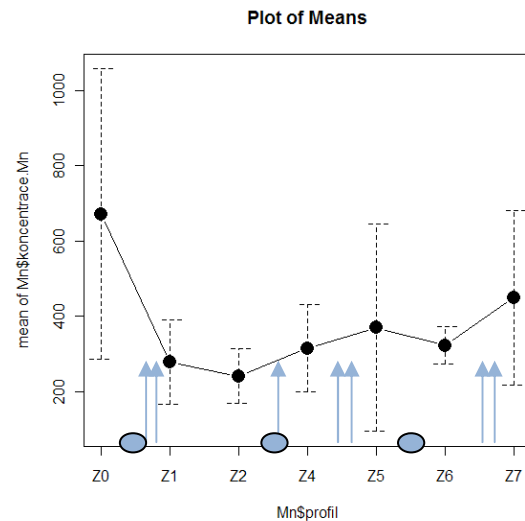
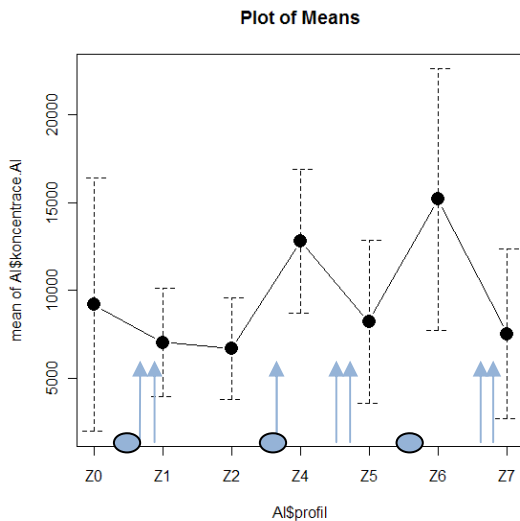
Graf 27: Koncentrace zinku v sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>

Koncentrace mědi v sedimentu vykazuje stejný trend jako ve vodě. Nejvyšší koncentrace byly ve všech případech dosahovány na Z0 a dále v toku klesaly (Graf 26). Také statistické vyhodnocení potvrdilo, že se koncentrace mědi v toku významně liší (p-hodnota  $2,855 \cdot 10^{-5}$ ). Nadlimitní koncentrace se vyskytovaly výhradně na profilech Z0 a Z1. Toto znečištění pravděpodobně pochází z místního potoka, na kterém mohly být použity algicidní přípravky na bázi mědi, a z měděných okapů a částí střech, které se nacházejí v blízkosti. Na rozdíl od vzorků vody nebyl u sedimentu zjištěn vliv ročních období na koncentraci mědi na Z0.

Z grafu 27 je patrné, že se nejvyšší koncentrace zinku v toku vyskytovaly na Z1. Podobné výsledky byly nalezeny také u vody. Statistickým vyhodnocením bylo potvrzeno, že se koncentrace v toku mění (p-hodnota 0,0007001). Nadlimitní hodnoty se vyskytovaly pouze na Z1. Zdrojem znečištění na tomto místě by mohla být dešťová kanalizace, která přivádí vodu z okolních zpevněných ploch, nebo splašky, které jsou

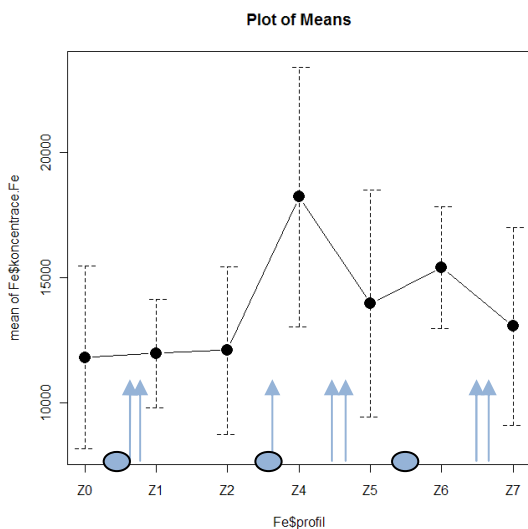


načerno vyvedeny do dešťové kanalizace. Ze získaných dat nebyl patrný vliv ročních období na koncentraci zinku v sedimentu.



Graf 28: Koncentrace hliníku v sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>

Graf:29: Koncentrace manganu v sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>



Graf 30: Koncentrace železa v sedimentu v mg.kg<sup>-1</sup>

Nejvyšší koncentrace hliníku se vyskytovaly na profilech Z4 a Z6 (Graf 28). Statistickým vyhodnocením bylo potvrzeno, že se koncentrace tohoto kovu v toku mění (p-hodnota 0,04656). Na tomto znečištění se patrně nepodílí dešťové kanalizace, protože na odběrových místech za jejich zaústěním koncentrace zpravidla klesaly. Zvýšené hodnoty se naopak nalézaly za dešťovými usazovacími nádržemi. U zinku

nebyly patrné výrazné změny v koncentracích vlivem ročních dob, i když o něco nižší hodnoty se vyskytovaly v sedimentech z července 2009.

Z grafu 29 je patrné, že se nejvyšší koncentrace manganu vyskytovaly na Z0. Toto znečištění pochází pravděpodobně z místního koupaliště, odkud potok vytéká. Statistickým vyhodnocením bylo potvrzeno, že se koncentrace v toku mění (p-hodnota 0,04986). Na koncentrace manganu pravděpodobně nemělo vliv střídání ročních dob.

I přes variabilitu v koncentracích železa (graf 30) nebylo zjištěno, že se koncentrace v toku statisticky významně liší (p-hodnota 0,1022). U železa také nebylo prokázáno, že jsou koncentrace toku ovlivňovány střídáním ročních období.

### 5.3 Organismy

Společenstvo bentických organismů je na Zátíšském potoce poměrně chudé. V některých případech se stávalo, že ve vzorkovacích nebyly nalezeny žádné organismy, nebo jich bylo příliš málo pro analýzu. To je dáno především velkými průtoky v období deště. Nejčastěji zde byli nalézáni zástupci rodu *Erpobdella* nebo druhu *Asellus aquaticus* (Tabulka 5). Bentické organismy lze dále rozdělovat podle potravních skupin. Mezi nejběžnější skupiny patřily dravci s již zmíněným rodem *Erpobdella* a sběrači, ze kterých byly objeveni zástupci např. *Tipula* sp. nebo *Hydropsychidae*. Z dalších skupin se zde vyskytovaly spásači zastoupeni druhem *Asellus aquaticus*. Drtiči se v toku pravděpodobně nevyskytují, což je dáno především tím, že tato skupina dominuje na horních tocích řek, a proto mají odlišné nároky na prostředí i kvalitu vody.

Tabulka 5: Zařazení do potravních skupin

Potravní skupina	Zástupce
sběrači	<i>Tipula.</i>
	<i>Chironomidae</i>
	<i>Hydropsychidae</i>
	<i>Lumbriculus.</i>
	<i>Tubifex.</i>
spásači	<i>Asellus aq</i>
dravci	<i>Erpobdella</i>
	<i>Platambus</i>
filtrátoři	<i>Bivalbia</i>
primární producenti	<i>vláknité řasy</i>
	<i>okřehek</i>

Zdroj: Goodyear a McNeill, 1999 in Komínková, 2006

Pro hodnocení biologické dostupnosti kovů v sedimentech slouží nejrůznější koeficienty. Jedním z nich je BSAF (biota sediment akumulární faktor). Při porovnání kovů pomocí BSAF je patrné, že ze zjišťovaných kovů se nejvíce kumulovali zinek a měď (Tabulka 6). Vysoké hodnoty u těchto kovů lze zdůvodnit tím, že jde o biogenní prvky, které jsou zapotřebí pro správné fungování organismů. Z toxických kovů dosahuje vysokých hodnot také kadmium, u kterého bylo zjištěno, že koncentrace v organismech převyšuje koncentrace v sedimentu až 9 krát.

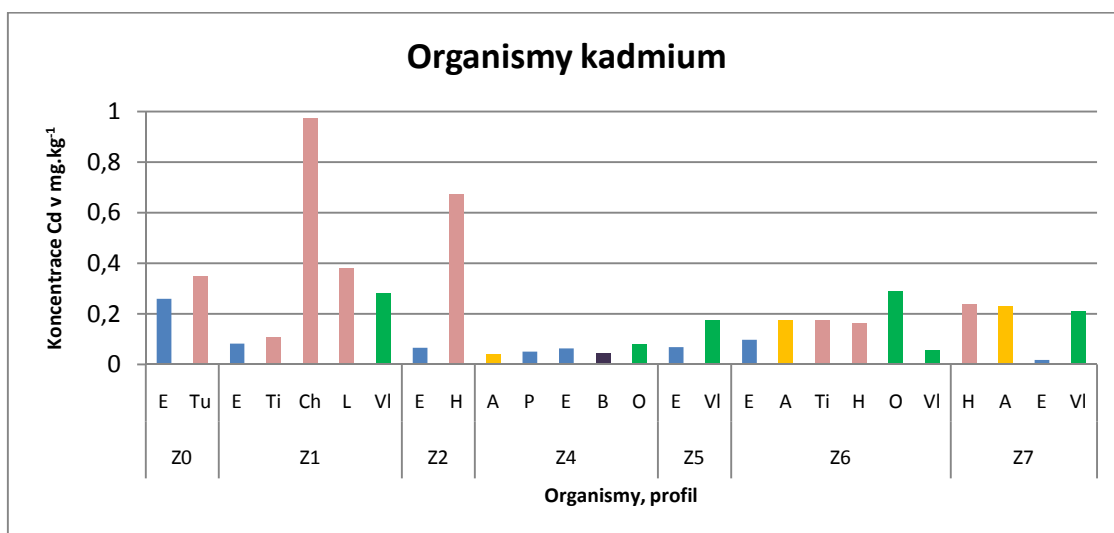
Mezi profily, u kterých se nejčastěji vyskytovaly nejvyšší hodnoty, patří Z2. Na tomto profilu ze všech míst nejdostupnější hned několik toxických kovů jako kadmium, olovo, nikl a zinek. Zajímavé je, že jde o profil, který se nalézá nad usazovací nádrží Hodkovičky a mezi Z1 a Z2 se nevyskytuje žádné zaústění dešťové kanalizace.

Tabulka 6: BSAF (biota sediment akumulční faktor)

	Cd	Pb	Ni	Cr	Cu	Zn	Al	Mn	Fe
<b>průměr</b>	<b>2,16</b>	<b>0,08</b>	<b>0,58</b>	<b>0,28</b>	<b>5,26</b>	<b>4,97</b>	<b>0,47</b>	<b>2,29</b>	<b>0,16</b>
<b>Z0</b>	3,33	0,12	0,18	0,13	0,43	2,80		0,13	0,14
<b>Z1</b>	2,10	0,08	0,68	0,21	0,85	4,06	0,56	0,21	0,23
<b>Z2</b>	9,19	0,15	3,19	0,19	5,51	18,04		0,20	0,27
<b>Z4</b>	0,83	0,06	0,19	0,39	9,69	7,27	0,14	2,26	0,13
<b>Z5</b>	0,85	0,03	0,12	0,03	3,10	6,49	0,23	0,08	0,02
<b>Z6</b>	1,62	0,08	0,50	0,26	2,95	2,56	0,66	3,18	0,11
<b>Z7</b>	2,07	0,5	0,30	0,42	13,24	2,07	0,58	1,04	0,18

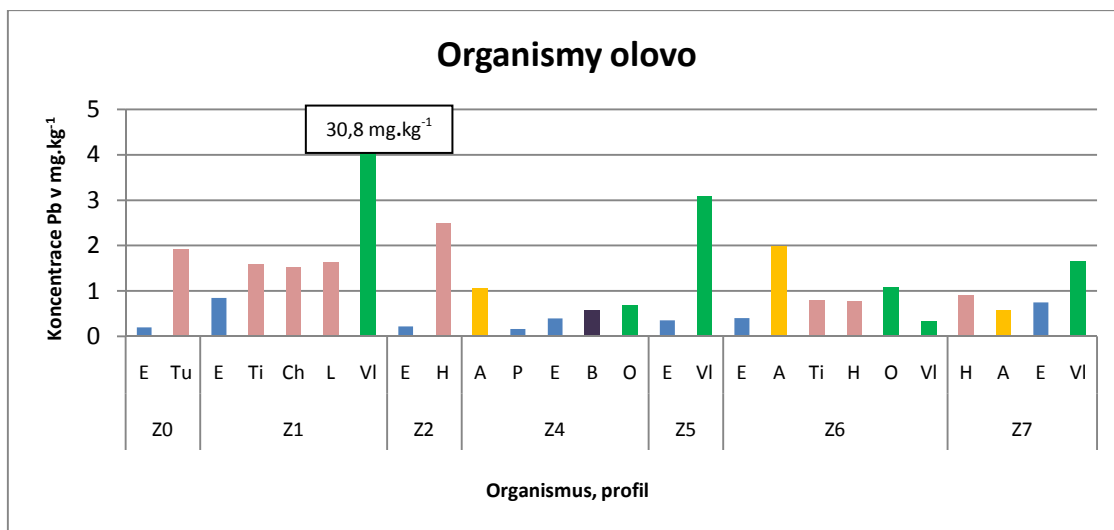
Koncentrace kovů v sušině organismů jsou ukázány v následujících grafech. Potravní skupiny jsou znázorněny barevně, a to sběrači růžově, spásači oranžově, dravci modře, filtrátoři tmavě fialově a primární producenti zeleně.

Výsledné koncentrace v organismech jsou velmi variabilní. Liší se nejen na různých lokalitách, ale často byly větší rozdíly nalézány v rámci jedné potravní skupiny odebrané z určitého místa. Výsledky také nevykazovaly žádný trend ve vzorcích z různých ročních období. Velmi často se nejnižší koncentrace objevovaly na Z4, což může být způsobeno nejen nejnižšími dostupnými koncentracemi kovů, ale i typem organismu.



Graf 31: Kadmium v sušině organismů

**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpbodella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy

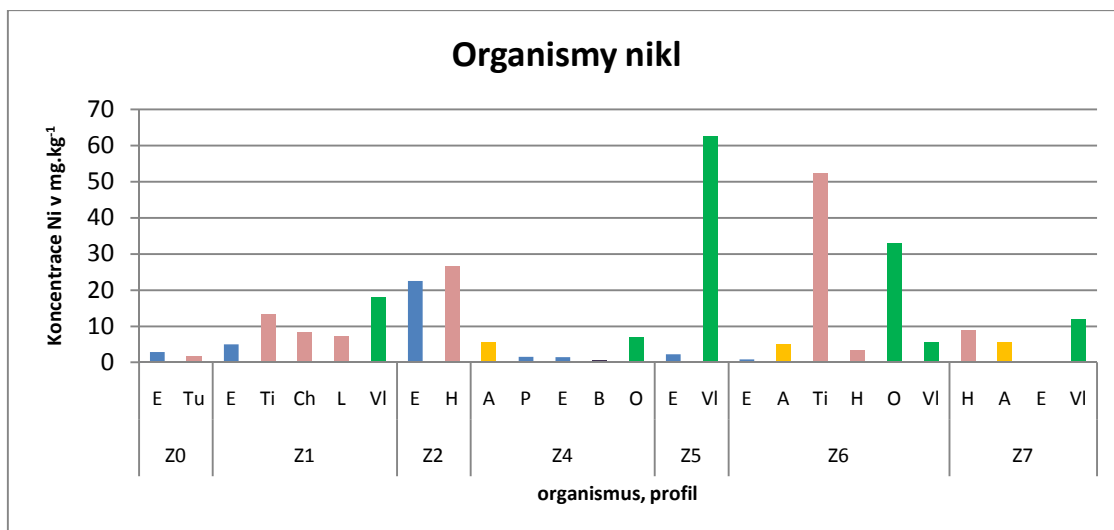


Graf 32: Olovo v sušině organismů

**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpbodella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy

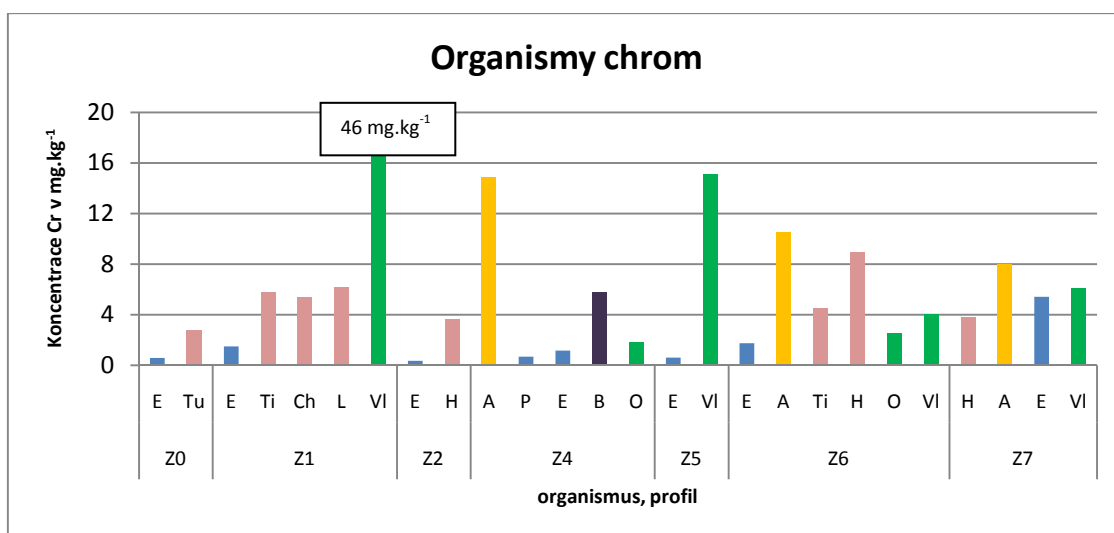
U kadmia byly zachyceny o něco vyšší koncentrace na Z1 a Z2 a nejnižší na Z4 (Graf 31). Podobné výsledky se našly i u sedimentu, ale v případě organismů mohou být nižší koncentrace způsobeny typem organismů. Na profilech Z4 a Z5 nebyli nalezeni sběrači, kteří na všech odběrových profilech měli vyšší koncentrace kadmia v těle než zástupci dravců.

U olova jsou obdobně nejvyšší koncentrace na Z1 a o něco nižší na Z4 (Graf 32). Na rozdíl od kadmia byly nejvyšší koncentrace zjištěny u nárostů a o něco méně u sběračů.



Graf 33: Nikl v sušině organismů

**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpbodella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy

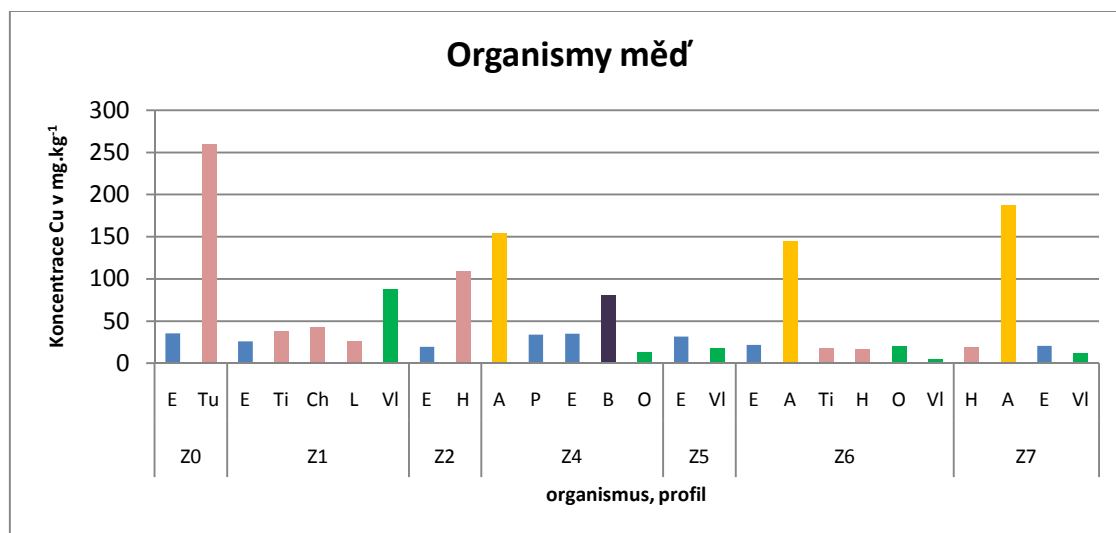


Graf 34: Chrom v sušině organismů

**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpbodella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy

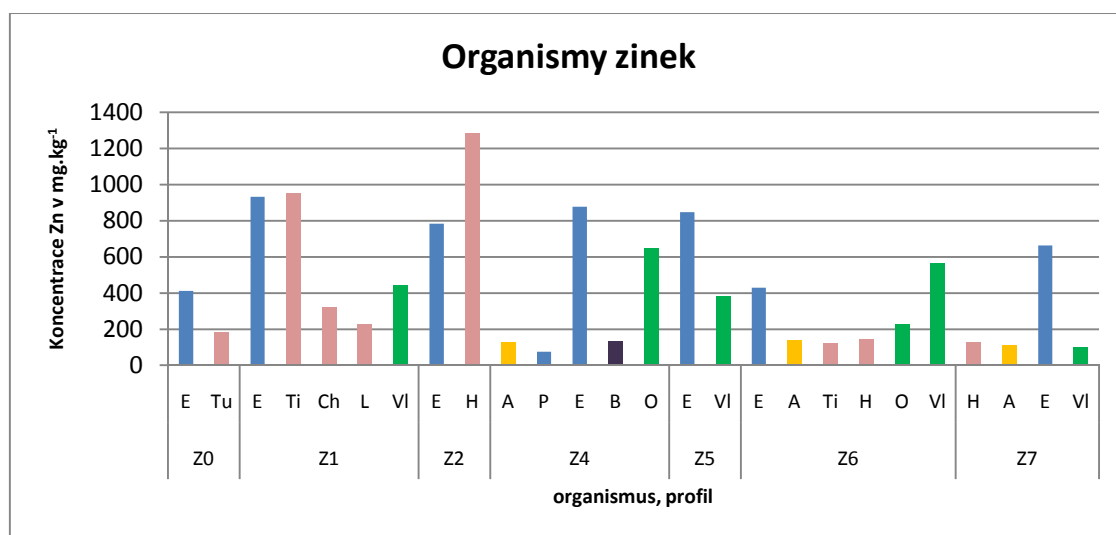
U niklu a chromu (Grafy 33 a 34) se stejně jako u předchozích kovů nalézaly nejnižší koncentrace na Z4. V případě niklu byly často zjištěny vyšší rozdíly mezi potravními skupinami na jednom profilu, než mezi jednotlivými profily. Z tohoto důvodu je velmi těžké určit vývoj koncentrací v organismech v podélném profilu toku.

Nejvyšší hodnoty chromu se obvykle vyskytovaly u primárních producentů a spásáčů. Také u chromu vykazovaly koncentrace poměrně velkou variabilitu. Koncentrace v tělech spásáčů od Z4 dále v toku mírně klesala, kdežto u dravců na Z6 a Z7 stoupala.



Graf 35: Měď v sušině organismů

**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpbodella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy



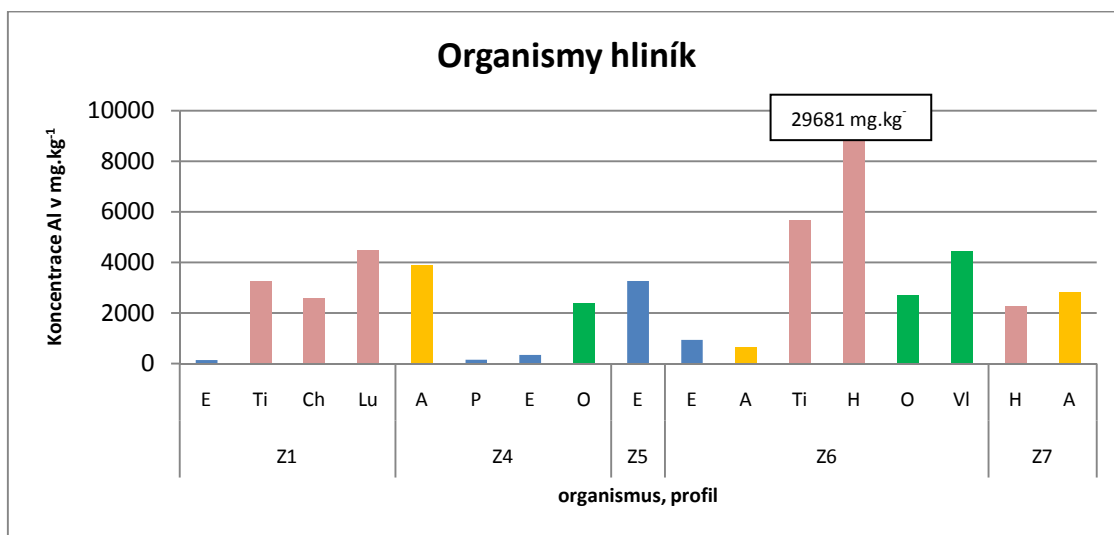
Graf 36: Zinek v sušině organismů

**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpbodella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy

Největší množství mědi obvykle obsahovala sušina zástupců *Asellus aq*, kteří se vyskytovaly až od Z4 (Graf 35). V sedimentu i vodě byly mnohonásobně vyšší

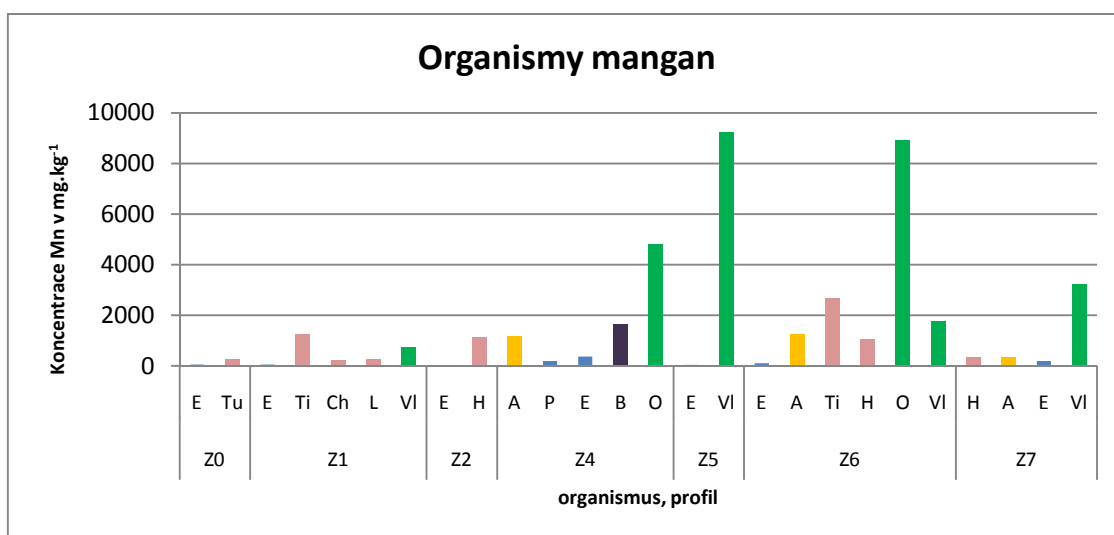
koncentrace na Z0, které postupně v toku klesaly. Tento trend se u organismů nevyskytoval, a to ani u *Erpobdella*, které byly nalezeny na všech profilech.

Naopak hodnoty zinku byly u spásáčů jedny z nejnižších a u *Erpobdella* v průměru nejvyšší (Graf 36). Při srovnání koncentrace zinku v tělech *Erpobdella* a sběračů je patrné, že se nejvyšší koncentrace vyskytovaly od Z1 do Z5.



Graf 37: Hliník v sušině organismů

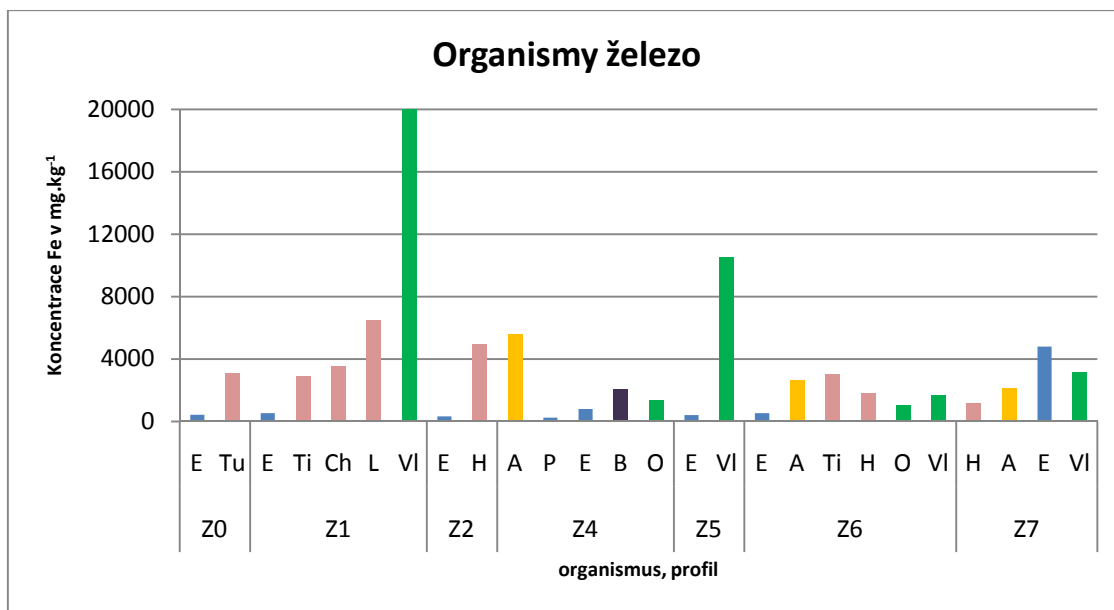
**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpobdella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy



Graf 38: Mangan v sušině organismů

**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpobdella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy





Graf 39: Železo v sušině organismů

**Legenda:** A-Asellus aquaticus, B-Bivalvia, E-Erpbodella, H-Hydropsychidae, Ch-Chironomidae, L-Lumbriculus, O-okřehek, P-Platambus, Ti-Tipula, Tu-Tubifex, VI-vláknité řasy

Nejvíce hliníku dosahovala skupina sběračů (Graf 37), kde byly maximální koncentrace zachyceny na Z6. Také nárosty vykazovaly na tomto profilu zvýšení obsahu tohoto kovu.

V případě železa a manganu (Grafy 38 a 39) se maximální koncentrace vyskytovaly v nárostech. U manganu vykazují sběrači velmi mírné zvýšení na Z6 a nejnižší hodnoty na začátku toku, na Z1 a Z2. Opačný trend je možné vidět u železa, kde se nejvyšší koncentrace objevovaly spíše na Z1 a Z2 a nejnižší na Z6.

## 5.4 Korelace

Tabulka 7: Korelační koeficienty odebraných složek ekosystémů

Korelace	Cd	Pb	Ni	Cr	Cu	Zn	Al	Mn	Fe
sediment - voda	-0,2437	-0,0848	0,4156	0,255	0,4342	0,194	-0,3788	0,2528	0,0499
sediment-organismy	-0,0745	0,0599	-0,233	0,2504	0,2431	0,2829	0,7674	-0,144	0,1979
voda-organismy	0,0105	0,1315	-0,3573	-0,0842	0,0238	0,5492	0,0901	-0,0267	-0,0573

Z tabulky 7 vyplývá, že koncentrace kovů v jednotlivých složkách spolu nekorelují. Výjimku tvoří pouze hliník, kde byla zjištěna souvislost mezi koncentracemi v sedimentu a organismy. O něco nižší korelační koeficienty byly zjištěny u mědi a niklu mezi sedimentem a vodou.

Důvodem, proč nebyla nalezena korelace mezi vodou a dalšími složkami ekosystému může být způsobena tím, že zatímco voda odráží aktuální znečištění, sediment a organismy reagují s odstupem a lze z nich spíše usuzovat na dlouhodobější stav.

Neexistence užších vztahů mezi sedimentem a organismy je možno zdůvodnit tím, že vyšší koncentrace v sedimentu nemusí odrážet jejich dostupné množství. Dalším důvodem může být i to, že se pro analýzu podařilo najít jen poměrně málo organismů, kteří navíc patřili k různým taxonům a potravním skupinám. Tyto odlišné skupiny, které mají jiné nároky na habitat i potravu, mohou obsahovat rozdílné koncentrace kovů.

## 6. Diskuze

Na Zátíšském potoce byly těžké kovy zkoumány už od roku 2001. Z monitoringu v rámci vlivu dálničního okruhu, kde Zátíšský potok zastupoval tok neovlivněný dálničním okruhem, bylo zjištěno, že nejzatíženější lokalitou je Z1 (Nábělková a kol., 2003). Na tomto místě byly nalezeny nadlimitní koncentrace mědi v sedimentu (hodnoceno podle slovenské metodiky č. 549/98 – 2), což odpovídá i výsledkům získaným pro účely této práce. V rámci výzkumu vlivu dálničního okruhu bohužel nebyla sledována lokalita Z0 pod koupalištěm, kde byly v letech 2009-2010 zjištěny nejvyšší koncentrace.

Dalším závěrem studie o vlivu dálničního okruhu bylo, že sedimenty na profilu Z6, tedy pod dešťovou usazovací nádrží, obsahují vyšší koncentrace všech sledovaných kovů než nad ní, na Z5. Tento jev byl pravděpodobně způsoben vyplavováním znečištění, které bylo dříve zachyceno ve třetí usazovací nádrži. Tato nádrž byla v roce 2009 vyčištěna a revitalizována. Ze současných výsledků vyplývá, že nárůst koncentrací již není tak výrazný, a vyskytuje se jen u několika kovů. Jde o kadmium, nikl a dále chrom a hliník, které v předešlé studii nebyly zjišťovány (Nábělková a kol., 2003).

I další výzkumy na Zátíšském potoce ukazují podobné výsledky (Tabulka 8). Z monitoringu, který probíhal od roku 2003, vyplynulo, že nejproblematictější kovem, který přesahoval stanovené limity, byla měď. Jako nejzatíženější lokalita byla označena Z1, ale ani v tomto případě nebyly odebírány vzorky z profilu Z0 (Komínková, 2006). Výsledky této práce ukazují podobné trendy, přestože nynější koncentrace jsou o něco vyšší. Hodnoty mědi byly v letech 2009 a 2010 vyšší asi dvojnásobně, obzvláště na profilech Z1 až Z4, což ukazuje na to, že znečištění v těchto místech pořád probíhá. Pravděpodobnými zdroji jsou stále algicidní přípravky z koupaliště nad Z1 a měděné části střech a okapové roury u domů. Koncentrace kadmia zůstaly v obou případech téměř stejné, ale u ostatních kovů je možné pozorovat mírný nárůst hodnot, zejména v případě zinku a chromu. Toto zvýšení nemusí ve všech případech znamenat zvyšující se zatížení sedimentů, ale může být částečně ovlivněno množstvím organické hmoty nebo zastoupením jemnozrnné frakce. Zdrojem těchto kovů může být doprava a postupné zvyšování lze zdůvodnit i tím, že tyto kovy se vyskytují v ovzduší jako

součástí prašných aerosolů, které se sedimentují k zemi a mohou být spláchnuty do toků (Beckwith a kol., 1986; Komínková, 2006; Wong a kol., 2006; internetový zdroj 8).

Tabulka 8: Srovnání průměrných a maximálních průměrných koncentrací (v mg.kg<sup>-1</sup>) v sedimentu na Zátíšském potoce v celkovém sedimentu z let 2003-2005 a 2009-2010

	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Ni</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>03 max</b>	0,17	31,58	13,52	15,98	21,76	115,9
<b>03 prům</b>	0,10	12,11	11,18	12,34	9,83	54,32
<b>09 max</b>	0,15	24,99	19,92	18,66	288,35	216,32
<b>09 prům</b>	0,10	13,85	14,57	17,22	51,86	92,77

Zátíšský potok byl i nadále sledován a další výsledky z podzimu 2010 potvrzují, že stoupá koncentrace niklu ve vodě, a to na všech profilech. Naopak v roce 2010 mírně klesly průměrné koncentrace mědi ve vodě a dostaly se tak na většině míst pod limity stanovené Nařízením vlády č. 229/2007 Sb. V sedimentu takový trend zatím pozorován nebyl (Doležalová a kol., 2011a; Doležalová a kol., 2011b).

Dalšími toky ovlivněnými zaústěním dešťové kanalizace je Kunratický a Košíkovský potok. Kvalita vody z hlediska fyzikálně chemických parametrů je ve všech tocích podobná. Na Zátíšském potoce byly pozorovány vyšší koncentrace mědi a niklu než u Kunratického potoka (Hnaťuková, 2007). Tento výsledek není příliš překvapivý, protože měď a nikl se vyskytují ve vodě Zátíšského potoka ve vysokých koncentracích.

Zatížení sedimentu kovy patří na Zátíšském potoce k nejnižším z toků ovlivněných zaústěním dešťové kanalizace (Tabulka 9). Výjimkou je měď, která je dlouhodobě problematickým kovem. Naopak u olova, niklu a chromu byly zjištěny na Zátíšském potoce obvykle nejnižší koncentrace z toků ovlivněných zaústěním dešťové kanalizace (Komínková, 2006).

Tabulka 9: Srovnání průměrných a maximálních průměrných koncentrací (v mg.kg<sup>-1</sup>) v sedimentu v tocích ovlivněných zaústěním dešťové kanalizace

		<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Ni</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>Zátíšský p.</b>	09 max	0,15	24,99	19,92	18,66	288,35	216,32
	09 prům	0,10	13,85	14,57	17,22	51,86	92,77
<b>Kunratický p.</b>	max		48,60	24,60	48,60	40,90	209,00
<b>Košíkovský p.</b>	max	0,09	29,90	21,30	24,40	47,10	224,60
	prům	0,08	23,78	15,23	18,25	26,78	138,03

Botič a Rokytka patří mezi toky, do kterých ústí odlehčovací komory jednotné kanalizace. Na rozdíl od toků ovlivněných pouze dešťovou kanalizací, byly u těchto potoků pozorovány velmi vysoké hodnoty BSK, CHSK, N-NO<sub>3</sub> a N-NH<sub>4</sub>. Koncentrace kovů ve vodě však byly na Zátišském potoce srovnatelné s Rokytkou a Botičem (Hnaťuková, 2007).

Z Tabulka 10 je patrné, že sediment Zátišského potoka obvykle obsahuje nižší koncentrace kovů v sedimentu než toky ovlivněné zaústěním oddělovacích komor jednotné kanalizace. Výjimkou je opět měď, která dosahuje na Zátišském potoce nejvyšších hodnot. Velmi podobné koncentrace se objevovaly u všech toků především u niklu a zinku. Na Zátišském potoce byly pozorovány přibližně poloviční koncentrace olova v sedimentu. Kontaminace olovem bývá někdy spojována s vlivem oddělovacích komor (Nábělková, 2005; Novotná, 2005; Komínková, 2006; Hnaťuková, 2007; Hnaťuková a kol., 2009)

Tabulka 10: Srovnání průměrných a maximálních průměrných koncentrací (v mg.kg<sup>-1</sup>) v sedimentu na Zátišském potoce a v tocích ovlivněných zaústěním oddělovacích komor

		<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Ni</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>Zátišský p.</b>	09 max	0,15	24,99	19,92	18,66	288,35	216,32
	09 prům	0,10	13,85	14,57	17,22	51,86	92,77
<b>Rokytka</b>	max	0,42	53,60	19,70	29,40	47,00	219,60
	max	0,21	35,93	15,47	17,37	28,26	127,65
<b>Botič</b>	prům	0,10	50,00	16,60	40,90	89,40	156,20
	09 max	0,06	26,64	12,11	126,50	40,51	91,20

Dalšími sledovanými toky na území Prahy jsou Únětický a Litovicko-Šárecký potok, do kterých ústí vyčištěná voda z ČOV. Sediment Zátišského potoka obsahoval téměř ve všech případech nižší koncentrace kovů než Šárecko-Litovický potok (Tabulka 11). Výjimkou byla opět měď, která se vyskytuje na Zátišském potoce ve velmi vysokých koncentracích. Únětický potok je sice méně znečištěn kovy než Šárecko-Litovický potok, ale i přesto se na Zátišském potoce vyskytovaly nižší koncentrace kadmia, olova a chromu. Opačná situace byla zjištěna u niklu a zinku, kde se na Zátišském potoce vyskytovaly vyšší koncentrace než na Únětickém potoce. Vyšší obsah zinku lze vysvětlit zvýšením koncentrací tohoto kovu v důsledku zaústění dešťové kanalizace na profilu Z1 (Štarmanová, 2009; Komínková a kol., 2009).

Tabulka 11: Srovnání průměrných a maximálních průměrných koncentrací (v mg.kg<sup>-1</sup>) v sedimentu na Zátíšském potoce a v tocích ovlivněných ČOV

		Cd	Pb	Ni	Cr	Cu	Zn
<b>Zátíšský p.</b>	09 max	0,15	24,99	19,92	18,66	288,35	216,32
	09 prům	0,10	13,85	14,57	17,22	51,86	92,77
<b>Únětický p.</b>	max	0,55	38,09	10,83	22,36	68,50	74,51
	prům	0,31	13,94	10,08	18,06	30,29	59,66
<b>Šárecko-Litovický p.</b>	max	0,35	39,10	21,05	34,60	66,51	276,61
	prům	0,29	30,52	14,08	23,47	44,00	177,21

Některé kovy mají schopnost kumulovat se v organismech. Schopnost organismů přijímat kovy byla zjišťováno u bentosu a nárostů. Hodnocení trendů v kumulaci kovů bylo poměrně obtížné, protože Zátíšský potok je chudý na bentické organismy. Další překážkou při vyhodnocování bylo i to, že nebyly na některých profilech nalezeny stejné potravní skupiny, podle kterých byly koncentrace kovů hodnoceny.

Koncentrace kovů v sušině organismů vykazovaly velkou variabilitu výsledků. Často se objevovala větší variabilita mezi zástupci v rámci jedné potravní skupiny, než mezi skupinami. Tento jev je v literatuře vysvětlován tak, že koncentrace kovů v tělech organismů je ovlivňováno celou řadou faktorů, jako jsou např. potravní nároky, roční doba, stáří a velikost organismů a mikrohabitat (Goodyear a McNeill, 1999; Komínková, 2006; Rainbow, 2007).

Podobně jako např. v práci Princové (2006), které se zabývala kovy v bentických organismech Botiče a Rokytky, nelze ani na Zátíšském potoce podle koncentrací kovů v sušině organismů jednoznačně říci, která lokalita je nejzatíženější. Často se také stává, že kov, který je u jedné skupiny organismů značně kumulován, je naopak u jiné kumulován velmi málo. Např. *Asellus aquaticus* velmi dobře kumuluje měď, kdežto rod *Erpobdella* jen velmi málo.

Dalšími organismy, které velmi dobře kumulují kovy, patří nárosty. Na Zátíšském potoce bylo zjištěno, že tyto organismy kumulují především olovo, nikl a chrom. Podobné výsledky byly pozorovány i na jiných tocích, i když ne vždy se jednalo o stejné kovy. Např. na Košíkovském potoce nárosty velmi dobře kumulovaly kadmium, které na Zátíšském potoce příliš kumulováno nebylo. Zajímavé je, že na Šárecko-Litovickém potoce se v biomase primárních producentů vyskytovaly vysoké koncentrace také hliníku, manganu nebo železa (Komínková, 2006; Štarmanová, 2007). K hodnocení zatížení toku kovy a jejich biodostupnosti se často využívají pijavky. Podle Svobodové a kol. (1996) je koncentrace kovů v pijavkách v relativně

nezatížených povrchových vodách do 3 mg.kg<sup>-1</sup> a kadmia 0,3 mg.kg<sup>-1</sup>. Tomu odpovídá i situace na Zátíšském potoce, kde koncentrace rodu *Erpobdella* nepřesáhla ani jednu z uvedených hodnot (Tabulka 12) (Svobodová, 1996).

Z toků ovlivněných zaústěním dešťové kanalizace nelze jednoznačně určit, ve kterém z nich se v sušině *Erpobdella* vyskytovaly nejvyšší koncentrace kovů. Na Zátíšském potoce bylo zjištěno nejvíce niklu a chromu, ale naopak nejméně mědi a olova. Přitom koncentrace mědi v sedimentu na Zátíšském potoce jsou několikanásobně vyšší než v Kunratickém a Košíkovském potoce.

Podobně ani při srovnání Zátíšského potoka s Rokytkou a Botičem nelze říci, na kterém toce *Erpobdella* kumulovaly nejvíce kovů. Na Zátíšském potoce byl opět nejvíce kumulován nikl a nejméně olovo a chrom. Nejnižší koncentrace olova v *Erpobdellách* odpovídá také zatížení sedimentu na Zátíšském potoce. Nižší obsah olova v *Erpobdellách* byl pozorován i ve srovnání s toky ovlivněnými ČOV.

Tabulka 12: Koncentrace kovů (v mg.kg<sup>-1</sup>) v zástupcích *Erpobdella sp.* v pražských drobných tocích

		Cd	Pb	Ni	Cr	Cu	Zn
<b>Zátíšský p.</b>	09 max	0,26	0,8	22,6	5,4	35,6	932,6
	09 prům	0,09	0,5	5,0	1,6	27,2	706,6
<b>Kunratický p.</b>	max	0,30	2,4	7,9	2,7	58,3	909,6
	prům	0,20	0,9	3,6	1,0	35,0	576,8
<b>Košíkovský p.</b>	max	0,20	31,2	9,7	1,0	59,4	1237,0
	prům	0,06	4,6	2,5	0,6	30,8	625,7
<b>Rokytka</b>	max	0,08	3,3	12,8	6,7	44,8	2108,0
	prům	0,04	1,5	4,3	2,1	22,4	692,5
<b>Botič</b>	max	1,06	5,4	11,3	27,2	73,0	532,7
	prům	0,10	1,9	3,6	2,5	28,4	305,1
<b>Únětický p.</b>	max	0,58	36,3			51,1	
	prům	0,25	8,6			23,8	
<b>Šárecko-Litovický p.</b>	max	0,09	44,1			25,9	
	prům	0,02	9,5			13,1	

Často sledovanými bentickými organismy pro analýzu kovů jsou zástupci *Hydropsyche sp.* Koncentrace zinku a mědi zjištěné v roce 2009-2010 jsou přibližně 3 krát vyšší než v letech 2003-2005 (Tabulka 13). Tento trend odpovídá nárůstu koncentrací v sedimentu, který byl pozorován v období mezi těmito dvěma výzkumy. Naopak koncentrace olova v organismech klesala (Komínková, 2006).

Při porovnání koncentrací kovů v *Hydropsyche sp.* na Zátišském potoce s dalšími pražskými toky je zřejmé, že kromě olova byly nejvyšší koncentrace zjišťovány na Zátišském potoce. V případě toků ovlivněných oddělovacími komorami jednotné kanalizace bývá tento jev vysvětlován přítomností AVS (kyselý těkavý sulfid), které váží kovy a snižují tak jejich dostupnost (Komínková, 2006).

Podobně jako u *Erpobdell sp.* bylo na Zátišském potoce nejméně kumulováno olovo. U obou skupin organismů se shodně nejvíce olovo kumulovalo na tocích ovlivněných ČOV:

Tabulka 13: Koncentrace kovů (v mg.kg<sup>-1</sup>) v zástupcích *Hydropsyche sp.* v pražských drobných tocích

		<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Ni</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>Zátišský p.</b>	09 max	0,67	2,5	26,7	9,0	109,0	1282,1
	09 prům	0,36	1,4	13,0	5,5	48,2	517,6
	03 max	0,60	10,1	31,0	13,7	33,3	344,7
	03 prům	0,40	4,7	18,9	7,2	25,2	199,0
<b>Kunratický p.</b>	max	0,08	3,4	5,4	2,8	20,0	272,3
	prům						
<b>Rokytká</b>	max	0,21	3,1	24,1	6,4	27,8	227,0
	prům	0,08	1,7	9,9	3,8	13,2	158,4
<b>Botič</b>	max	0,15	7,4	8,6	9,3	34,2	311,2
	prům	0,06	2,9	3,9	4,0	17,7	138,1
<b>Únětický p.</b>	max	0,04	13,3			18,5	
	prům	0,03	4,4			14,8	
<b>Šárecko-Litovický p.</b>	max	0,31	20,0			15,5	
	prům	0,14	4,7			9,3	

Ze srovnání Zátišského potoka s ostatními toky na území Prahy vyplývá, že zvýšené koncentrace mědi a zinku jsou poměrně běžné. Koncentrace mědi na Zátišském potoce jsou i přes tento fakt několikrát vyšší. V ostatních případech bylo v sedimentu Zátišského potoka obvykle zjištěno nižší zatížení kovy než v dalších sledovaných tocích na území Prahy.

Trendy v koncentracích kovů v organismech není možné přesněji odhadnout, protože Zátišský potok je chudý na bentické organismy. Koncentrace kovů v sušině organismů v pražských tocích často neodpovídá zatížení sedimentu. Obecně lze říci, že organismy na Zátišském potoce poměrně málo kumulují olovo, ale zato více nikl.



## 7. Závěr

Zátišský potok byl sledován pro účely této práce pouze rok a 2 měsíce. Tato doba je poměrně krátká na to, aby bylo možné přesněji určit závěry, zvláště v případě sezónní variability.

Ze získaných výsledků vyplývá, že mezi nejzatíženější lokality patří Z0, kde se vyskytovaly velmi vysoké koncentrace mědi, a to jak ve vodě, tak i v sedimentu. Zjištěné koncentrace překračovaly až 10 krát určené limity. Toto znečištění sice v toku postupně klesalo, ale i přesto se nadlimitní koncentrace v sedimentu vyskytovaly v celé sledované délce toku. Tato kontaminace je pravděpodobně způsobena algicidními přípravky, které byly použity na místním koupališti. Dalšími zdroji mohou být také okapové roury a měděné části střech z rodinných domů v blízkosti profilu Z1, z kterých voda míří dešťovou kanalizací do toku.

Kromě lokality Z0, kde se objevovaly velmi vysoké koncentrace mědi, je další problematickou lokalitou profil Z1. Tato lokalita se nachází pod zaústěním dvou dešťových kanalizací. Na tomto místě byly překračovány koncentrace zinku v sedimentu. Zdrojem zinku na tomto místě by mohla být pozinkované části střech jako v případě mědi nebo doprava. Dešťová kanalizace totiž odvádí vodu z místního parkoviště, kde může být zdrojem zinku otěr pneumatik nebo brzd.

Pro hodnocení zatížení toků se také stanovuje jejich koncentrace v organismech. Na Zátišském potoce bylo v některých případech problematické získat dostatečné množství organismů pro chemickou analýzu a na některých profilech nebyly zastoupeny všechny potravní skupiny. Koncentrace kovů v sušině organismů byly hodně variabilní, a to jak mezi jednotlivými profilem, tak i mezi organismy, které pocházely ze stejného místa. Z těchto důvodů je poměrně složité odvodit přesnější trendy.

Obecně lze říci, že nejzatíženějším profilem bylo Z4, a to hlavně v případě kadmia, olova a niklu. Největší koncentrace kadmia, olova, niklu a chromu se obvykle objevovaly u skupiny sběračů a nejnižší u dravců. Nejproblematictější kov, měď, byla kumulována hlavně zástupci *Asselus aquaticus*, kteří patří do skupiny spásačů. Primární producenti byli schopni kumulovat poměrně vysoké koncentrace olova, niklu, chromu, manganu a železa. Při hodnocení pomocí BSAF (biota sediment akumulární faktor) bylo zjištěno, že se nejvíce kumuluje měď a zinek, o něco méně pak kadmium. Profilem, kde byly kovy nejdostupnější, je pravděpodobně Z2, který se nachází nad dešťovou usazovací nádrží.

U ostatních kovů se nadlimitní hodnoty objevovaly jen ojediněle a nebylo zde jednoznačně patrný vliv dešťové kanalizace. Při hodnocení vlivu kovů na organismy je nutno brát v potaz i to, že vlivem resuspendace nebo snížení pH po dešťové události mohou být kovy remobilizovány a dostávat se do volné vody. Velký vliv na osídlení toku má především několikanásobné zvýšení průtoků v době dešťů, které zamezuje trvalejšímu osídlení organismy. Dalším znepokojujícím faktem je, že do toku stále odtékají splašky z vilové zástavby, přestože tyto černé výustí měly být už před několika lety odstraněny.

## 8. Použitá literatura

Beckwith, P.R., Ellis, J.B., Revitt, D.M., Oldfield, F. (1986): Heavy metal and magnetic relationships for urban source sediments. *Physics of the Earth and Planetary Interiors*. 42. str. 67-75

Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J. (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada. ISBN 80-7169-150-X

Borovec, Z. a kol. (1990): Výzkumná zpráva za roky 1985-1990. 2.vazba toxických prvků na pevné složky v říčních suspenzích. VI-5-8/02

Borovec, Z. (2000): Modelování redistribuce toxických prvků v říčních sedimentech. *Chem. Listy* 94. str. 939 - 945

Cibulka, J., a kol. (1991): Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Československá akademie věd. ISBN 80-200-0401-7

Čadková, Z.; Jakeš, P.; Háková, M.; Mrázek, P. (1985). Geochemical catalogue of the basic network. Litho-geochemical Database of the Czech Geological Survey. MS of the Czech Geological Survey. Prague.

Doležalová, L.; Darmovzalová, M.; Komínková, D.; Večeřová, L.; Nábělková, J. a kol. (2011a). Kvalita vody v potoce ovlivněném dešťovou kanalizací. Vodní systém měst zatížených významnými antropogenními změnami. Praha: ČVUT v Praze, FSv - Katedra zdravotního a ekologického inženýrství, s. 63-68. ISBN 978-80-01-04819-1.

Doležalová, L.; Darmovzalová, M.; Komínková, D.; Večeřová, L.; Nábělková, J. a kol. (2011b). Změny obsahu toxických kovů v sedimentu toku, zatíženého dešťovou kanalizací. Sedimenty vodných toků a nádrží. Bratislava: Slovenská vodohospodářská společnost, s. 173-182. ISBN 978-80-89062-77-5.

Đurža, O. (2003): Využitie pôdnej magnetometrie v environmentálnej geochemii ťažkých kovov. Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochemie. str. 6-7.

Fajtl, J., Tichý, R., Ledvina, R. (2001): Sladkovodní kontaminované sedimenty jako chemické časované bomby. *Chem. Listy* 95. str. 621 – 629.

Fergusson, J.E. (1990): The heavy metals: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press. ISBN 0-08-040275-5

Förstner, U., Müller, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. ISBN 3-540-06589

Goodyeara, K.L., McNeillb,S. (1999): Bioaccumulation of heavy metals by aquaticmacro-invertebrates of different feeding guilds: The Science of the Total Environment 299. str. 1-19

Hnaťuková,P. (2007): Distribuce těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků. Disertační práce. Ústav pro životní prostředí PřF UK. 138 str.

Hnaťuková, P, Benešová L., Komínková, D. (2009): Impact of urban drainage on metal distribution in sediments od urban stress. Water Science & Technology – WST. 59.6. str. 1237-1246

Chlupáč,I. (1999): Vycházky za geologickou minulostí Prahy a okolí. Akademie věd české republiky. 280 str. ISBN 80-200-0680-X

Kafka,Z., Punčochářová,J. (2002): Těžké Kovy v Přírodě a jejich toxicita. Chemické Listy 96, str. 611-617

Komínková,D. (2006): Vliv městského odvodnění na bioakumulaci těžkých kovů. Habilitační práce. ČVUT v Praze.

Komínková,D. (2007): Směrnice EU o vodě a hodnocení městského odvodnění ČVUT v Praze. 23 str.

Komínková,D., Štarmanová,D., Nábělková,J. (2010): Vliv čistíren odpadních vod na chování stopových prvků ve vodních ekosystémech urbanizovaných toků. Vodní hospodářství 03/2010. str. 42-45

Komínková, D. (2011): Normy environmentální kvality pro sediment – pohled za hranice ČR. Vodní hospodářství. 3/2011. str. 21-26

Koplík,R., Čurdová,E., Mestek,O. (1997): Speciace stopových prvků ve vodách, půdách, sedimentech a biologických materiálech. Chem. Listy 91, str. 38 – 47

Kovanda,J. (2001) a kol.: Neživá příroda Prahy a jejího okolí. Akademie věd České republiky a Český geologický ústav. 216 str. ISBN 80-200-0835-7

Laws,E.A.(1993): Aquatic pollution: an introductory text – 2nd ed. . Environmetal science and technology

Lellák,J., Kubíček,F. (1991): Hydrobiologie.Univerzita Karlova v Praze. ISBN 80-7066-530-0. 260 str.

Matschullat,J., Schneider,J.,Ratmeyer,V. (1994): Stauseen und Stauteiche als Sediment und Elementfallen.

Mrňa,F. (1991): Užité geochemie. Československá akademie věd. ISBN 80-200-0357-6

Nábělková,J, Komínková,D., Šťastná,G. (2003): Hodnocení rizika těžkých kovů v sedimentu drobných vodních toků pražské aglomerace. Zborník prednášok z konferencie so zahraničnou účasťou Sedimenty vodných tokov a nádrží. Bratislava: Pobočka SVHS ZSVTS, str. 183-191. ISBN 80-89062-20-2.

Nábělková,J. (2005): Mobilita těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků. Disertační práce. ČVUT v Praze.

Nábělková,J., Komínková,D. (2009):Těžké kovy v drobných městských tocích a jejich význam. Vodní hospodářství 06/2009. str. 217-220.

Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. ze dne 18.července 2007 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

Němcová,I. , Čermáková,L., Rychlovský,P. (2004): Spektrometrické analytické metody I. Nakladatelství Karolinum. str. 71-80

Nordberg,G.F., Fowler,B.A., Nordberg,M. a Friberg,L. (2007): Handbook on the Toxicology of Metals, 3rd edition, Elsevier, 2007, 975 s., ISBN. 978-0-12-369413-3

Novotná,A. (2005): Těžké kovy v sedimentech urbanizovaných toků. Diplomová práce. ČVUT v Praze

Pitter,P. (1990): Hydrochemie. 2. vydání, vydalo SNTL- Nakladatelství technické literatury. Redakce chemické a potravinářské literatury a literatury spotřebního průmyslu

Princová,J.(2006): Kumulace těžkých kovů v bentických organismech urbanizovaných toků. Diplomová práce. ČVUT v Praze

Rainbow,P.S. (2007): Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity. Environment International. 33. str. 576–582

Reichert,J., De Haar,U. (1982): Schadstoffe im Wasser. Band I Metalle. Deutsche Forschungsgemeinschaft. ISBN 3 7646 1812 4

Salomons,W., Förster,U. (1984): Metals in the hydrocycle. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York Tokio. ISBN 3-540-12755-0

Svobodová,Z., Máchová,J., Vykusová,B., Piačka,V. (1996): Kovy v ekosystémech povrchových vod. (č. 49). Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity ve Vodňanech.

Štarmanová,D. (2009): Vliv typu městského odvodnění na osud těžkých kovů v drobných vodních tocích. Diplomová práce. ČVUT v Praze

US EPA method 3052 (1994): Microwave-Assisted Acid Digestion of sediments, Sludges, Soils and Oils, Washington DC, USA.

Walsh,Ch. J., Roy,A.H., Feminella,J.W., Cottingham,P.D., Groffman,P.M., Morgan II a R.P. (2005): The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. The North American Benthological Society. 24 (3). str. 706-723

Wong,C.S:C., Li,X., Thornton,I. (2006): Urban environmental geochemistry of trace metals. Environmental Pollution 142. str. 1-16

### **Internetové zdroje:**

internetový zdroj 1: Borovec,Z., (1994):Mobilita toxických prvků v říčních sedimentech. Vesmír 73. 561. 1994/10. <http://www.vesmir.cz/clanek/mobilita-toxickyh-prvku-v-ricnich-sedimentech> (online 11.3.2011)

internetový zdroj 2: Zátíšský potok. <http://www.cistapraha4.cz/priroda/pdf/16.pdf> (online 25.2.2011)

internetový zdroj 3: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz) (online 10.8.2011)

internetový zdroj 4: [www.geology.cz](http://www.geology.cz) (online 2.7.2011)

internetový zdroj 5: Stanovení veškeré organické hmoty v půdě.  
[http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/laborator/index.php?I=3&J=3&K=0&N=1](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/laborator/index.php?I=3&J=3&K=0&N=1)  
(online 25.3.2011)

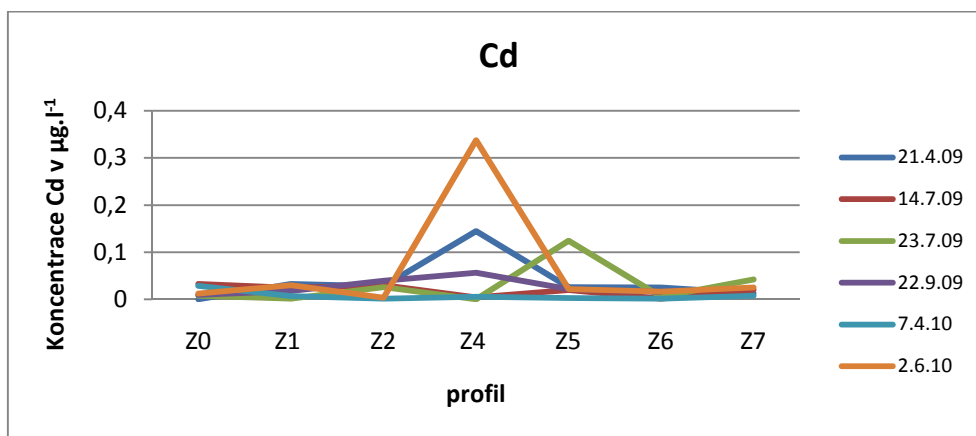
internetový zdroj 6: Estimation of Biota Sediment Accumulation Factor (BSAF) from Paired Observations of Chemical Concentrations in Biota and Sediment (Final Report).  
<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=205446> (online 10.8.2011)

internetový zdroj 7: Metodický pokyn Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 27. augusta 1998 č. 549/98 – 2 na hodnotenie rizík zo znečistených sedimentov tokov a vodných nádrží.  
[http://www.sazp.sk/slovak/struktura/ceev/ERA/met\\_pokyn/hodnot.htm](http://www.sazp.sk/slovak/struktura/ceev/ERA/met_pokyn/hodnot.htm) (online 12.8.2011)

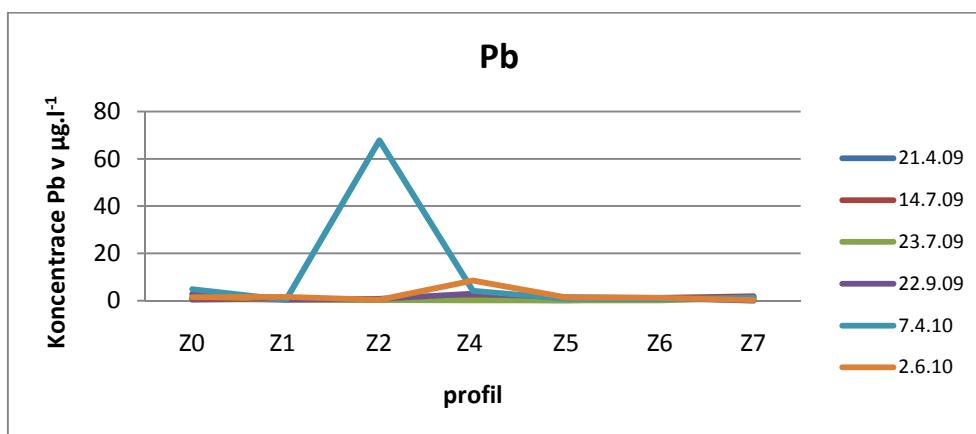
internetový zdroj 8: Těžké kovy a arsen.  
<http://vitejenazemi.cenia.cz/vzduch/index.php?article=167> (online 12.8.2011)

## 9. Přílohy

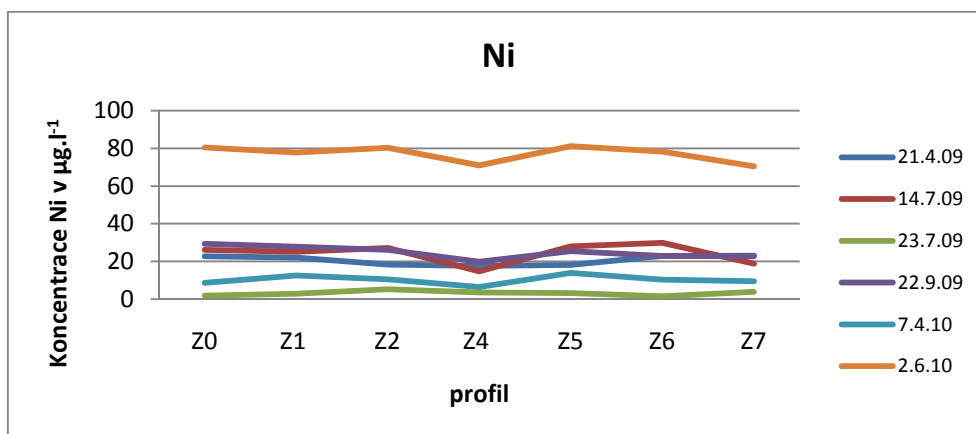
### 9.1 Koncentrace kovů ve vodě



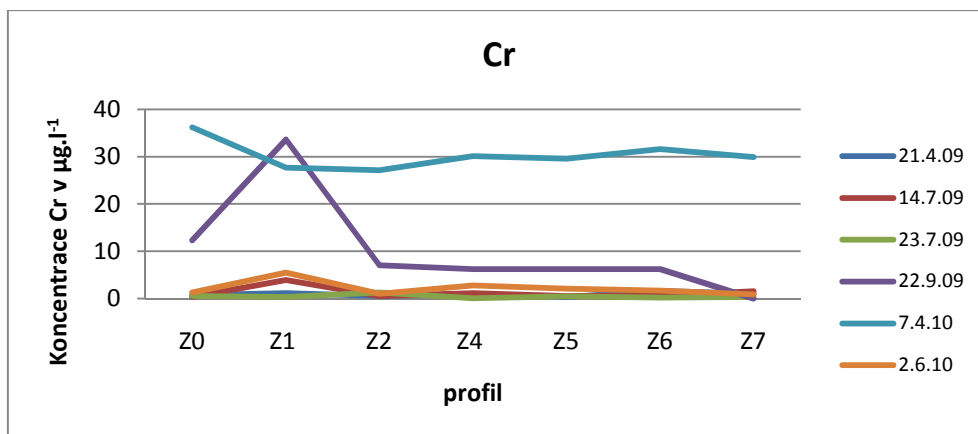
Graf č. 1: Kadmium ve vodě na Z1-Z7



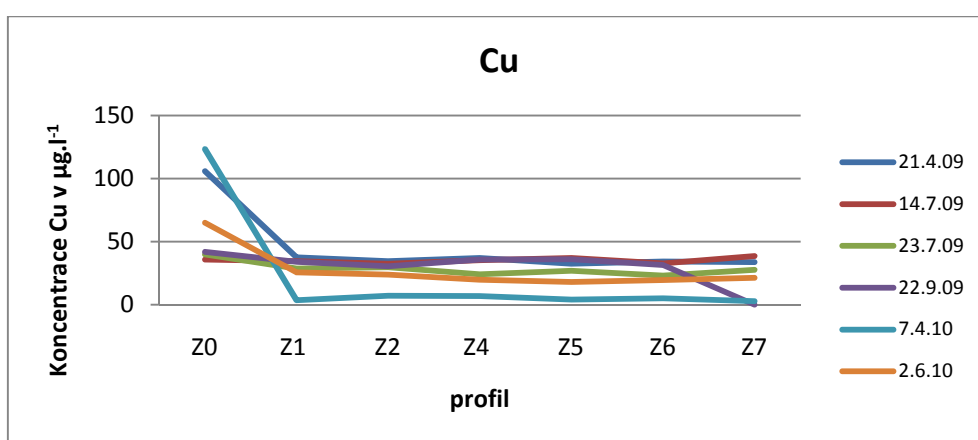
Graf č. 2: Olovo ve vodě na Z1-Z7



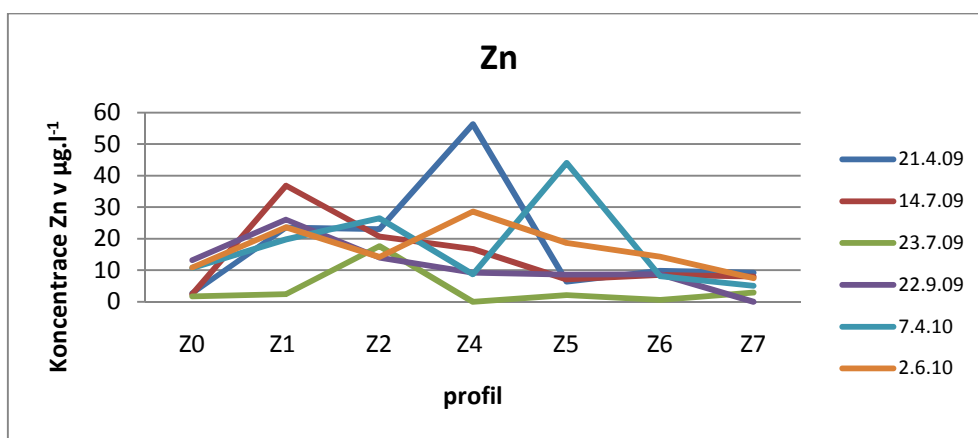
Graf č. 3: Nikl ve vodě na Z1-Z7



Graf č. 4: Chrom ve vodě na Z1-Z7

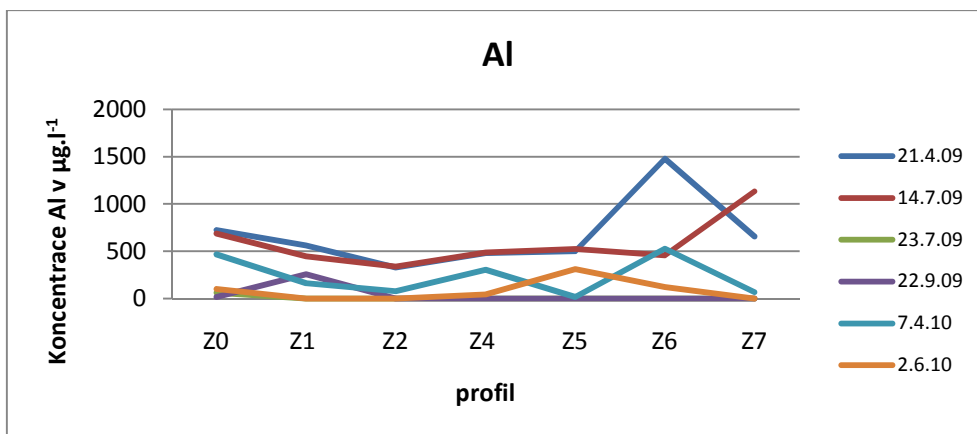


Graf č. 5: Měď ve vodě na Z1-Z7

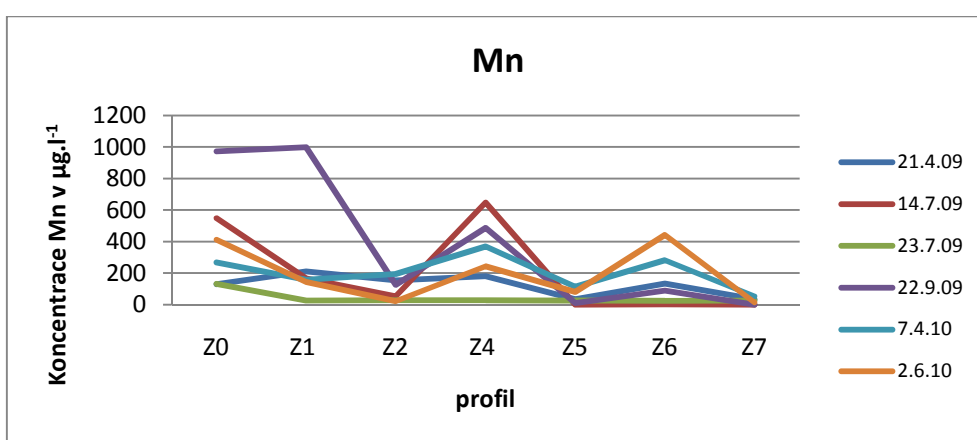


Graf č. 6: Zinek ve vodě na Z1-Z7

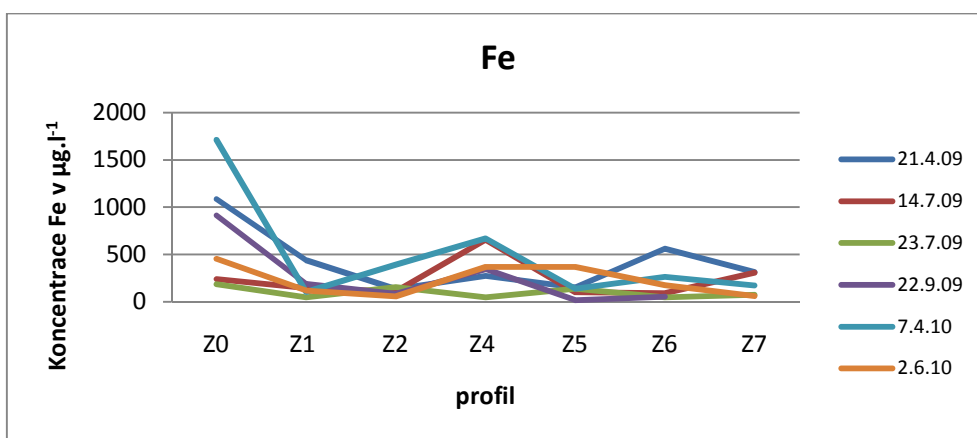




Graf č. 7: Hliník ve vodě na Z1-Z7

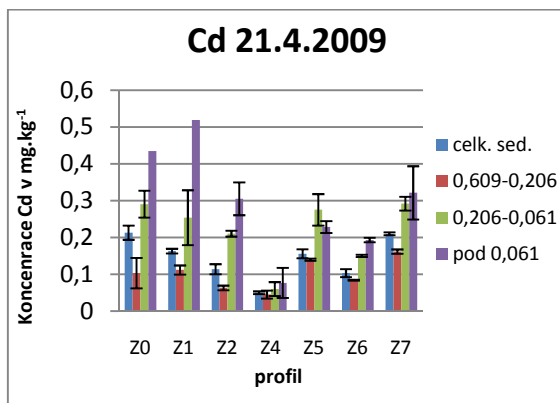


Graf č. 8: Mangan ve vodě na Z1-Z7

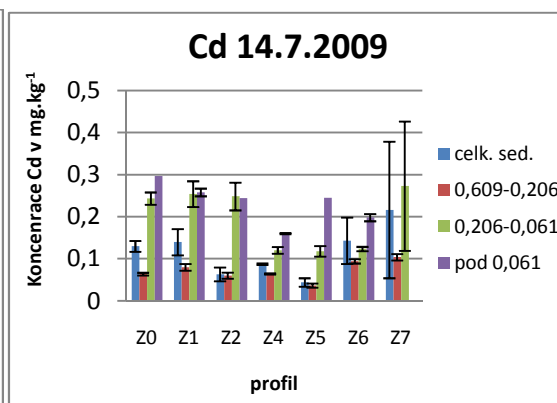


Graf č. 9: Železo ve vodě na Z1-Z7

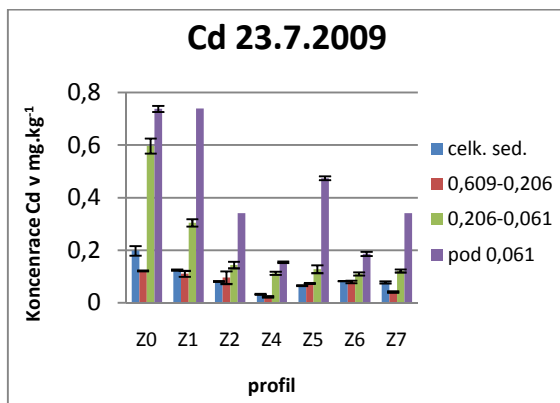
## 9.2 Koncentrace kovů v sedimentu



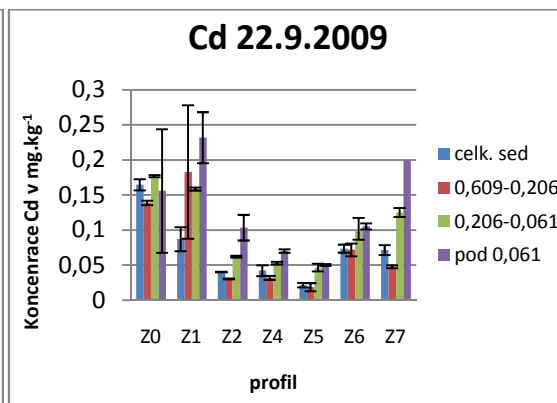
Graf 10: Kadmium v sedimentu z 21.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



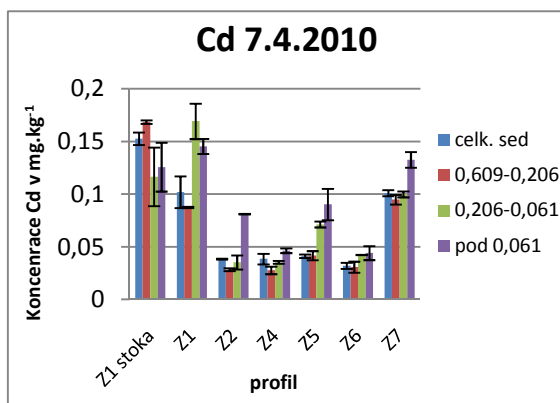
Graf 11: Kadmium v sedimentu z 14.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



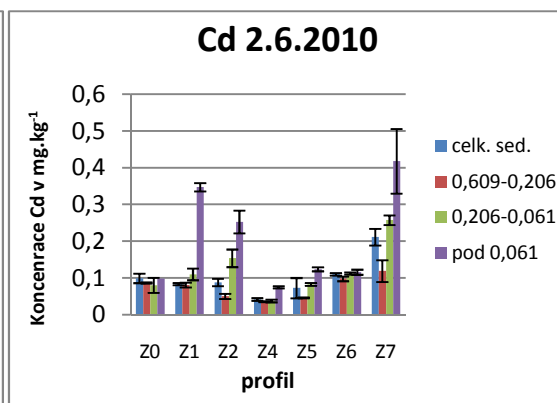
Graf 12: Kadmium v sedimentu z 23.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



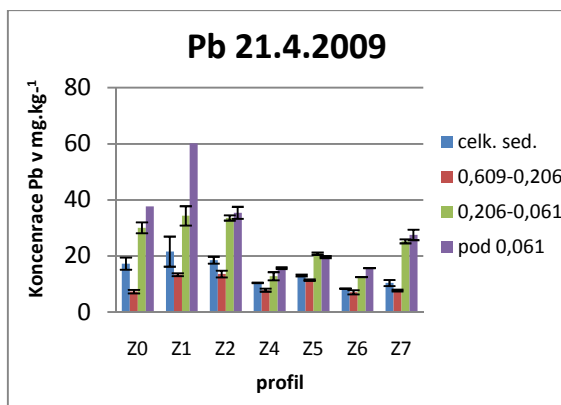
Graf 13: Kadmium v sedimentu z 22.9.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



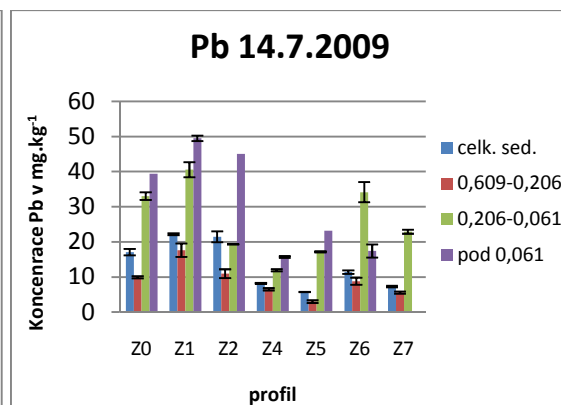
Graf 14: Kadmium v sedimentu ze 7.4.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



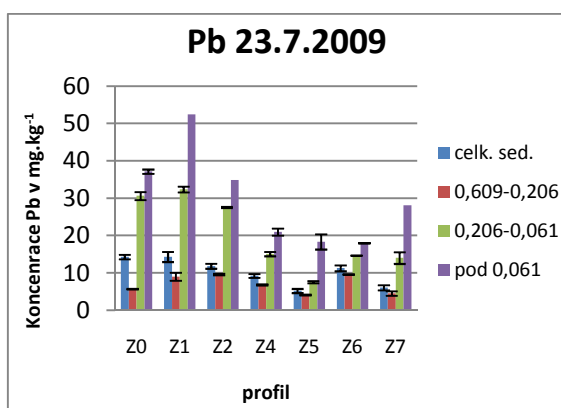
Graf 15: Kadmium v sedimentu z 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



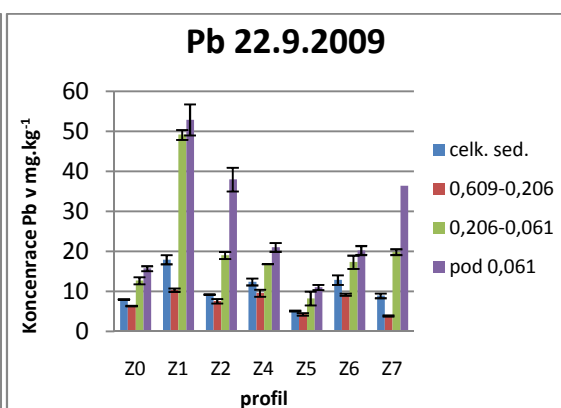
Graf 16: Olovo v sedimentu z 21.4.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



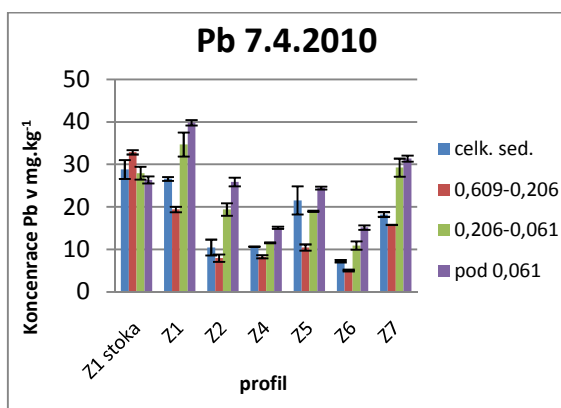
Graf 17: Olovo v sedimentu z 14.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



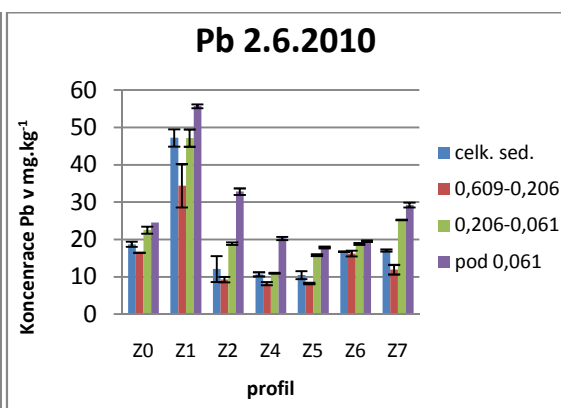
Graf 18: Olovo v sedimentu z 23.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



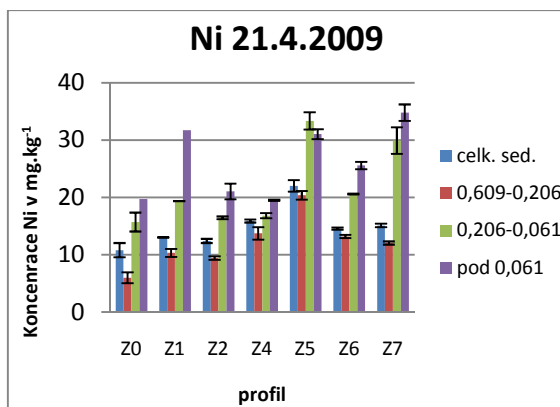
Graf 19: Olovo v sedimentu z 22.9.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



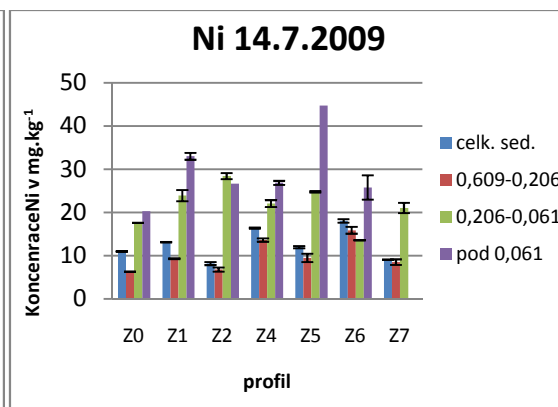
Graf 20: Olovo v sedimentu z 7.4.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



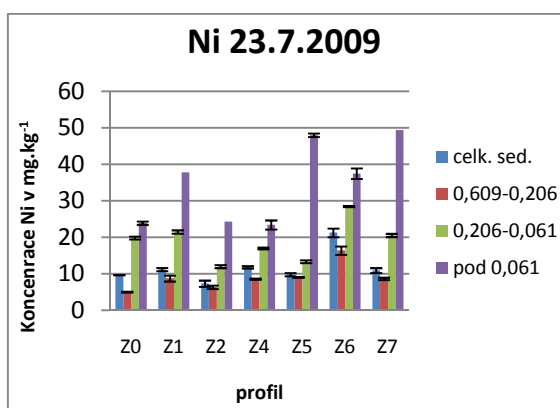
Graf 21: Olovo v sedimentu z 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



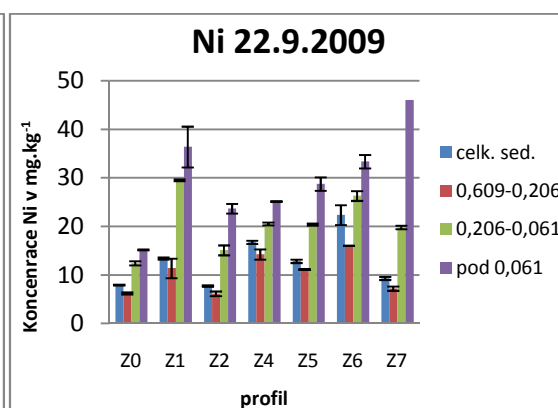
Graf 22: Nikl v sedimentu z 21.4.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



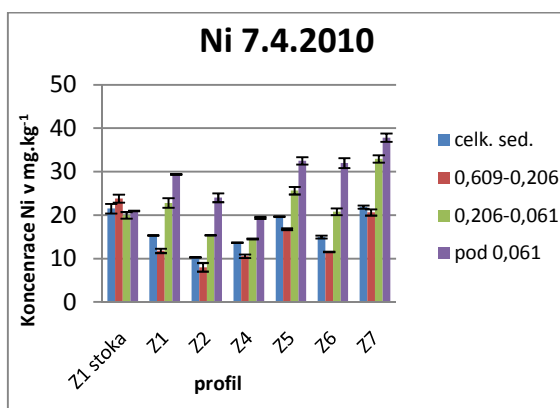
Graf 23: Nikl v sedimentu z 14.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



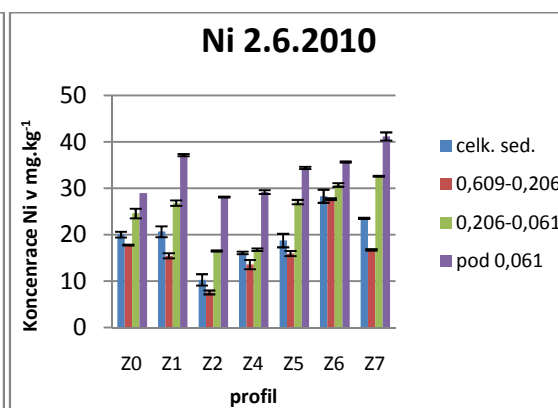
Graf 24: Nikl v sedimentu z 23.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



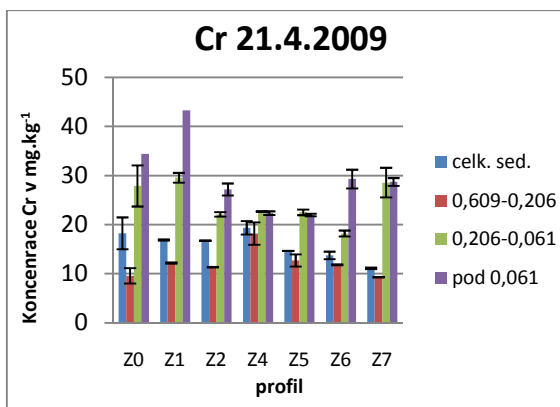
Graf 25: Nikl v sedimentu z 22.9.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



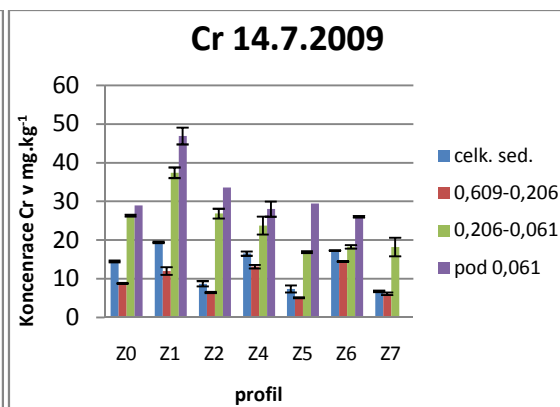
Graf 26: Nikl v sedimentu z 7.4.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



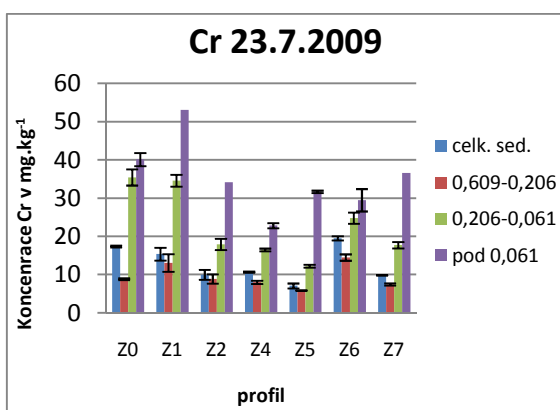
Graf 27: Nikl v sedimentu z 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



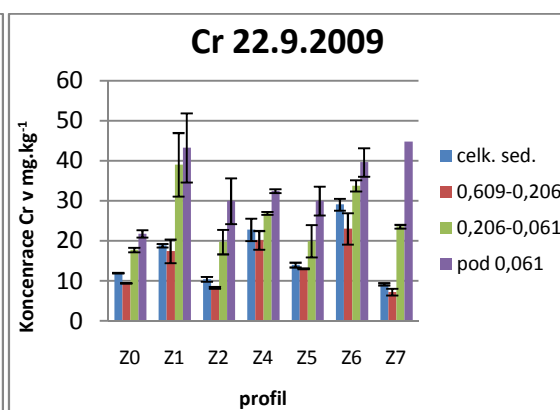
Graf 28: Chrom v sedimentu z 21.4.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



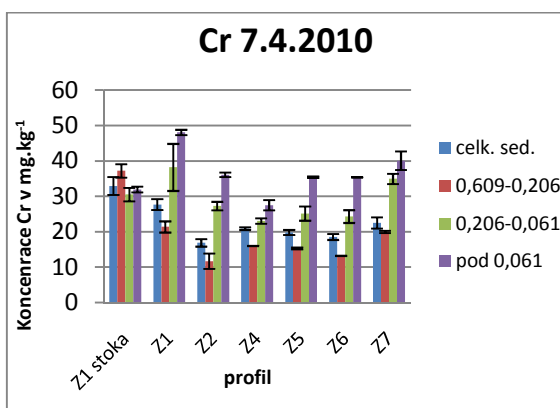
Graf 29: Chrom v sedimentu z 14.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



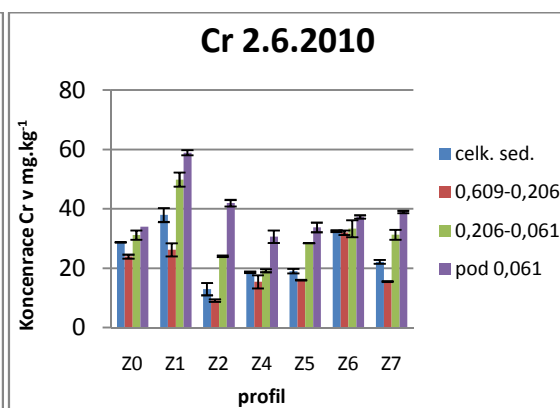
Graf 30: Chrom v sedimentu z 23.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



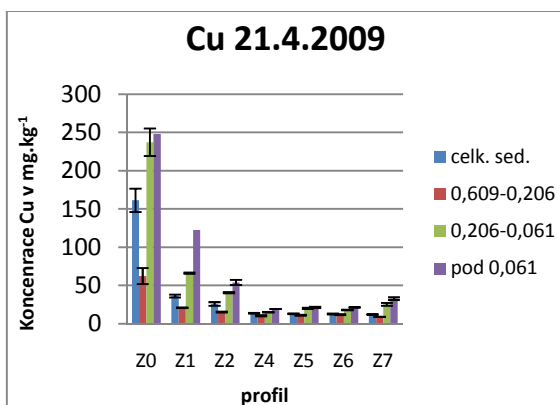
Graf 31: Chrom v sedimentu z 22.9.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



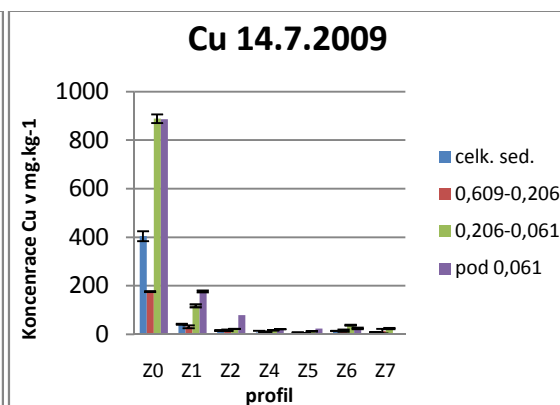
Graf 32: Chrom v sedimentu z 7.4.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



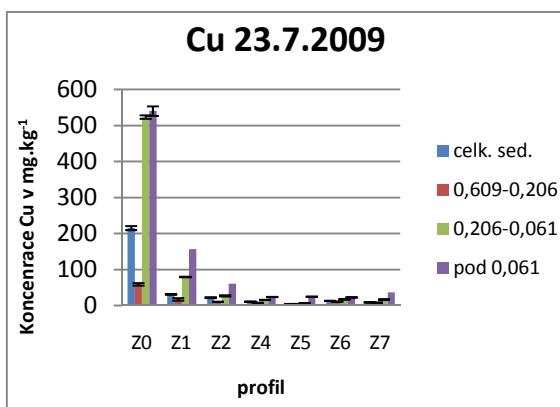
Graf 33: Chrom v sedimentu z 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



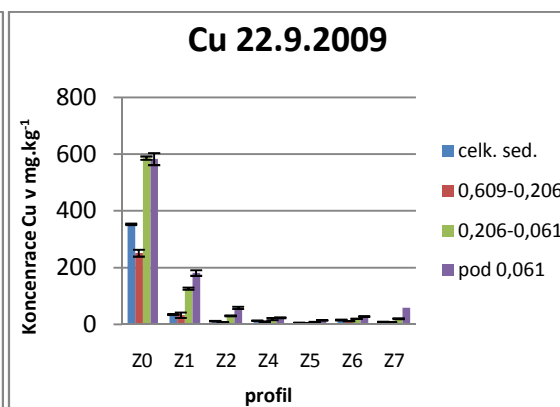
Graf 34: Měď v sedimentu z 21.4.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



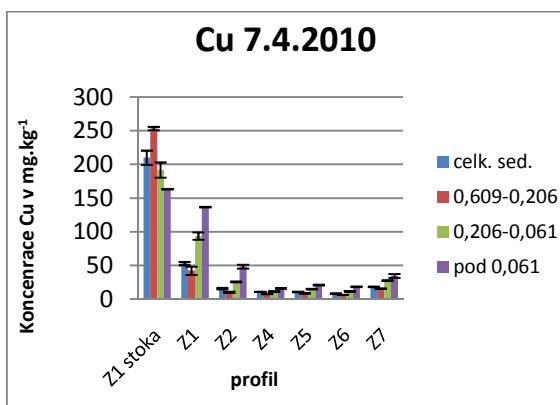
Graf 35: Měď v sedimentu z 14.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



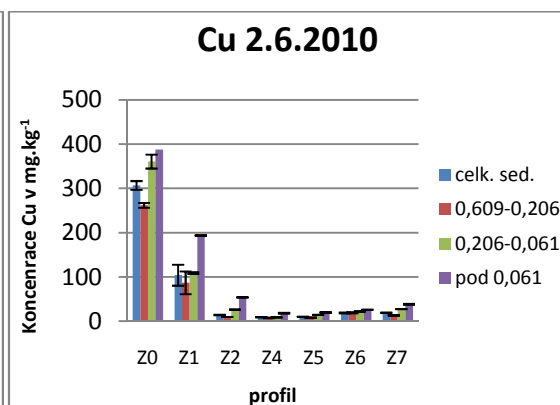
Graf 36: Měď v sedimentu z 23.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



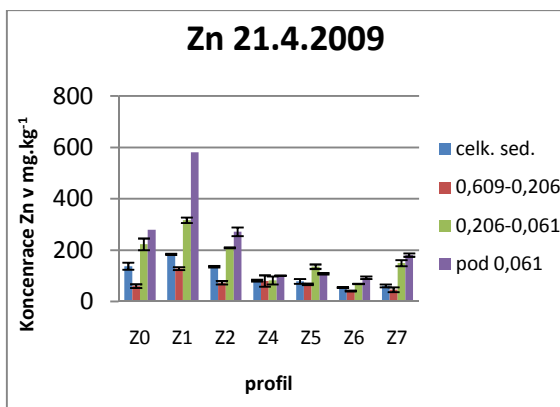
Graf 37: Měď v sedimentu z 22.9.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



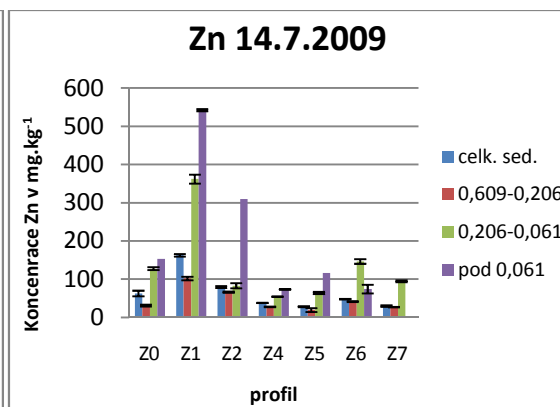
Graf 38: Měď v sedimentu z 7.4.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



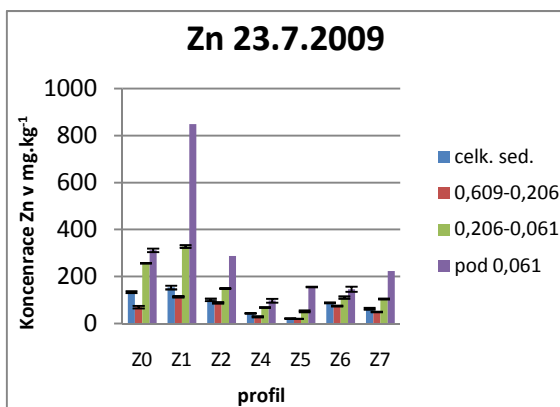
Graf 39: Měď v sedimentu z 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



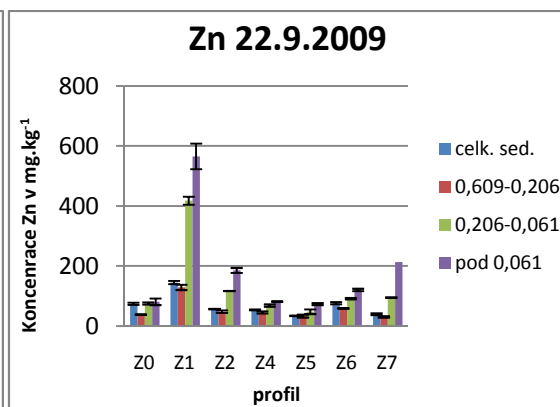
Graf 40: Zinek v sedimentu z 21.4.2009  
(velikost frakcí udávána v mm)



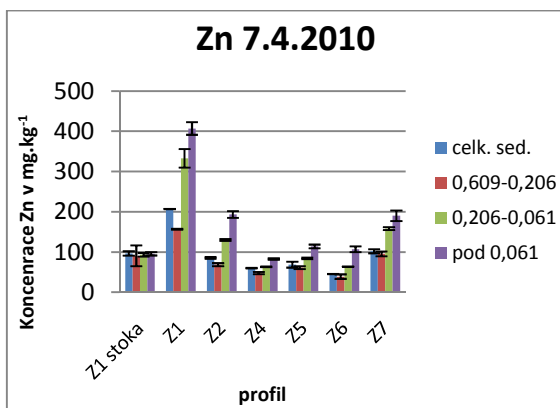
Graf 41: Zinek v sedimentu z 14.7.2009  
(velikost frakcí udávána v mm)



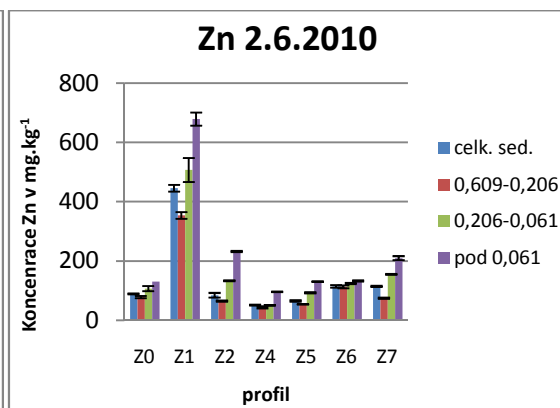
Graf 42: Zinek v sedimentu z 23.7.2009  
(velikost frakcí udávána v mm)



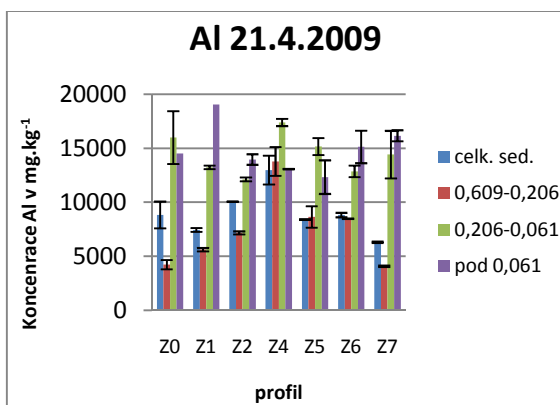
Graf 43: Zinek v sedimentu z 22.9.2009  
(velikost frakcí udávána v mm)



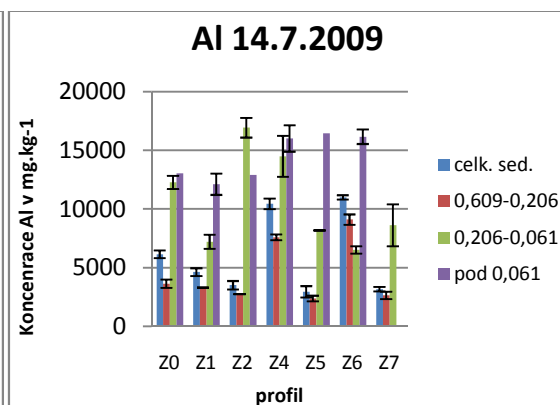
Graf 44: Zinek v sedimentu z 7.4.2010  
(velikost frakcí udávána v mm)



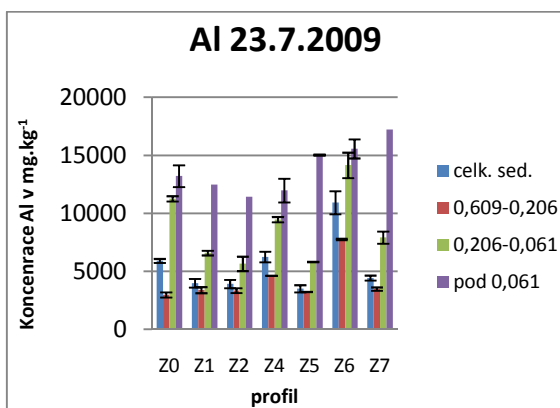
Graf 45: Zinek v sedimentu z 2.6.2010  
(velikost frakcí udávána v mm)



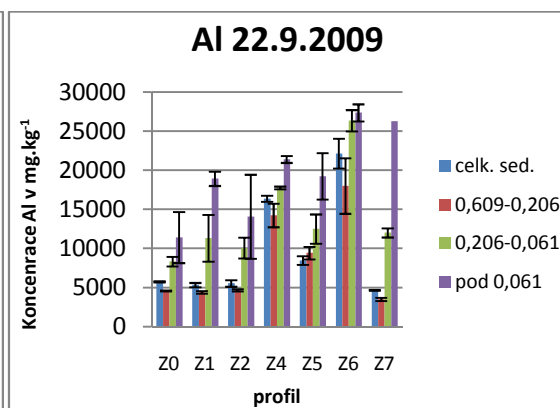
Graf 46: Hliník v sedimentu z 21.4.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



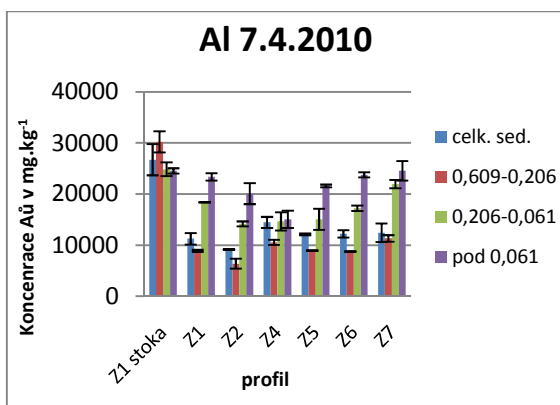
Graf 47: Hliník v sedimentu z 14.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



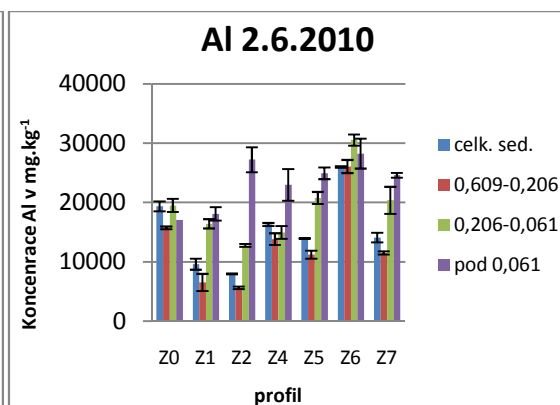
Graf 48: Hliník v sedimentu z 23.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



Graf 49: Hliník v sedimentu z 22.9.2009 (velikost frakcí udávána v mm)

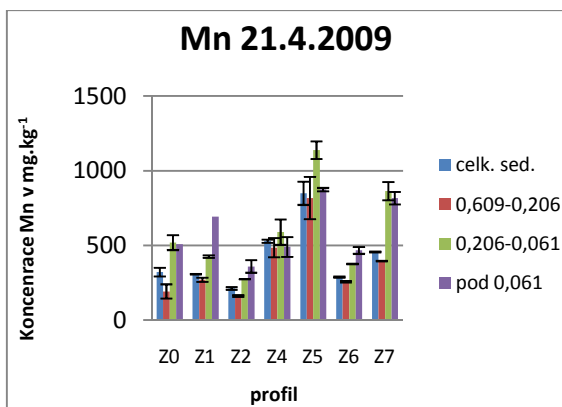


Graf 50: Hliník v sedimentu z 7.4.2010 (velikost frakcí udávána v mm)

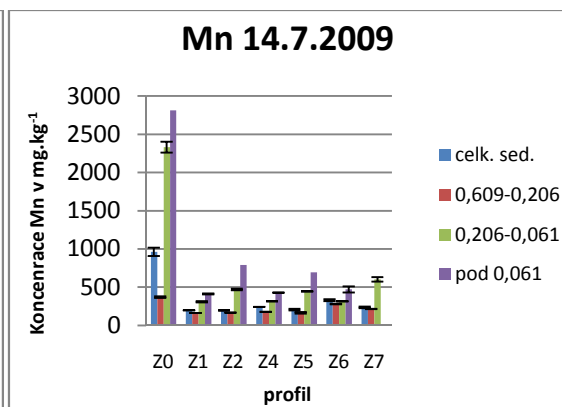


Graf 51: Hliník v sedimentu z 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)

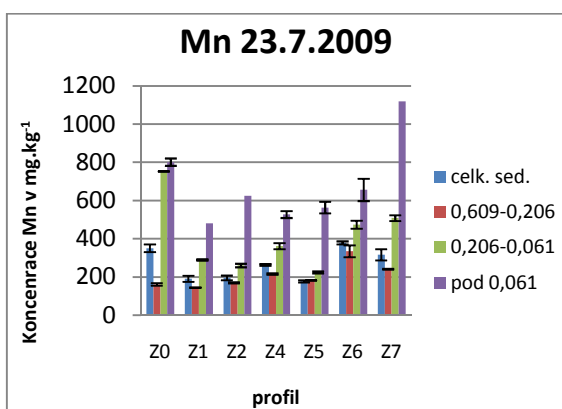




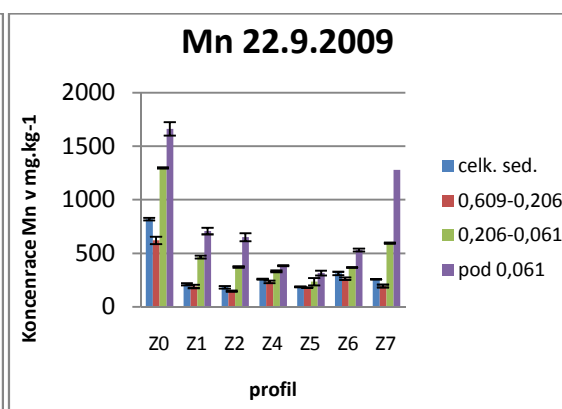
Graf 52: Mangan v sedimentu z 21.4.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



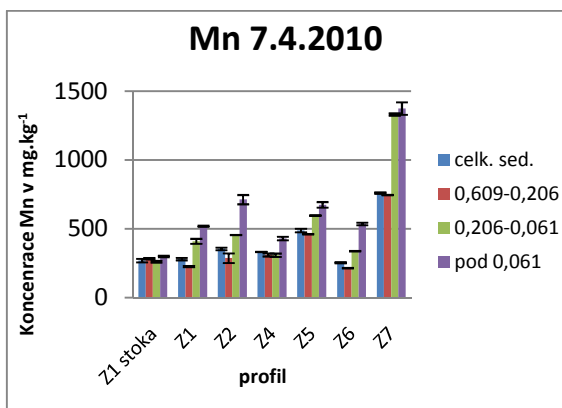
Graf 53: Mangan v sedimentu z 14.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



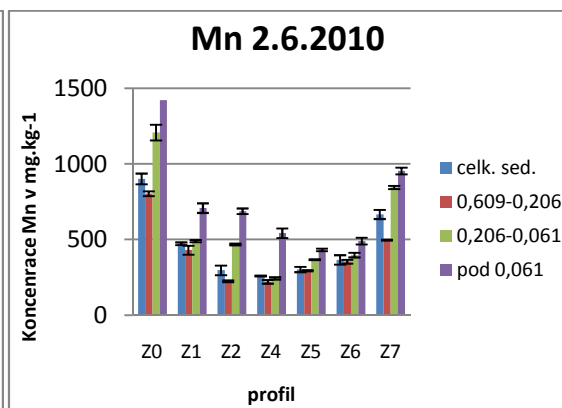
Graf 54: Mangan v sedimentu z 23.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



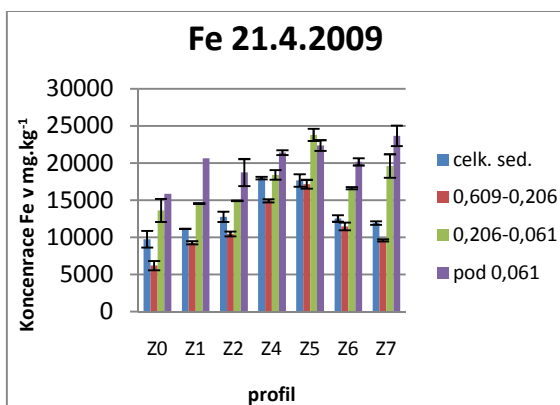
Graf 55: Mangan v sedimentu z 22.9.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



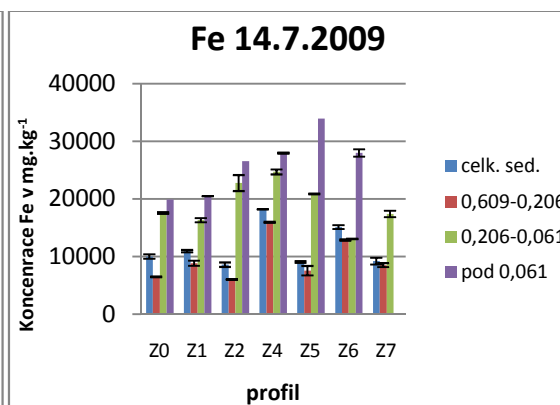
Graf 56: Mangan v sedimentu z 7.4.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



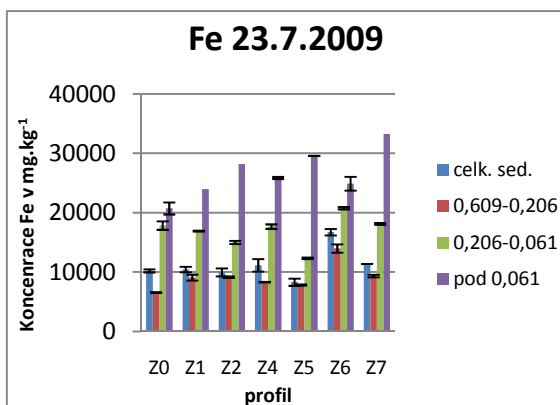
Graf 57: Mangan v sedimentu z 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



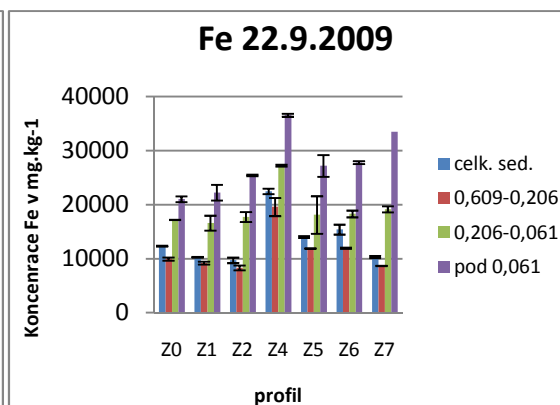
Graf 58: Železo v sedimentu z 21.4.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



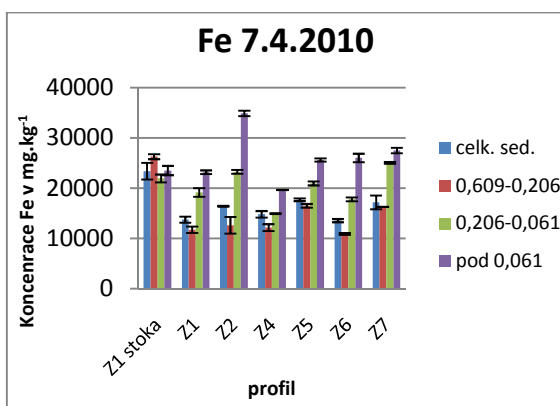
Graf 59: Železo v sedimentu z 14.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



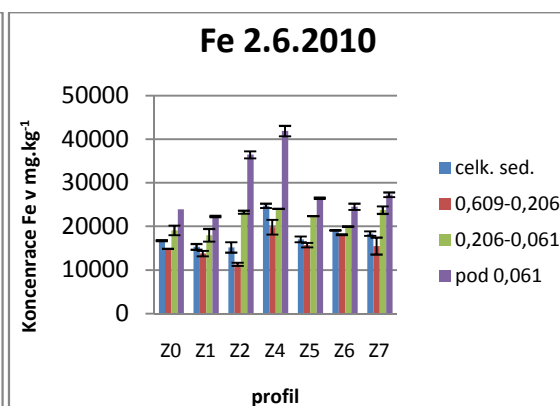
Graf 60: Železo v sedimentu z 23.7.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



Graf 61: Železo v sedimentu z 22.9.2009 (velikost frakcí udávána v mm)



Graf 62: Železo v sedimentu z 7.4.2010 (velikost frakcí udávána v mm)



Graf 63: Železo v sedimentu z 2.6.2010 (velikost frakcí udávána v mm)