

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Ústav pro životní prostředí

Obor: Ochrana životního prostředí



Diplomová práce

**Zatížení sedimentů a makrozoobentosu v urbanizovaném toku
Botič stopovými kovy**

**The load of sediments and benthic organisms with trace metals in
urban stream Botič**

Bc. Lenka Hanzlíková

Vedoucí diplomové práce: Mgr. Kateřina Dočkalová, Ph.D.

Praha, srpen 2014

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejeté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 14. 8. 2014

.....

podpis

Poděkování

Na tomto místě bych především chtěla poděkovat mé vedoucí diplomové práce paní Mgr. Kateřině Dočkalové Ph.D. za věcné připomínky, vstřícný přístup a hlavně za velkou ochotu a čas, který mi v průběhu celé práce věnovala. Dále bych chtěla poděkovat panu Dr. von Tümplingovi, který mi poskytl laboratorní a odborné zázemí v Laboratoři UZF v Magdeburku umožňující analýzu mých vzorků a hlavně za jeho odborné konzultace a čas, který mi při pobytu v Magdeburku věnoval. Dále bych chtěla poděkovat zaměstnancům Laboratoře: Norbertu Scheibe za pomoc a čas při sekvenční extrakci, paní Ute Block za pomoc s rozkladem vzorků a paní Christině Hoffmeister, která měla na starosti analýzy na ICP-MS.

Jmenovitě bych velmi ráda poděkovala Bc. Davidu Bartoňkovi, který mě během celé práce podporoval a podílel se na terénních odběrech. Dále mi s terénními odběry pomohla Mgr. Lucie Kolářová a Ing. arch. Petra Hanzlíková, která mi také pomohla s vytvořením mapy mé lokality.

Velký dík patří za pomoc při statistickém zpracování: Mgr. Petře Kolářové a Ing. Otovi Školoudovi, který snad umí vyřešit každý statistický či jiný problém.

Také děkuji Mgr. Michaelovi Pompe, který si našel čas k revizi celého textu z hlediska jazyka.

Na závěr děkuji svým rodičům, kteří mi studium umožnili a podporovali mne za všech okolností, a také děkuji všem přátelům za jejich podporu, utěšování a povzbuzování k dokončení práce.

Abstrakt

Sledování bioakumulace v sedimentu a bentických organismech je důležitou součástí výzkumu kontaminovaného vodního prostředí, neboť pouhé analýzy vod neposkytují dostatečnou informaci o biologické dostupnosti kontaminantů a mohou vypovídat pouze o aktuálním znečištění v době odběru.

Tato studie se zaměřuje na kontaminaci urbánních toků, které jsou v současné době poměrně významným zdrojem stopových prvků. Jako modelový tok byl vybrán Botič, který je ovlivněn mnoha výpustěmi odlehčovací komor, které jsou zdrojem kontaminace v době velkých srážek a povodní. V průběhu roku 2012 bylo provedeno opakované sledování zatížení tohoto toku, a to celkem na 10 lokalitách. Práce se zabývá 11 prvky (As, Al, Cr, Cd, Co, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn a Fe).

Stopové prvky byly posuzovány jak v bentických organismech, tak v sedimentu. Z bentických organismů byly vybrány taxony, které se vyskytovaly velmi hojně a v průběhu celého sledovaného roku: chrostíci čeledi Hydropsychidae, pijavky *Erpobdella* sp. a jepice čeledi Baetidae.

Analýza sedimentů zahrnovala i sekvenční extrakci, která stopové prvky rozdělila podle biologické dostupnosti a mobility do čtyř frakcí. Na základě výsledků byla posouzena biologická dostupnost sledovaných elementů a byla testována korelace mezi koncentracemi v bentosu a sedimentech. Byly zhodnoceny a identifikovány vlivy jednotlivých lokálních zdrojů znečištění na úroveň kontaminace v podélném profilu.

Klíčová slova: makrozoobentos, sediment, sekvenční extrakce, městské toky, stopové kovy, odlehčovací komory.

Abstract

Trace element bioaccumulation in benthic organisms is important part of aquatic environment pollution research, since water and sediment analysis itself do not provide significant information about bioavailability of contaminants and the results mostly shows just current pollution at the time of sampling.

This study focuses on urban streams contamination which are currently significant source of trace elements. Botic stream was chosen as exemplary, because it is affected by many combined sewer system overflows which are sources of contamination in times of heavy rain and flood. Load several sampling took place on 10 stream sites during the year of 2012. This thesis deals with 11 trace elements concretelly Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, As, Fe, Pb and Al.

Trace elements were assessed in both benthic organisms and sediment. As well taxons were selected from benthic organisms, which are widely found at any time of the reference year: caddisflies of family Hydropsychidae, leeches *Erpobdella* sp. and mayflies of Baetidae family.

Sediment analysis included sequential extraction which divided trace elements into 4 fractions according to mobility. Based on the results, bioavailability was assessed on observed elements and correlation between concentration in bethos and sediment was tested. Finally, impact of individual local sources on the level of contamination in longitudinal profile of stream was identified and assessed.

Key words: macrozoobenthos, sediment, sequential extraction, urban stream, trace metals, combined sewer overflows.

Obsah

| | |
|--|----|
| Obsah..... | 5 |
| Seznam obrázků | 7 |
| Seznam tabulek | 9 |
| Seznam příloh..... | 10 |
| Seznam zkratk | 11 |
| 1. Úvod..... | 12 |
| 1.1. Cíle práce | 14 |
| 2. Literární přehled..... | 15 |
| 2.1. Změny nastávající v městských tocích | 15 |
| 2.2. Problém definice těžké kovy a toxické kovy | 16 |
| 2.3. Zdroje a cesty znečištění v městském toku | 17 |
| 2.4. Chemické formy prvků v městském prostředí..... | 18 |
| 2.5. Akumulace kovů v makrozoobentosu | 20 |
| 2.6. Hodnocení obsahu prvků v sedimentech | 21 |
| 2.7. Tok Botič | 22 |
| 2.7.1. Obecná charakteristika | 22 |
| 2.7.2. Potencionální zdroje a cesty znečištění v toku Botič | 23 |
| 2.7.3. Studie prováděné na Botiči | 25 |
| 3. Metodika | 27 |
| 3.1. Charakteristika odběrových lokalit..... | 27 |
| 3.2. Odběr vzorků | 30 |
| 3.3. Příprava vzorků pro analýzu..... | 31 |
| 3.3.1. Sediment - celková koncentrace kovů stanovená v roztoku lučavky královské | 31 |
| 3.3.2. Sediment - sekvenční extrakce | 32 |
| 3.3.3. Biologický materiál | 34 |

| | |
|--|----|
| 3.4. Analýza vzorků..... | 34 |
| 3.5. Kontrola | 35 |
| 3.5.1. Referenční materiál - celkový sediment..... | 35 |
| 3.5.2. Referenční materiál - sekvenční extrakce | 35 |
| 3.5.3. Porovnání celkové koncentrace sedimentu se součtem extrakčních kroků..... | 37 |
| 3.5.4. Referenční materiál - makrozoobentos | 40 |
| 3.5.5. Statistické zpracování dat..... | 41 |
| 4. Výsledky | 42 |
| 4.1. Obsah prvků v sedimentu | 42 |
| 4.1.1. Sediment - celková koncentrace prvků | 42 |
| 4.2.1. Shluková analýza..... | 44 |
| 4.2.2. Sediment - výsledky sekvenční extrakce | 45 |
| 4.3. Obsah stopových prvků v makrozoobentosu | 53 |
| 4.4. Stopové prvky v sedimentu a v makrozoobentosu | 63 |
| 4.4.1. Biota-sediment akumulční faktor | 63 |
| 4.4.2. Korelace koncentrací prvků v sedimentech a makrozoobentosu | 64 |
| 5. Diskuze..... | 67 |
| 6. Závěr | 76 |
| 7. Literatura | 78 |
| 8. Přílohy | 89 |

Seznam obrázků

| | |
|--|----|
| Obr. 1 Předpokládané rozdělení specifických zdrojů v městské zástavbě podle Davis et al. (2001) | 24 |
| Obr. 2 Mapa odběrových profilů na toku Botič..... | 27 |
| Obr. 3 Fotografie sledovaných odběrových profilů..... | 29 |
| Obr. 4 Bentické organismy: A) pijavka <i>Erpobdella</i> sp. a larva jepice čel. Baetidae B) chrostíci čel. Hydropsychidae | 30 |
| Obr. 5 ICP-MS Agilent 7500c na UFZ..... | 34 |
| Obr. 6 Dendrogram získaný shlukovou analýzou pro sedimenty za srpen..... | 44 |
| Obr. 7 Dendrogram získaný shlukovou analýzou pro sedimenty za říjen..... | 44 |
| Obr. 8 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - As: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 46 |
| Obr. 9 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Al: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 47 |
| Obr. 10 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Cr: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 47 |
| Obr. 11 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Cd: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 48 |
| Obr. 12 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Co: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 49 |
| Obr. 13 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Cu: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 49 |
| Obr. 14 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Ni: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 50 |
| Obr. 15 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Pb: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 51 |
| Obr. 16 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Zn: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 51 |
| Obr. 17 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Fe: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (sediment říjen 2012) | 52 |
| Obr. 18 Průměrné koncentrace As na sledovaných lokalitách v A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp. | 54 |
| Obr. 19 Koncentrace As naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 54 |
| Obr. 20 Průměrné koncentrace Al na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp. | 55 |
| Obr. 21 Koncentrace Al naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 55 |
| Obr. 22 Průměrné koncentrace Cr na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp. | 56 |
| Obr. 23 Koncentrace Cr naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 56 |

| | |
|--|----|
| Obr. 24 Průměrné koncentrace Cu na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp. | 57 |
| Obr. 25 Koncentrace Cr naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 57 |
| Obr. 26 Průměrné koncentrace Ni na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp. | 58 |
| Obr. 27 Koncentrace Ni naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 58 |
| Obr. 28 Průměrné koncentrace Pb na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp. | 59 |
| Obr. 29 Koncentrace Pb naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 59 |
| Obr. 30 Průměrné koncentrace Hg na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp.. | 60 |
| Obr. 31 Koncentrace Hg naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 60 |
| Obr. 32 Průměrné koncentrace Zn na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp. | 61 |
| Obr. 33 Koncentrace Zn naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 61 |
| Obr. 34 Průměrné koncentrace Fe na sledovaných lokalitách v A) čel. Hydropsychidae B) <i>Erpobdella</i> sp. | 62 |
| Obr. 35 Koncentrace Fe naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách <i>Erpobdella</i> sp. | 62 |
| Obr. 36 Závislosti koncentrací Cu v makrozoobentosu a v celkovém sedimentu a 1. frakce. | 65 |
| Obr. 37 Závislosti koncentrací Pb v makrozoobentosu a v celkovém sedimentu a 1. frakce v říjnu | 66 |

Seznam tabulek

| | |
|---|----|
| Tab. 1 Změny a odezvy spojené se syndromem urbanizovaných toků (↑ nárůst, ↓ pokles). (Walsh et al., 2005)..... | 16 |
| Tab. 2 Zdroje znečištění s hlavními polutanty v městské oblasti (a - Ozaki et al., 2004; b - Li et al., 2001; c - Adachi and Tainosho, 2004; d - Kreider et al., 2010; e - McKenzie, E.R., 2009; f - Davis et al., 2001; g- Sörme, Lagerkvist, 2002) * - obsahovaly jen některé vzorky | 18 |
| Tab. 3 Limitní hodnoty MKOL pro akvatická společenstva a limitní hodnoty MKOL pro zemědělské využití sedimentu (MŽP)..... | 22 |
| Tab. 4 Vybrané odběrové profily a jejich charakteristika | 25 |
| Tab. 5 Použitá činidla a parametry při sekvenční extrakci BCR | 33 |
| Tab. 6 Certifikované a naměřené hodnoty referenčního materiálu 8704 - Buffalo River Sediment..... | 35 |
| Tab. 7 Porovnání certifikovaných hodnot a naměřených hodnot (mg.kg^{-1}). První referenční materiál použitý se srpnovými sedimenty. | 36 |
| Tab. 8 Porovnání certifikovaných hodnot a naměřených hodnot (mg.kg^{-1}). První referenční materiál použitý s říjnovými sedimenty. | 36 |
| Tab. 9 Porovnání výsledných koncentrací stopových látek (mg.kg^{-1} sušiny): Součet jednotlivých kroků sekvenční extrakce a celkové koncentrace polutantů stanovená v roztoku lučavky královské v sedimentu (Srpen 2012), (Součet sekvenční extrakce - Součet s. extrakce) | 38 |
| Tab. 10 Porovnání výsledných koncentrací stopových látek (mg.kg^{-1} sušiny): Součet jednotlivých kroků sekvenční extrakce a celkové koncentrace polutantů stanovená v roztoku lučavky královské v sedimentu (Říjen 2012), (Součet sekvenční extrakce - Součet s. extrakce) | 39 |
| Tab. 11 Certifikované a naměřené hodnoty referenčního materiálu DORM-1 Dogfish Muscle ($\text{mg.kg}^{-1} \pm$ směrodatná odchylka), počet hodnocených dat = 12 | 40 |
| Tab. 12 Koncentrace prvků v sedimentu (průměrná koncentrace \pm směrodatná odchylka), počet hodnocených dat = 2, poslední řádek doplňuje tabulku o p-hodnoty | 43 |
| Tab. 13 Hodnoty BSAF chrostíků čel. Hydropsychidae..... | 63 |
| Tab. 14 Hodnoty BSAF pijavek <i>Erpobdella sp.</i> | 63 |
| Tab. 15 Korelační koeficienty a p-hodnoty závislostí obsahu Cu v srpnu | 64 |
| Tab. 16 Korelační koeficienty a p-hodnoty závislostí obsahu Cu v říjnu..... | 64 |
| Tab. 17 Korelační koeficienty a p-hodnoty závislostí obsahu Pb v říjnu | 66 |

Seznam příloh

- Příloha I** Seznam OK na toku Botič
- Příloha II** Celková koncentrace prvků v sedimentu v srpnu a říjnu 2012
- Příloha III** Koncentrace prvků v jednotlivých frakcích
- Příloha IV** Grafy sekvenční extrakce ze srpna
- Příloha V** Koncentrace prvků v makrozoobentosu

Seznam zkratek

| | |
|---------|--|
| AAS | Atomová absorpční spektrometrie |
| BCR | Referenční úřad Společenství (Community Bureau of Reference) |
| BSAF | Biota-sediment akumulční faktor (Biota-sediment accumulation factor) |
| ICP-OES | Atomová emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem |
| ICP-MS | Hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (inductively coupled plasma mass spectrometry) |
| MKOL | Mezinárodní komise pro ochranu Labe |
| OK | Odlehčovací komora(y) |
| PP | Přírodní památka |
| PAU | Polycyklické aromatické uhlovodíky |
| TXRF | Rentgenové fluorescenční spektrometrie (Total Reflection X-ray Fluorescence) |
| UFZ | Helmoltzovo centrum pro životní prostředí (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung) |
| VN | Vodní nádrž |

Značky prvků

| | |
|----|---------|
| As | arsen |
| Al | hliník |
| Cr | chrom |
| Cd | kadmium |
| Co | kobalt |
| Cu | měď |
| Fe | železo |
| Hg | rtuť |
| Ni | nikl |
| Pb | olovo |
| Zn | zinek |

1. Úvod

V každé složce životního prostředí na planetě Zemi jsou téměř všechny kovy přirozeně obsaženy ve stopovém množství v závislosti na horninovém podloží (Pitter, 1999). Výjimkou nejsou ani vodní ekosystémy. V souvislosti s antropogenní činností narůstají koncentrace některých z těchto kovů (polokovů), které se dříve nevyskytovaly v takovém množství, a které mohou negativně ovlivnit celé ekosystémy. Ve stále větší míře jsou kovy uvolňovány do vodních ekosystémů z antropogenních zdrojů a tím dochází k degradaci a kontaminaci vodních toků. Mezi hlavní antropogenní zdroje polutantů uvolňovaných do vodních ekosystémů se řadí zemědělství, průmyslová činnost, těžba a úprava nerostných surovin, doprava a nakládání s odpady.

Jmenované zdroje znečištění se však v posledních letech resp. desetiletích daří v mnoha státech úspěšně redukovat. Za významnější zdroje kontaminace vodních toků se v současnosti mohou považovat např. urbánní oblasti. Urbanizace přitom znehodnocuje ekosystémy vodních toků různými cestami: zvýšenou četností a intenzitou povodní, poklesem spodní vody, erozí koryta a zvýšenou koncentrací polutantů (Hatt et al., 2004). V urbánních oblastech je mnoho zpevněných nepropustných ploch (zejména střechy, silnice) a především u menších toků dochází při intenzivních srážkách ke splachu těchto nepropustných ploch a k ovlivnění odtokových poměrů. Je to dáno především tím, že ve většině evropských měst je stále nedostatečná kapacita v kanalizačních systémech pro odvod dešťové vody (Even et al., 2007). Tyto toky jsou tedy znečišťovány přímým vypouštěním odlehčovacích komor (dále jen OK) jednotné kanalizace a dešťovými výpustěmi oddělené kanalizace v době dešťových epizod bez jakékoliv čisticí úpravy. Nejvýznamnějšími zdroji těžkých kovů a dalších stopových elementů, které se dostávají při deštích do městských toků, jsou automobilová doprava (obrušování pneumatik a brzdových destiček, asfalt a barevné značení na asfaltu, pohonné hmoty a oleje), výstavba a údržba budov a použité stavební materiály (cihly, omítky na fasádách domů, různé pozinkované materiály), provoz domácností (čisticí prostředky, trubky a kohoutky, malířské a kreslířské barvy), různé služby (mycí linky automobilů) a průmyslová činnost a koroze (Vink et al., 1999; Sörme & Lagerkvist, 2002; McKenzie et al., 2009).

Abychom mohli osud potenciálně toxických látek ve vodních ekosystémech sledovat, je nutné kontrolovat jejich koncentrace nejen v povrchových vodách a sedimentech, ale i ve vodních organismech. Pouhé analýzy stopových látek ve vodě a sedimentech jsou

nepostačující, protože koncentrace kontaminantů ve vodě rychle kolísají a sedimenty nám mohou dávat opožděné odpovědi (Miesbauer et. al., 2006). Vodní organismy jsou schopné přijímat širokou škálu kovů (Rainbow & Mardsen, 2004) a v závislosti na biologické dostupnosti těchto kovů, je mohou akumulovat a tím prokázat míru znečištěného ekosystému (Szoboszlai et al., 2009). Obsah polutantů ve vodních organismech tak může odrážet celkovou kontaminaci dané lokality lépe než okamžitá koncentrace znečišťujících látek ve vodě.

Mezi nejčastěji používané vodní organismy při bioakumulaci patří korýši (Mages et al., 2001; Mardsen & Rainbow, 2004; Barka et al., 2010), měkkýši (Gundacker, 2000; Bohussa et al., 2001) ryby (Frag et al., 1998; Chen et al., 2000) a vodní hmyz (Cain & Luoma, 1998; Cain et al., 2000; Clements et al., 2000; Nábělková et al., 2004; Solà et al., 2004; Miesbauer et. al., 2006; Solà & Prat, 2006; Cid et al., 2010; Damásio et al., 2011).

Důležitým kritériem pro vodní organismy, které mají sloužit jako bioindikátory, je sedavý způsob života (Szoboszlai et al., 2009). Takové organismy jsou úzce spojeny se sedimenty. Dané kritérium dobře splňují bentické organismy, jako jsou vodní larvy, pijavky a korýši. Larvy hmyzu mají ve srovnání s ostatními organismy i další výhodu neboť tato juvenilní stadia nejsou ovlivněna reprodukčním cyklem ani pohlavními rozdíly. Také délka života několika měsíců či let umožňuje integraci kontaminantů do jejich těl po přiměřenou dobu, a odráží se na nich i krátkodobé změny (Goodyear & McNeill, 1999). Proto makrozoobentos představuje významný indikátor znečištění vodních ekosystémů.

Recentní studie zabývající se akumulací polutantů zejména těžkých kovů v makrozoobentosu využívají k determinaci stopových látek různé analýzy. Stanovení obsahu těžkých kovů se mohou provádět metodou optické emisní spektrometrie v indukčně vázaném plazmatu (ICP-OES), hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS), metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS) nebo moderní metodou rentgenové fluorescenční spektrometrie (TXRF) (Bohussa et al., 2001; Mages et al., 2001).

Nejpoužívanější a nejcitlivější prvkově selektivní detektory jsou v dnešní době hmotnostní spektrometry s indukčně vázaným plazmatem. Jejich hlavními přednostmi je možnost multielementárních měření, velmi nízké detekční limity pro stanovení většiny prvků a možnost zjištění izotopového zastoupení. Obecným problémem je menší tolerance k vyšším obsahům solí a organických rozpouštědel v mobilních fázích a spektrální interference. Nevýhodou této metody jsou také vysoké náklady, které jsou nezbytné na chod přístroje (Jelínek & Juláková, 2008).

1.1. Cíle práce

Hlavní cíle této diplomové práce jsou:

1. Analyzovat jednotlivé prvky (As, Al, Cr, Cd, Co, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn a Fe) akumulované v sedimentu a v hlavních zástupcích bentických organismů
2. Zhodnotit zastoupení jednotlivých forem prvků v sedimentech (As, Al, Cr, Cd, Co, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn a Fe) pomocí sekvenční extrakce podle metodiky BCR a posoudit biologickou dostupnost sledovaných elementů.
3. Vyhodnotit nejvíce zatížené lokality a lokalizovat možné zdroje kontaminace.

V rámci mé diplomové práce byly formulovány následující hypotézy:

1. Jednotlivé kovy akumulované v sedimentu nebo organismech vyskytujících se ve vodním prostředí toku Botič mohou být přítomné v různé formě, a tedy ne vždy musí být dostupné vodním organismům (tzn., že představují menší ekologické riziko).
2. Koncentrace kovů v makrozoobentosu korelují s koncentracemi dostupné frakce kovů v sedimentu.
3. Distribuce kovů v podélném profilu souvisí s přítomností lokálního zdroje (odlehčovací komory kanalizačního systému, splachy z velkých silnic, splachy z železnic, husté osídlení obytných budov, velký podíl budov s kovovou střechou apod.).

2. Literární přehled

2.1. Změny nastávající v městských tocích

V urbanizovaných oblastech jsou toky významně ovlivňovány lidskou činností. Bývají narovnávány a zkracovány. To má za následek podemílání břehů, erozi a odnos sedimentů. Městské toky také mívají zpevněné, vybetonované koryto a někde může být tok i zatrubněn. Tím vším je snížena retence vody v krajině a dochází k poklesu spodní vody. Dalším významným faktorem, který sníženou retenci vody ještě prohlubuje, je podíl nepropustných ploch ve městech. Ty vodu odvádějí po povrchu a brání infiltraci vody do země. Tento povrchový odtok se dále odvádí z nepropustných ploch pomocí městského odvodnění (jednotná kanalizace, oddílná kanalizace). Městské odvodnění zaústíuje do recipientu v podobě odlehčovacích komor.

Nemožnost následného zadržování vody znamená, že městské toky jsou při přívalových srážkách či dlouhotrvajících deštích vystavovány extrémně vysokým průtokům a v období sucha naopak extrémním minimálním průtokům. To působí na početnost organismů v toku a k následnému vymizení citlivějších druhů a vede k výskytu pouze tolerantních druhů (Walsh et al., 2005).

Do toků se spolu se splachy z urbánních ploch dostávají i různé chemické znečišťující látky. Toky jsou znečišťovány přímým vypouštěním odlehčovacích komor jednotné kanalizace, které mají také vliv na společenstvo tekoucích vod. Chemické změny urbanizace jsou mnohem variabilnější než hydrologické a geomorfologické změny a závisí na rozsahu a typu urbanizace (obytná zástavba/průmyslová zástavba), na přítomnosti čistíren odpadních vod, jednotné kanalizaci, oddílné kanalizaci nebo dešťových vypustí (Paul & Meyer, 2001).

To vše způsobuje degradaci toků. Degradace toků se tedy projevuje změnou morfologie koryta, změnou druhové diverzity, změnou chemického složení vody a sedimentů, a to především zvýšenými koncentrací znečišťujících látek. Těžké kovy mají dlouhodobý vliv na ekologickou stabilitu vodních ekosystémů hlavně proto, že zatěžují životní prostředí dlouhodobým chronickým stresem (Vítek et al., 2007).

Všechny tyto procesy, které nastávají v urbanizovaných oblastech, jsou v literatuře souhrnně nazývány jako syndrom urbanizovaných toků (Paul & Meyer, 2001; Walsh et al., 2005). V tabulce 1 jsou zaznamenány změny, které mohou nastat v urbanizovaném toku.

Tab. 1 Změny a odezvy spojené se syndromem urbanizovaných toků (↑ nárůst, ↓ pokles). (Walsh et al., 2005)

| Změna | Odezva |
|----------------------------|--|
| Hydrologické | ↑ Frekvence výskytu povodní ↑ Frekvence výskytu erozních průtoků ↑ Maximální průtoky ↓ Retence vody |
| Fyzikálně-chemické | ↑ Obsah živin (N, P) ↑ Toxické látky |
| Morfologie koryta | ↑ Teplota ↑ Šířka koryta ↑ Hloubka koryta ↓ Stabilita koryta ↓ Retence |
| Ryby Bezobratlí | ↓ Citlivé ryby ↑ Tolerantní druhy ↓ Citlivé druhy |

2.2. Problém definice těžké kovy a toxické kovy

Už ve své bakalářské práci jsem se setkala s problematikou termínů „těžké kovy“ a „toxické kovy“. V mnoha studiích mohou být tyto termíny velmi zavádějící, protože jsou používány i pro prvky, které opravdu těžkými nebo toxickými kovy nejsou. Např. As bývá v mnoha studiích označován jako těžký kov, ale ve skutečnosti je to polokovový prvek. Jinými slovy termín „těžké kovy“ je používán v literatuře velmi nejednotně. Termín těžké kovy by měl být označovat ty prvky, které mají hustotu větší než 5000 kg.m^{-3} nebo u kterých se jejich soli srážejí se sulfidem sodným za vzniku málo rozpustných sulfidů (Pitter, 1999).

Na druhou stranu byl jako nepřesný označen také termín „toxické kovy“ (Duffus, 2002). Podle této publikace jsou veškeré látky, včetně uhlíku a dalších prvků, toxické v závislosti na dostatečně vysoké dávce a stupeň toxicity se u různých kovů značně liší. Siegel (2002) zase ve své práci zmiňuje termín potenciálně toxické kovy a metaloidy.

Kolaříková et. al. (2012) použili ve své práci raději označení „prvky“ než „těžké kovy“, ale v citované literatuře nechali používaný termín „těžké kovy“ nebo „kovy“. Ve své práci se budu držet stejného označení a budou v ní všechny analyzované kovy a polokovy (As, Al, Cr, Cd, Co, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn a Fe) souhrně označovány jako stopové prvky.

2.3. Zdroje a cesty znečištění v městském toku

Už v úvodu jsem zmínila, z jakých zdrojových oblastí se mohou prvky dostávat do recipientu.

V městském prostředí je mnoho specifických zdrojů znečišťujících látek a do městského toku se dostávají různými cestami. Hlavní cestou, kterou se znečišťující látky dostávají do recipientu, je dešťový odtok z nepropustných urbánních oblastí (Hatt et al., 2004). Další cesty mohou být mokrá a suchá depozice (Davis et al., 2001; Sörme & Lagerkvist, 2002). Jako typické zdroje znečištění v městech si pak můžeme představit plošné zdroje (silnice, střechy, fasády domů), a také bodové zdroje (výusti odlehčovací komor, výusti dešťové kanalizace, mycí linky automobilů, čerpací stanice). Difúzním zdrojem znečištění je v městských sídlech automobilová doprava a potencionálně také železnice.

Znečištění související s automobilovou dopravou pochází především z otěru pneumatik, z otěru brzdových destiček, z úniku pohonných hmot a motorového oleje, z bílého a žlutého značení na silnicích a také ze samotného asfaltu (Davis et al., 2001; Sörme & Lagerkvist, 2002; Ozaki et. al., 2004). Další polutanty se mohou uvolňovat z budov, z jejich jednotlivých částí a z použitých stavebních materiálů. Zdrojem znečištění mohou být ve městech střechy, zdi, omítky budov a různé natřené nebo pokovované plochy (Davis et al., 2001; Sörme & Lagerkvist, 2002). V období větších srážek se tyto látky dostávají do vody splachem nepropustných ploch.

Mezi nejčastější prvky, které se tímto způsobem v urbanizovaném povodí dostávají do vody, jsou především kadmium (atmosférická depozice), měď (brzdové destičky, měděné střechy) a zinek (pozinkované materiály, pozinkované oplechování, pneumatiky). Zdrojem zinku v městském prachu je zejména otěr pneumatik (Adachi & Tainosho, 2004; Kreider et al., 2010). Brzdové destičky zejména přispívají Fe, Cu, Zn, Sb a Ba (Adachi & Tainosho, 2004). McKenzie et al. (2009) ve své studii provedené v okolí Rancho Cordova v Kanadě zjistili, že některé brzdové destičky obsahovaly koncentrace Cd 1200krát vyšší než ostatní brzdové destičky.

Nejnámějším polutantem z automobilové dopravy bylo v minulosti olovo, které sloužilo jako aditivum benzínu. Dodnes v okolí silnic mohou být zvýšené koncentrace z dob, kdy se olovnatý benzín používal (Li, 2006). Vyšší koncentrace olova mohou také pocházet z různých nátěrů a nalakovaného dřeva, kde byl použit olovnatý nátěr. Před několika desítkami let se tento olovnatý nátěr běžně používal (Davis et al., 2001).

Tab. 2 Zdroje znečištění s hlavními polutanty v městské oblasti (a- Ozaki et al., 2004; b- Li et al., 2001b; c- Adachi & Tainosho, 2004; d- Kreider et al., 2010; e- McKenzie et al., 2009; f- Davis et al., 2001; g- Sörme & Lagerkvist, 2002), * - obsahovaly jen některé vzorky

| Zdroje polutantů | | Polutant |
|------------------------------------|-------------------------|--|
| Automobilová doprava | otěr pneumatik | Zn ^{a, c, d, e, f} , Cd ^a , Pb ^e , Cu ^e , Al ^c |
| | otěr brzdových destiček | Fe ^{c, e} , Cu ^{c, e, f} , Zn ^e , Sb ^c , Ba ^{c, e} , Ti ^c , Cd ^{e*} |
| | bílé značení | As ^a , Cd ^a |
| | žluté značení | Cr ^{a, c} , Pb ^{a, c} , Sb ^a , Cd ^a |
| | asfalt | Ni ^a , Al ^c |
| Budovy a stavební materiály | měděné střechy | Cu ^{f, g} |
| | pozinkované střechy | Zn ^g |
| | nátěry | Pb ^f |
| | cihlové zdi, omítky | Pb ^f , Zn ^f |
| Atmosférická depozice | | Cd ^f |

2.4. Chemické formy prvků v městském prostředí

Z hlediska negativního účinku potencionálně toxických látek na živé organismy nemá nejvyšší význam celková koncentrace kovu, ale forma, ve které se daný toxický kov nebo jiný prvek vyskytuje (Večeřová a kol., 2011). Mobilita a transport toxických kovů a ostatních prvků v životním prostředí je tedy dána chemickou formou prvku, která dále udává fyzikálně chemické a biologické pochody v environmentálních systémech (Wang et al., 1998). Forma prvku a biodostupnost, stejně jako schopnost dané chemické látky integrovat se do organismů závisí na mnoha okolnostech. Právě některé stopové prvky vázané v sedimentech mohou při změně podmínek okolí remobilizovat a uvolnit se do prostředí, kde mohou být dostupné živým organismům (Li et al., 2001a). Forma prvku je především závislá na okolním pH, redoxním potenciálu, koncentraci kyslíku, teplotě, chemickém a zrnitostním složení půdy a sedimentu, celkovém obsahu organické hmoty a suspendovaných částic, objemu vody a rychlosti toku (Calmano et al., 1993; Eggleton & Thomas, 2004). Nejdůležitějšími parametry, které způsobují přeměny vazeb těžkých kovů v sedimentech a působí na jejich rozpustnost a mobilitu jsou redox potenciál a hodnota pH (Calmano et al., 1993). V případě poklesu pH do kyselých hodnot dochází k uvolnění kovů vázaných v uhličitanech (Calmano et al. 1993). Na druhou stranu např. As a Sb se liší od ostatních kovů, protože se vzrůstajícím pH vzrůstá i jejich mobilita (Solà et al., 2004).

V důsledku odlišné pevnosti vazeb se kovy adsorbované na povrchu jílových minerálů mohou snadno uvolnit iontovou výměnou, na rozdíl od mnohem silněji vázaných kovů v sulfidech nebo v základní matici sedimentu (Calmano et al. 1993).

Pro odhad mobility kovů v životním prostředí je u půd a sedimentů důležité určení jejich vyluhovatelnosti ve vzorku pomocí působení různých extrakčních činidel (Koplík a kol., 1997). Poslední tři desetiletí byla vyvinuta celá řada selektivních extrakčních postupů (Zimmerman & Weindorf, 2010), které v prvních krocích uvolní více mobilní formy kovů, až nakonec zůstane jenom reziduální forma kovu. Tessier et al. (1979) vytvořili metodu s pěti frakcemi a pojmenovali je: výměnná frakce, frakce vázané na uhličitany, frakce vázané na oxidy Mn a Fe, frakce vázaná na sulfidy a organické látky a reziduální frakce. Postup podle Tessiera spolu s postupem BCR (Community Bureau of Reference - Referenční úřad Společenství) (Rauret et al., 1999) jsou nejpoužívanější selektivní extrakční metody (Zimmerman & Weindorf, 2010). Postup podle BCR je velmi podobný postupu podle Tessiera s rozdílem v prvním kroku. Místo toho, aby byla vyhodnocena frakce výměnná a frakce vázaná na uhličitany samostatně, postup BCR je shrnuje společně v prvním kroku. BCR byla navržena Evropskou komisí, aby se metodika pro sekvenční extrakční postupy při stanovení těžkých kovů v půdách a sedimentech sjednotila (Rauret, 1998). V této práci byl použit právě postup podle BCR.

Typické antropogenní kovy inklinují k prvním mobilnějším frakcím a kovy nalezené hlavně v reziduální frakci se vyskytují přirozeně v matečné hornině (Li et al., 2001a; Ratusny et al., 2009).

Formy kovů a ostatních znečišťujících látek pocházejících z městského znečištění mohou vykazovat určité trendy ve složení (Li et al., 2001b). Pro prach z městských ulic je typické složení, kde vyšší podíl zaujímá frakce vázaná na uhličitany. Výskyt první frakce indikuje vysokou mobilitu látek, které se dále při splachu dostávají do kanalizace a do recipientu. Mobilita a biodostupnost těžkých kovů v prachu městských ulic klesá v pořadí $Cd > Zn > Pb > Cu$ (Li et al., 2001b; Charlesworth et al., 2003). Toto platí zejména pro kovy Cd a Zn. Např. u Zn frakce vázané na uhličitany může být více než 60 %. Naopak pro olovo je typické, že v městských oblastech se nejvíce vyskytuje ve formách vázaných na oxidy Mn a Fe (Li et al., 2001b).

Cd má nejvyšší procentuální podíl vázaný na uhličitany a v mnoha studiích byl identifikován jako nejvíce biologicky dostupný prvek v městských oblastech (Li et al., 2001b; Charlesworth et al., 2003).

2.5. Akumulace kovů v makrozoobentosu

Makrozoobentos žije na rozhraní vody a sedimentu a je vystavován znečišťujícím látkám vázaných v sedimentech (Kolaříková et al., 2012). Akumuluje kovy v závislosti na koncentracích, které se v životním prostředí objevují v důsledku nejrůznějšího znečištění povrchových vod (Solà & Prat, 2006). Sledování koncentrací kovů v rámci bezobratlých je velmi důležité, protože v dané lokalitě odráží biologickou dostupnost kovů (Cid et al., 2010). Z tohoto hlediska mají bentické organismy mnoho užitečných vlastností, které z nich dělají vhodné organismy použitelné pro biomonitring ve sladkovodních ekosystémech (Hare & Tessier, 1998). Goodyear a McNeill (1999) formulovali důvody vhodnosti použití bentických organismů: bentické organismy se vyskytují ve vodách všech typů, jsou schopné tolerovat a hromadit mírné a střední koncentrace kovů, žijí v sedimentech a tím reprezentují místní podmínky. Také hrají důležitou roli v potravním řetězci - bývají totiž potravou predátorů a jejich akumulované koncentrace se mohou posouvat napříč potravním řetězcem. Navíc larvální stádia hmyzu nejsou ovlivněna reprodukčním cyklem. Tyto důvody řadí bezobratlé mezi důležité kapitoly, které by neměly chybět ve studiích zaměřených na sledování vodních ekosystémů.

Do vodních organismů se kontaminanty dostávají různými cestami. Organismy je mohou přijímat absorbcí s přijatou potravou a adsorbcí na povrchu těla buď přímo ze sedimentu nebo z okolní vody (Smock, 1983).

Míra, kterou organismy akumulují stopové prvky, je dána řadou proměnných. Ty jsou velmi variabilní a jsou závislé např. na druhu, pohlaví, stáří a velikosti organismu nebo jeho potravní skupině (Solà et al., 2004). Dále záleží na podmínkách prostředí, jako je sezónní vliv, teplota a geografické rozdíly (Rainbow, 2002). Nesmíme zapomenout také na historii znečištění - organismy se mohou přizpůsobit vysokým koncentracím a na toto prostředí se adaptovat (Schaller et al., 2011).

Těmito proměnnými se zabývá mnoho prací. Velkou variabilitu v akumulaci stopových látek ukazují rozdíly mezi jednotlivými druhy. Cid et al. (2010) pozorovali zásadní rozdíly mezi dvěma organismy jepic rodu *Ephoron* a chrostíků rodu *Hydropsyche*. Chrostíci rodu *Hydropsyche* se ukázaly jako tolerantnější organismy. Clements et al. (2000) zjistili snížení abundance jepic čeledi Heptagenidae až o 75 % na místech zasaženými těžkými kovy. Studie zaměřené na řešení otázek bioakumulace většinou používají tolerantní druhy hmyzu, jako jsou například tyto larvy chrostíků rodu *Hydropsyche* (Solà et al., 2004; Solà & Prat, 2006; Cid et al., 2010). Používání tolerantních organismů má řadu výhod. Chrostíci čeledi

Hydropsychidae jsou široce rozšířené, početně zastoupení a jejich výskyt lze pozorovat i na více znečištěných územích (Cain et al., 2000; Clements et al., 2000). Chrostíci čel. Hydropsychidae se živí sbíráním nárostů řas a detritem a mají vliv na potravní řetězec v případě, že se kontaminanty přenášejí v rámci trofických řetězců až k predátorům (Barata et al, 2005).

Bioakumulační faktory se používají pro posouzení biologické akumulace prvků (Gobas & Morrison, 2000; Santoro et al, 2009). Biota-sediment akumulační faktor (BSAF) vyjadřuje schopnost bentických organismů kumulovat škodliviny ze sedimentu. Je podílem koncentrace škodliviny v biomase organismu a koncentrace v sedimentu (Večeřová a kol., 2011) a vyjadřuje se vztahem 1:

$$BSAF = \frac{C_{organismus}}{C_{sediment}} \quad (1),$$

kde $C_{organismus}$ je koncentrace prvku v organismu a $C_{sediment}$ je koncentrace prvku v sedimentu.

2.6. Hodnocení obsahu prvků v sedimentech

Hodnocení obsahu prvků v sedimentech se může řešit pomocí celkových koncentrací ve srovnání s hodnotami uváděnými normami. V různých státech se používají různé normy, které mají pro koncentrace prvků v sedimentech různé limity a hodnotící klasifikace. Většinou limity stanovují různé agentury a organizace, které se zabývají ochranou zdraví obyvatel a životního prostředí a zajišťují různé druhy podpor výzkumu, monitoringu a standardizace. Mezi nejznámější patří kanadské (Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME) a americké (United States Environmental Protection Agency - US EPA) normy (CCME, 1995; US EPA, 1997). Např. americké normy podle americké Agentury pro ochranu životního prostředí (US EPA) používají limity značené jako benchmarkery. Pro kovy a metaloidy jsou stanoveny tři různé koncentrace: TEC-koncentrace prahového účinku, PEC-koncentrace pravděpodobného účinku a NEC-nejvyšší koncentrace bez účinku.

Pro tuto práci byly však použity limity určené Mezinárodní komisí pro ochranu Labe (MKOL). MKOL soustřeďuje svoji činnost na snižování znečištění Labe a jejich přítoků. Tato organizace určila limitní hodnoty pro akvatická společenstva. Tyto limity najdete v tabulce 3.

Tab. 3 Limitní hodnoty MKOL pro akvatická společenstva a limitní hodnoty MKOL pro zemědělské využití sedimentu (MŽP)

| Ukazatel | Limity pro akvatická společenstva | Limity pro zemědělské využití sedimentů |
|----------|-----------------------------------|---|
| | mg.kg ⁻¹ | mg.kg ⁻¹ |
| As | 40 | 30 |
| Cd | 1,2 | 1,5 |
| Cr | 320 | 150 |
| Cu | 80 | 80 |
| Hg | 0,8 | 0,8 |
| Ni | 120 | 60 |
| Pb | 100 | 100 |
| Zn | 400 | 200 |

Jedinou nevýhodou použití limitů a klasifikací je fakt, že se zaměřují pouze na celkovou koncentraci prvku a tudíž nás neinformují o mobilitě či biologické dostupnosti prvku.

2.7. Tok Botič

Tento tok patří k nejvíce urbanizací zatíženým vodním tokům v Praze. Ústí do něj celkem 33 odlehčovacích komor a jsou sem svedeny dešťové vody z přilehlých urbanizovaných a průmyslových ploch (Pavlíček & Nábělková, 2011; Kanalizační řád, 2012). Tok Botič je zasažen průmyslovým a městským znečištěním, ale protéká i zelenými plochami.

2.7.1. Obecná charakteristika

Botič je významný pravostranný přítok Vltavy. Potok pramení nedaleko Čenětic a do Prahy přitéká v jihovýchodní části města a dále protéká Prahou 11, Prahou 15, Prahou 10, Prahou 4 a Prahou 2. Poté ústí do Vltavy. Celková délka jeho toku je 34,5 km (z toho 17 km protéká Prahou, 1,2 km v potrubí). Plocha povodí zabírá 134,85 km² a průměrný průtok vody je 0,44 m³/s (Lesy hl. m. Prahy). Mezi 15,7-13,4 km se nachází Hostivařská přehrada, která byla vybudována v letech 1959-1962 a která slouží jako ochrana před povodněmi (Šťastná a kol., 2008). Využívá se i pro rekreaci.

V roce 2012 se pH vody pohybovalo v rozmezí 7,9 až 9,3 (Lesy hl. m. Prahy).

Horní část toku (území nad Hostivařskou přehradou) protéká nejprve územím, kde se nevyskytuje žádná kanalizace, a tedy žádné odlehčovací komory, poté protéká územím oddílné kanalizace. V Průhonicích se na toku Botič nachází ČOV Průhonice. Horní část tedy protéká z velké části spíše zemědělskou krajinou a největší zdroje znečištění jsou zemědělství,

ČOV Průhonice a pár výpustí dešťové kanalizace. Dolní část toku, který začíná nad Hostivařskou přehradou, protéká jednotnou kanalizací. Dolní část toku nejdříve protéká přírodním parkem Hostivař - Záběhllice a PP Meandry Botiče, která je součástí parku. Přírodní památka Meandr Botiče (9,4 – 13 km) je chráněnou oblastí, kde se tok přirozeně vyvíjí a meandruje v úzkém pásu pobřežní a nivní vegetace (Havránek, 2009). Dále Botič protéká zastavěným územím až do Vltavy. V Michlích a na konci toku protéká potrubím, celkem je zatrubněno 1,2 km. V dolní části toku na území Prahy je řada výustí odlehčovacích komor a dešťových výustí oddělené kanalizace, které jsou v době velkých srážek a povodní zdrojem kontaminace. Dále je zde množství nepropustných ploch, jako jsou např. střechy a silnice, které se při splachu stávají plošným zdrojem kontaminace. V současné době existuje na toku Botič 33 OK (Kanalizační řád, 2012).

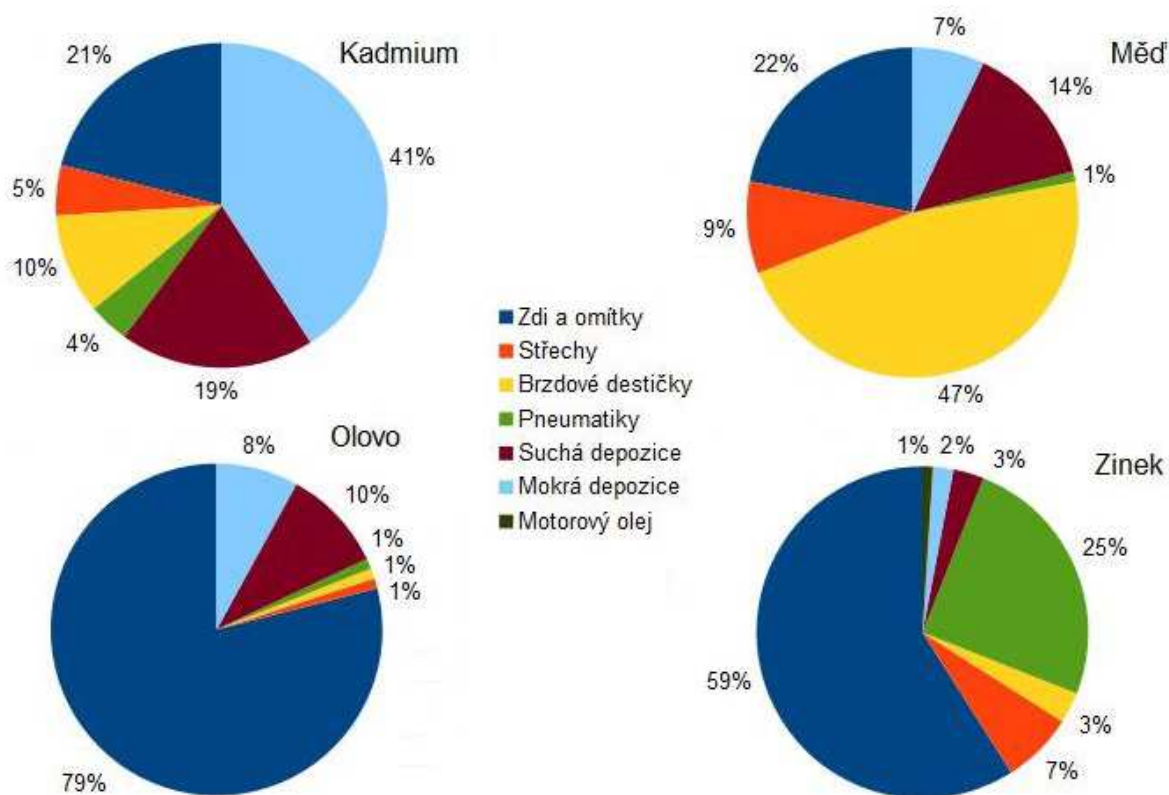
2.7.2. Potencionální zdroje a cesty znečištění v toku Botič

Klíčovým krokem v porozumění a kontrolování zdrojů zatížení vstupující do recipientu je charakteristika zdrojů (McKenzie et al., 2009). Botič patří k více ovlivněným tokům v Praze a povodí Botiče je zasaženo plošnými body znečištění (atmosférická depozice, zastavěné plochy, urbanizace, zemědělství-rostlinná výroba), difúzními zdroji znečištění (automobilová doprava) a bodovými zdroji znečištění (průmysl, výpustí odlehčovacích komor).

Horní tok Botiče (území nad Hostivařskou přehradou) protéká z velké části pouze zemědělskou krajinou. Proto u prvního odběrového profilu (lokalita 1) nepředpokládáme tak velké znečištění jako na dolním toku Botiče.

Dolní tok Botiče protéká městskou zástavbou, kde můžeme předpokládat plošné, difúzní a bodové zdroje polutantů, které byly zmíněny v předchozí kapitole v tabulce 2. Davis et al. (2001) se ve své studii zaměřuje na předpokládané zatížení kovy Pb, Cu, Cd a Zn ze specifických zdrojů v městské zástavbě. Zmiňuje, že velké množství koncentrací těchto kovů pocházejí spíše ze stavebních materiálů, jako jsou např. cihly a různé nátěry použité na budovách. Tyto stavební materiály uvolňují mnohem větší koncentrace kovů než samotné kovové materiály. Z jeho výsledků také vyplývá, že automobily jsou zodpovědné za 48% Cu, 29% Zn, 15% Cd, a 2% Pb (obr. 1). Mnohem větší koncentrace se ale podle Davis et al. (2001) uvolňují z budov a jejich stavebních materiálů. Toto může být i případ Botiče, protože část dolního toku protéká starou zástavbou. Přesněji řečeno v Záběhlicích teče potok již plně zastavěným územím. Podle našeho odběrového profilu je to od lokality 5.

Následující výšečové grafy (obr. 1) nám tedy mohou naznačit, čím vším může být dolní tok Botiče ovlivněn a jaké stopové látky a potenciální zdroje znečištění můžeme v této městské oblasti očekávat.



Obr. 1 Předpokládané rozdělení specifických zdrojů v městské zástavbě podle Davis et al. (2001)

Nedílnou součástí mnoha městských oblastí jsou průmyslové zóny. Ty se vyskytují také v blízkosti Botiče. Je s nimi spojena celá řada průmyslových aktivit. Znečištění z průmyslových zdrojů se do Botiče dostává prostřednictvím odlehčovacích komor v době větších srážek, kdy jednotná stoková síť nemůže pojmout takové množství vody a přebytek odpadní vody dostává přímo do recipientu. Mezi OK, které reprezentují průmysl na Botiči, patří OK 80 Pražská, OK 81 Švehlova a OK 83 Průmyslová. OK 83 vyúsťuje v ulici U břehu v Praze 10 a je zatěžována průmyslovou zónou z ulice Průmyslová. V minulosti se zde vyskytovaly časté havárie. Malý ředící poměr byl příčinou zvýšené četnosti přelivů nedostatečně ředěných odpadních vod, obsahujících i značné množství obtížně rozložitelných organických látek a těžkých kovů. Stav Botiče pod výpustí byl předmětem opakujících se stížností obyvatel (Štastná et al., 2008).

V roce 2004 se uskutečnily první stavební úpravy a havárie se dále nevyskytují (Zpráva o činnosti OI ČIŽP Praha, 2006; Kabelková et al., 2007). V roce 2005 na OK83

proběhly další stavební úpravy a počet případů se snížil z původních 22 (za rok 1997) na 3 případy za rok (Štastná et al., 2008).

Mezi hlavní průmyslové zdroje, které se dostávají do Botiče, se řadí Barvy a laky Hostivař a.s., ČSAO Praha Hostivař a.s., Tesla Karlín a.s. a KOH-I-NOOR a.s.

Tab. 4 Vybrané odběrové profily a jejich charakteristika

| Odběrový profil | Říční kilometr (Km) | Umístění profilu | Znečišťovatelé |
|-----------------|---------------------|----------------------------|---|
| 1 | 16 | Nad Hostivařskou přehradou | Zemědělství - rostlinná výroba |
| 2 | 12,5 | Meandry Botiče | Bez potencionálního zdroje |
| 3 | 11,7 | Pod jezem | Průmysl: OK 83 |
| 4 | 10,8 | Práče | Průmysl: OK 80, OK 81 |
| 5 | 7,7 | U Hamerského rybníku | Doprava, zástavba, OK |
| 6 | 5 | Michle | Doprava, zástavba, nádraží, teplárna Michle, OK |
| 7 | 2,5 | Havlíčkovy sady | Doprava, zástavba, průmysl, OK |
| 8 | 2,1 | Za železnicí | Doprava, zástavba, železnice, OK |
| 9 | 1,7 | Vedle Fidlovačky | Doprava, zástavba, OK |
| 10 | 1 | Folimanka | Doprava, zástavba, OK |

2.7.3. Studie prováděné na Botiči

Jako většina toků v Praze je voda v toku Botič monitorována Lesy hlavního města Prahy od roku 2001. V roce 2012 provedly odběry šestkrát do roka na třech profilech (1. před soutokem s Pitkovickým potokem, 2. před Hostivařskou přehradou - Petrovice, 3. pod Hostivařskou přehradou) a dvanáctkrát do roka na jednom profilu (ústí - ulice Sekaninova limnigraf). Sledují se obecné, fyzikální, chemické a mikrobiologické ukazatele vody. Dále se jednou do roka na profilu u ústí sledují specifické organické ukazatele (PAU) a koncentrace kovů a metaloidů (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb, As) ve vodě.

Dále se tok od roku 1998 monitoruje v rámci různých vědeckých prací (Nábělková a kol., 2003). Studie především hodnotí vliv urbanizace a následný vliv odlehčovacích komor jednotné kanalizace (OK) na tok. Tyto studie se zabývají především koncentrací těžkých kovů ve vodě, sedimentech a vodních organismech.

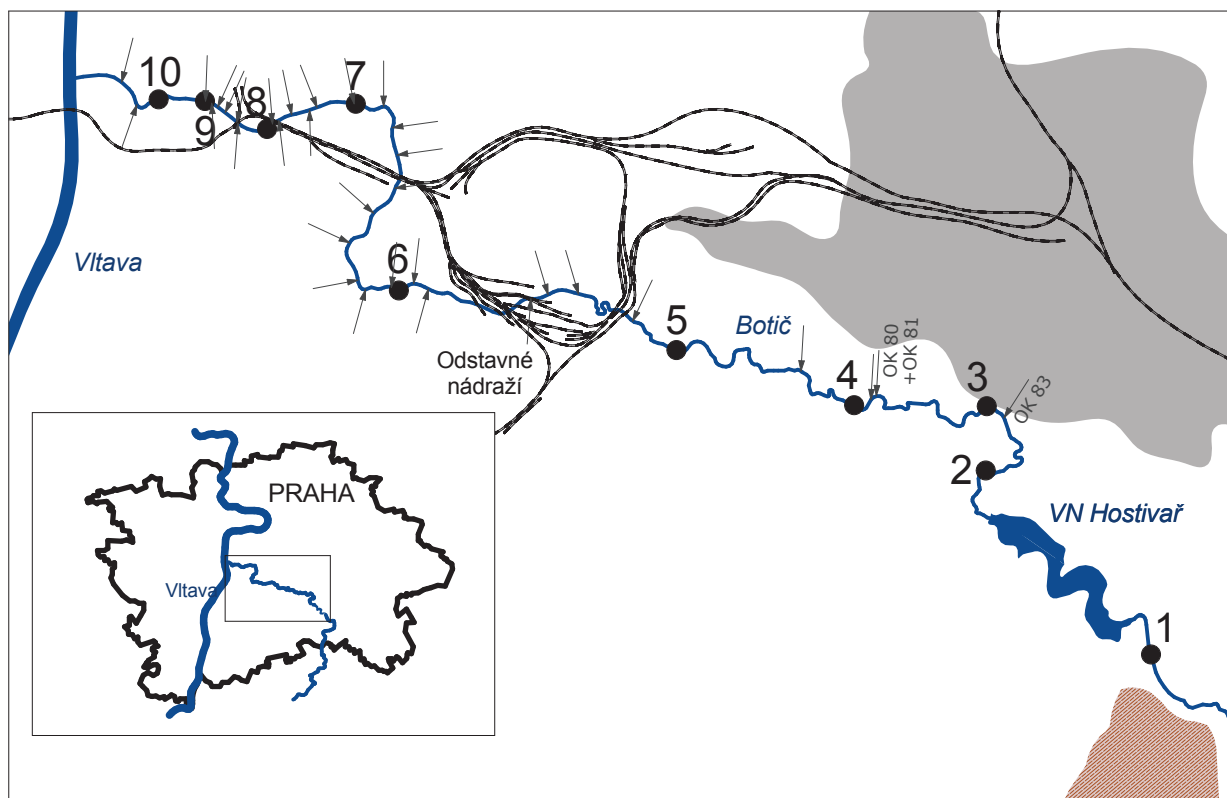
Studiu kontaminace sedimentů potoka Botiče se ve své práci věnovali autoři Komínková s Nábělkovou (2006, 2007), Hnaťuková et al. (2009), Hnaťuková (2011) a Pavlíček s Nábělkovou (2011). Jejich práce se zabývají vyhodnocením koncentrací těžkých kovů a potenciální mobilitu těžkých kovů v sedimentech městských toků v Praze včetně Botiče.

Interakcemi Hostivařské nádrže a odlehčovací komory OK 83 na změny struktury společenstva makrozoobentosu se zabývají Šťastná a kol.(2008). Vývojem obsahu těžkých kovů v bentických organismech Botiče se zabývali Večeřová a kol. (2011) a Nábělková et al. (2004). Dále se Botičem zabývaly také dvě dizertační práce: Nábělková (2005) a Hnaťuková (2007).

3. Metodika

3.1. Charakteristika odběrových lokalit

Odběry se prováděly na dolním a středním toku Botič v úseku, který začíná nad Hostivařskou přehradou a končí před jeho ústím do Vltavy (obr. 2). Ve sledovaném úseku bylo vytyčeno 10 odběrových profilů (1-10), na kterých se očekávala různá míra znečištění a různé zdroje kontaminace.



Legenda:

- odběrový profil
- odlehčovací komora (OK)
- železnice
- průmyslová zóna
- plocha orné půdy

Obr. 2 Mapa odběrových profilů na toku Botič

První odběrový profil (1) se nachází těsně nad Hostivařskou přehradou. Zde Botič teče v napřímeném mělkém korytě a voda zde by měla být bez výrazného znečištění. Dno koryta je kamenité a je nejširší ze všech odběrových profilů (cca 4 m).

Druhý odběrový profil (2) se nachází hned pod Hostivařskou přehradou. Těsně před tímto odběrovým profilem vtéká do Botiče Košíkovský potok. Jedná se o oblast toku, kde tok Botič teče ještě téměř přirozeným korytem. Koryto se zde přirozeně vyvíjí, tok meandruje, voda místy teče rychleji a místy jsou zde různé tůně vyskytujících se na krajích toku. Koryto je zčásti kamenité zčásti hlinitopísčité. Tato lokalita je součástí přírodní památky Meandr Botiče. Tyto dva odběrové profily (1,2) nejsou zasaženy žádným významným zdrojem znečištění, žádnou OK jednotné kanalizace a očekávají se zde nejnižší koncentrace sledovaných polutantů. Na další části toku dolů po proudu se již objevuje řada OK.

Odběrový profil 3 je pod jezovou zdrží, má také mělké kamenité koryto a nachází se za OK (OK83 Průmyslová, 11,9 km).

Odběrový profil 4 je v těsné blízkosti za OK (společné vyústění 80K Pražská a 81K Švehlova, 10,9 km). Tato lokalita má jako poslední ještě relativně přírodě blízký stav koryta. Dno koryta je kamenité, břehy prorostlé kořeny a bahnitě.

Pátý odběrový profil (5) se nachází v Záběhlicích, kde blízké okolí je již plně zastavěné. V blízkosti se také nachází Hamerský rybník. Dno a břehy jsou kamenité, uměle zpevněné velkými kameny. Je zde silnější proud.

Další lokality (6 až 9) mají vybetonované nebo vydlážděné dno a břehy a na dně se místy nachází kamenitý a písčité sediment. Šestý odběrový profil (6) se nachází v Michlích před pěším mostem v blízkosti ulice U Botiče. Tato lokalita se nachází za odstavným nádražím Praha-jih. Koryto je vydlážděné z polorozpadlých betonových dlaždic a je široké cca 1,5m až 2 m. A na dně jsou kameny větších velikostí. Okolí je již hustě zastavěné.

Sedmý a osmý odběrový profil (7, 8) se nachází blízko sebe v Nuslích a jejich koryta jsou velmi podobná předchozí lokalitě. Odběrový profil 7 reprezentuje lokalitu před železnicí a odběrový profil 8 reprezentuje lokalitu za železnicí.

Devátý odběrový profil (9) je v blízkosti divadla Na Fidlovačce. Koryto zpevňuje kamenná dlažba a roku 2008 zde byla provedena revitalizace. Nově vysazená vegetace na březích tok mírně vymodelovala a potok zde nevytváří jen rovnou strouhu. Na dně je větší množství pískového sedimentu.

Desátý odběrový profil (10) má také vydlážděné dno a břehy, ale sediment téměř chybí, v korytě se nachází jen pár kamenů. Tato lokalita se nachází na konci Botiče před jeho zatrubněním a ústím do Vltavy vedle parku Folimanka.



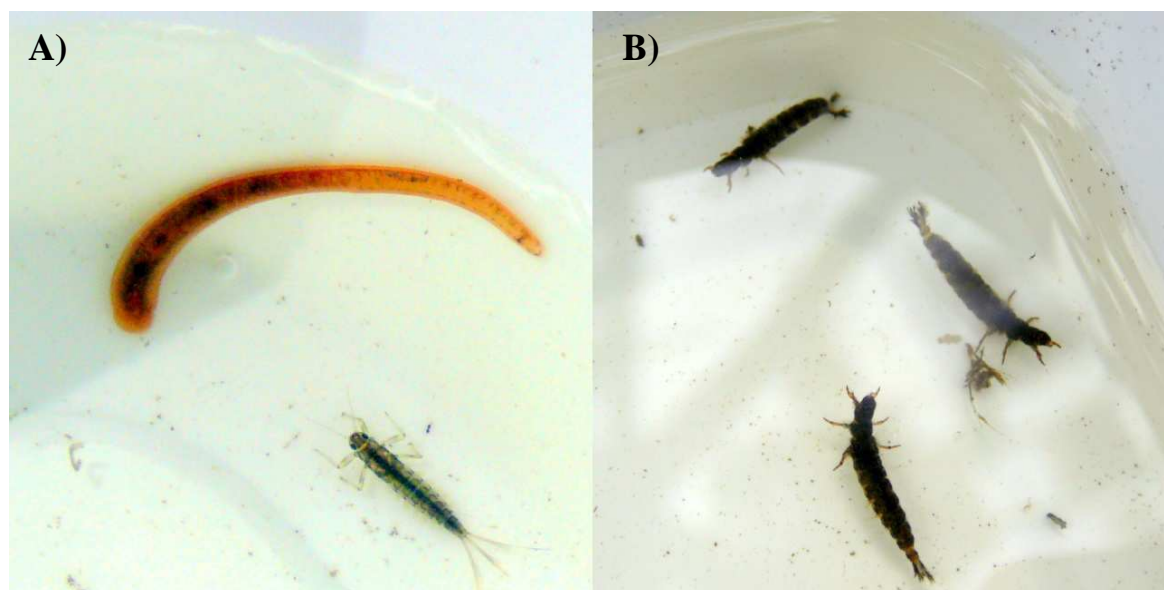
Obr. 3 Fotografie sledovaných odběrových profilů

3.2. Odběr vzorků

V roce 2012 se vzorky organismů odebíraly pětkrát a vzorky povrchového sedimentu dvakrát. Vzorky makrozoobentosu se sbíraly ve dvouměsíčních intervalech- na jaře (duben 2012), v létě (červen 2012, srpen 2012), na podzim (říjen 2012) a v zimě (prosinec 2012). Vzorky sedimentů byly odebrány současně se třetím a čtvrtým odběrem (srpen 2012, říjen 2012).

Bentické organismy se sbíraly ze dna toku ze spodní strany kamenů pinzetou. Kromě toho se makrozoobentos odebíral metodou kick sampling. Při této metodě dochází k narušení dna kopáním a organismy uvolněné ze dna se vychytávají do cedníku. Pro účely mé práce byly vybrány organismy, které se v toku běžně vyskytovaly a měly největší abundanci: larvy chrostíků čel. Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera), pijavky *Erpobdella* sp. (Hirudinea) a larvy jepic čel. Baetidae (Insecta: Ephemeroptera). Larvy chrostíků a pijavky jsem nacházela hojně během celého roku, ale larev jepic bylo dostatek na všech lokalitách pouze v dubnu 2012. V každém odběrovém profilu (v úseku 20 až 40 metrů) bylo odebráno co nejvíce jedinců, maximálně několik desítek. V zimě pro náročnost odběrů to bylo od každého taxonu méně jedinců (10 až 15).

Vzorky povrchového sedimentu byly odebírány ručně pomocí plastové lopatky z míst, kde dochází k akumulaci sedimentu. V rámci každého profilu byl sediment odebrán z 5 až 10 různým míst a byl tím vytvořen směsný vzorek z celé délky odběrového profilu. Byl odebírán pouze vrchní sediment (horní 3 cm).



Obr. 4 Bentické organismy: A) pijavka *Erpobdella* sp. a larva jepice čel. Baetidae B) chrostíci čel. Hydropsychidae

Biologické vzorky byly uloženy do polyethylénových lahviček předem vymytých zředěnou kyselinou HNO₃ (3%) a v živém stavu přemístěny do laboratoře, kde organismy byly rozříděny do taxonů, opláchnuty vodou z potoka, spočítány a zmrazeny v kryogenních zkumavkách. Sediment byl ponechán v polyethylénových lahvičkách vymytých také zředěnou kyselinou HNO₃ a zmražen.

3.3. Příprava vzorků pro analýzu

Zmražené biologické vzorky byly částečně rozmrazeny, rozříděny, také byla zvážena mokrá a suchá hmotnost jednotlivých organismů a po jednom jedinci byly umístěny do polyetylenových epruvet a následně sušeny pomocí lyofizace 24 hodin.

Vzorky sedimentu byly sušeny také lyofizací 24 hodin.

V suchém stavu byly vzorky sedimentu a biologické vzorky převezeny do Helmoltzova centra pro životní prostředí (UFZ) v Magdeburku (Německo). Zde se pod vedením Dr. von Tümplinga uskutečnily další kroky a všechny analýzy v Laboratoři chemometrie a analýzy vod.

Vysušené vzorky sedimentů byly nejdříve prosety sítím o velikosti frakce <63 μm. Tato konečná frakce (<63 μm) se použila pro všechny analýzy sedimentů.

3.3.1. Sediment - celková koncentrace kovů stanovená v roztoku lučavky královské

Pro určení celkové koncentrace kovů v sedimentu se nejprve musely vzorky mineralizovat. Rozklad vzorků sedimentu probíhal v mikrovlnné troubě typu Topwave od firmy Analytik Jena (Německo). Suché vzorky sedimentu byly nejdříve naváženy (0,25 g) do teflonových nádob. Mineralizace probíhala v prostředí 2 ml 65 % kyseliny dusičné a 6 ml 37% kyseliny chlorovodíkové. Tímto způsobem dojde k vyluhování všech kovů do kapalného roztoku. Po rozkladu byly vzorky přelity do 50 ml odměrných baněk a doplněny po rysku destilovanou vodou. Nakonec byl extrakt převeden do polyetylenových zkumavek, v kterých roztok čekal na další analýzu.

Před každou mineralizací byl proveden proces čištění teflonových nádob za pomoci 10 ml 65% kyseliny dusičné.

3.3.2. Sediment - sekvenční extrakce

Pomocí sekvenční extrakce se rozdělují jednotlivé frakce kovů, které se v sedimentech a půdách vyskytují. Mobilita rizikových prvků a jejich potenciální toxicita závisí na formě, ve které je rizikový prvek obsažen. Výstup ze sekvenční extrakce nám tedy dává realističtější odhad aktuálního dopadu na životní prostředí.

Sekvenční extrakce byla provedena podle metodiky BCR (Bureau Community of Reference) (Rauret et al., 1999). BCR je jedna z velmi používaných sekvenčních extrakcí (Reid et al., 2011). Byla vytvořena Evropskou komisí v programu Standards, Measurement and Testing Programme. Pro sekvenční extrakci podle BCR je nejvhodnější použít jako koncovou analytickou kvantifikaci ICP-MS (Palková et al., 2013).

Tato analýza představuje tři po sobě jdoucí kroky s přidáváním různě silných extrakčních činidel, kde se postupně oddělí jednotlivé frakce: výměnná a kyselinou extrahovatelná frakce (1. frakce), redukovatelná frakce (2. frakce), oxidovatelná frakce (3. frakce). Dále ještě získáme reziduální frakci (4. frakce), kterou metodika BCR nezahrnuje, ale doporučuje se ji provádět v lučavce královské. Získáme celkem 4 frakce, jak je uvedeno v tabulce (tab. 5).

Proces sekvenční extrakce podle BCR byl proveden takto:

1. frakce (výměnná a kyselinou extrahovatelná)

Pro každou lokalitu byl odvážen 1 g sedimentu do skleněné 50 ml centrifugační zkumavky. Do každé zkumavky se ke gramu prosetého sedimentu přidalo 40 ml $0,11 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ kyselina octová (CH_3COOH) a bylo mícháno v třepačce po dobu 16 hodin (přes noc) při teplotě $22 \pm 5^\circ \text{C}$. Poté se extrakt oddělil od pevné fáze odstředěním v centrifuze po dobu 20 minut a při 3000 otáčkách za minutu. Extrakt byl skladován v polyetylenových zkumavkách až do analýzy ve 4°C . Mytí rezidua bylo prováděno přidáním 20 ml destilované vody, mícháním 15 minut v třepačce. Nakonec byla pevná fáze oddělena v centrifuze při 3000 otáčkách na minutu za 20 min. Poté se opatrně odebrala všechna kapalina a reziduum bylo připraveno pro další krok.

2. frakce (redukovatelná)

Do zbylého rezidua bylo přidáno 40 ml čerstvě připraveného $0,5 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ hydroxyl amin hydrochloridu ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$) při pH 2. Separaci extraktu a následné vymytí rezidua bylo provedeno stejně jako u 1. frakce.

3. frakce (oxidovatelná)

Ve 3. kroku bylo do rezidua přidáno 10 ml $8,8 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ peroxidu vodíku (H_2O_2) a za občasného promíchání se nechalo 1 hodinu odpočívat v laboratorní teplotě. Poté byly přikryté nádoby vloženy do vodní lázně o teplotě $85\pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$, kde za občasného promíchání byly ponechány 1 hodinu. Poté byly víčka sundány a objem byl zredukován na 3 ml. Dále bylo přidáno dalších 10 ml $8,8 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ H_2O_2 a opět přikryté nádoby byly ponechány 1 hodinu ve vodní lázni. Po 1 hodině byla víčka odstraněna a objem kapaliny byl zredukován na 1 ml. Po ochlazení se přidalo 50 ml $1 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ octanu amonného ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) a nádoby byly umístěny do třepačky, kde byly ponechány 16 hodin.

4. frakce (reziduální)

Po vymytí rezidua 20 ml destilované vody (stejný postup popsany u 1. frakce), byla rezidua převedena do teflonových nádob a byla provedena mineralizace v prostředí 2 ml 65% kyseliny dusičné a 6 ml 37% kyseliny chlorovodíkové.

Tab. 5 Použitá činidla a parametry při sekvenční extrakci BCR

| Krok | Izolovaná frakce | Činidlo | Objem (ml) | Teplota ($^\circ\text{C}$) | Délka extrakce |
|------|---|---|----------------|--|---|
| 1 | výměnná a kyselinou extrahovatelná/ Podíl vázaný na uhličitany a slabě vázané specie | $0,11 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ CH_3COOH | 40 | 22 ± 5 | třepání 16 h. |
| 2 | redukovatelná/ Podíl vázaný na oxidy Mn a Fe | $0,5 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ (pH 2) | 40 | 22 ± 5 | třepání 16 h. |
| 3 | oxidovatelná/ Podíl vázaný na organické látky a sulfidy | $8,8 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ H_2O_2 $1 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (pH 2) | 10 10 50 | 22 ± 5 85 ± 2 22 ± 5 | vyluhování 1 h. vyluhování 1 h. třepání 16 h. |
| 4 | reziduální/Podíl vázaný na krystalovou mřížku | 3 HCl + HNO_3 | 6 + 2 | - | - |

3.3.3. Biologický materiál

Biologické vzorky byly také rozloženy v mikrovlnné troubě v přítomnosti 8 ml 65% kyseliny dusičné a 2 ml 30% peroxidu vodíku. Nejprve je bylo potřeba zvážit, navážka jednoho vzorku se pohybovala okolo 0,1 gramu. Počet jedinců ve vzorku byl volen s ohledem na velikost (biomasu) jedinců tak, aby bylo množství vzorku pro laboratorní analýzy kovů dostatečné. Počet organismů v jednom vzorku se tedy pohyboval okolo 10 jedinců v jedné navážce (5-18 jedinců). Larev jepic a chrostíků pro dosažení 0,1 gramu bylo použito více, pijavek stačilo pro dosažení optimální váhy méně. Při rozkladu v kyselině některé vzorky zejména vzorky pijavek *Erpobdella* sp. velmi silně reagovaly a docházelo ke ztrátě vzorku. Proto se u některých vzorků rozklad opakoval s menší navážkou (<0,05 g). Biologické vzorky byly po rozkladu přelity do 20 ml odměrných baněk a doplněny destilovanou vodou po rysku.

Slepé vzorky a vzorky standardů byly připraveny identickým způsobem.

3.4. Analýza vzorků

Pro stanovení těžkých kovů byla použita metoda hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem - ICP-MS. Měření všech vzorků bylo provedeno na přístroji Agilent 7500c ICP-MS od firmy Agilent Technologies.

Na začátku měření byla provedena kalibrace přístroje. Vzorky před analýzou byly zředěny. Pro celkový sediment a 4. frakci v poměru 1:25, 1. frakce, 2. frakce, 3. frakce v poměru 1:10. Vzorky biologického materiálu byly ředěny v poměru 1:2.



Obr. 5 ICP-MS Agilent 7500c na UFZ

3.5. Kontrola

Pro ověření správnosti analýz byl vždy používán referenční materiál. Referenční materiál byl zařazen do každé měřené řady spolu se slepým vzorkem.

3.5.1. Referenční materiál - celkový sediment

Při analýze celkového sedimentu pomocí lučavky královské byl použit referenční materiál 8704 - Buffalo River Sediment. Srovnání naměřených hodnot a certifikovaných hodnot vykazovalo dobré výsledky, které jsou uvedeny v tabulce 6.

Tab. 6 Certifikované a naměřené hodnoty referenčního materiálu 8704 - Buffalo River Sediment

| Prvek | Certifikované mg.kg ⁻¹ | Naměřené 1. Ref. m. mg.kg ⁻¹ | Výtěžnost % | Naměřené 2. Ref.m. mg.kg ⁻¹ | Výtěžnost % |
|-------|--------------------------------------|---|----------------|--|----------------|
| As | 6,1 | 16,6 | 98 | 16,5 | 96,9 |
| Cd | 2,94 | 3,1 | 105 | 2,76 | 93,8 |
| Cr | 122 | 112 | 92 | 101 | 82,8 |
| Co | 13,6 | 12,1 | 89 | 11,3 | 83,6 |
| Pb | 150 | 145 | 97 | 171 | 114 |
| Ni | 42,9 | 36,8 | 86 | 35,2 | 82 |
| Zn | 408 | 386 | 94 | 369 | 90,4 |

3.5.2. Referenční materiál - sekvenční extrakce

Pro sekvenční extrakci byl použit sladkovodní sediment - certifikovaný referenční materiál BCR - 701. Selektivní sekvenční extrakce se prováděla dvakrát, a proto byly použity dva referenční materiály. První referenční materiál byl použit se srpnovými sedimenty (tab. 7), druhý byl použit spolu s říjnovými sedimenty (tab. 8). Srovnání naměřených hodnot a certifikovaných hodnot prvního referenčního materiálu BCR - 701 ukazuje dobré výsledky pro Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn v prvním kroku (87,5 % - 110 %) a ve druhém kroku (76,2 % - 116 %) a ve třetím kroku pro Cr a Cu (83,4 %; 86,2 %). Ve třetím kroku u Cd, Ni, Pb a Zn byla zaznamenána menší shoda než <75 %.

Srovnání naměřených hodnot a certifikovaných hodnot druhého referenčního materiálu BCR - 701 (tab. 8.) ukazuje dobré výsledky pro Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn v prvním kroku (80,6% - 103 %), ve druhém kroku pro Cd, Cu, Ni, Pb a Zn (76,4 % - 119 %) a třetím kroku pro Cd, Cr, Cu, Ni a Zn (77,1 % - 85,9 %). Ve druhém kroku Cr a ve třetím kroku Pb byla zaznamenána menší shoda než <75 %.

Tab. 7 Porovnání certifikovaných hodnot a naměřených hodnot (mg.kg^{-1}). První referenční materiál použitý se srpnovými sedimenty.

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|--------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Krok 1 | | | | | | |
| Naměřené mg.kg^{-1} | 6,8 | 2,48 | 43,8 | 13,5 | 2,9 | 190 |
| Certifikované mg.kg^{-1} | 7,34 | 2,26 | 49,3 | 15,4 | 3,18 | 205 |
| Výtěžnost % | 92,6 | 110 | 88,9 | 87,5 | 91,1 | 92,9 |
| Krok 2 | | | | | | |
| Naměřené mg.kg^{-1} | 3,42 | 35,5 | 94,5 | 22,9 | 147 | 105 |
| Certifikované mg.kg^{-1} | 3,77 | 45,7 | 124 | 26,6 | 126 | 114 |
| Výtěžnost % | 90,7 | 77,6 | 76,2 | 85,9 | 116 | 92,4 |
| Krok 3 | | | | | | |
| Naměřené mg.kg^{-1} | 0,167 | 123 | 46 | 11,2 | 6,23 | 32,2 |
| Certifikované mg.kg^{-1} | 0,27 | 143 | 55,2 | 15,3 | 9,3 | 45,7 |
| Výtěžnost % | 61,7 | 86,2 | 83,4 | 73 | 66,9 | 70,4 |

Tab. 8 Porovnání certifikovaných hodnot a naměřených hodnot (mg.kg^{-1}). První referenční materiál použitý s říjnovými sedimenty.

| Říjen | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|--------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Krok 1 | | | | | | |
| Naměřené mg.kg^{-1} | 6,32 | 2,32 | 41,2 | 12,4 | 2,90 | 186 |
| Certifikované mg.kg^{-1} | 7,34 | 2,26 | 49,3 | 15,4 | 3,18 | 205 |
| Výtěžnost % | 86,1 | 103 | 83,5 | 80,6 | 91,1 | 90,5 |
| Krok 2 | | | | | | |
| Naměřené mg.kg^{-1} | 3,59 | 32,3 | 96,1 | 20,3 | 150 | 96,2 |
| Certifikované mg.kg^{-1} | 3,77 | 45,7 | 124 | 26,6 | 126 | 114 |
| Výtěžnost % | 95,1 | 70,6 | 77,5 | 76,4 | 119 | 84,4 |
| Krok 3 | | | | | | |
| Naměřené mg.kg^{-1} | 0,208 | 127 | 44,6 | 13,2 | 6,22 | 35,8 |
| Certifikované mg.kg^{-1} | 0,27 | 143 | 55,2 | 15,3 | 9,3 | 45,7 |
| Výtěžnost % | 77,1 | 88,5 | 80,9 | 85,9 | 66,8 | 78,3 |

3.5.3. Porovnání celkové koncentrace sedimentu se součtem extrakčních kroků

Po sečtení jednotlivých kroků ze sekvenční extrakce (spolu se 4. krokem) dostaneme celkovou koncentraci prvku, kterou můžeme porovnat s celkovou koncentrací prvku stanovenou v extraktu lučavky královské. Byla porovnána všechna data (As, Al, Cr, Cd, Co, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn a Fe) z jednotlivých lokalit. Srpnová data jsou v dobré shodě s celkovým obsahem prvku (tab. 9). Shoda hodnot se pohybuje v rozmezí 79,9 % až 108 % kromě kovu Al na 1. lokalitě (73,2 %). Říjnová data (tab. 10) kromě 5. lokality jsou také v dobré shodě (75 % až 113 %). Opět jsme zaznamenali menší shodu u Al na 1. lokalitě (73,7 %) a u Cd na 3. lokalitě (62,8 %).

Při sekvenční extrakci nedocházelo k extrakci rtuti (viz kapitola 5. Diskuze), a proto výsledky Hg vykazovaly velmi velkou variabilitu.

Také nemohla být srovnána srpnová data ze 7. a 9. lokality a říjnová data z 6. a 7. lokality, protože pro tyto lokality chybí výsledky koncentrací prvků v sedimentu ze sekvenční extrakce.

Tab. 9 Porovnání výsledných koncentrací stopových prvků (mg.kg⁻¹ sušiny): Součet jednotlivých kroků sekvenční extrakce a celkové koncentrace polutantů stanovená v roztoku lučavky královské v sedimentu (Srpen 2012), (Součet sekvenční extrakce - Součet s. extrakce)

| Lokalita | | As mg.kg ⁻¹ | Al mg.kg ⁻¹ | Cr mg.kg ⁻¹ | Cd mg.kg ⁻¹ | Co mg.kg ⁻¹ | Cu mg.kg ⁻¹ | Ni mg.kg ⁻¹ | Pb mg.kg ⁻¹ | Hg mg.kg ⁻¹ | Zn mg.kg ⁻¹ | Fe mg.kg ⁻¹ |
|----------|---------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 1 | Součet s. extrakce | 7,8 | 8455 | 28,3 | 0,284 | 8,04 | 26,3 | 16,1 | 128 | 0,018 | 92,3 | 14519 |
| | Celková koncentrace | 9,01 | 11550 | 33,5 | 0,324 | 8,79 | 29,9 | 19 | 133 | 0,185 | 100 | 18280 |
| | Shoda % | 86,5 | 73,2 | 84,4 | 87,7 | 91,4 | 87,9 | 84,9 | 96,1 | 9,5 | 92,3 | 79,4 |
| 2 | Součet s. extrakce | 6,66 | 8162 | 28,5 | 0,324 | 7,42 | 40,2 | 17,5 | 26,4 | 0,014 | 134 | 17101 |
| | Celková koncentrace | 7,16 | 8793 | 29,1 | 0,34 | 7,47 | 42,4 | 18,3 | 28,3 | 0,154 | 133 | 19190 |
| | Shoda % | 93 | 92,8 | 97,9 | 95,4 | 99,3 | 94,8 | 95,8 | 93,4 | 8,9 | 101 | 89,1 |
| 3 | Součet s. extrakce | 6,91 | 10358 | 32,4 | 0,190 | 7,49 | 27,2 | 17,7 | 25,5 | 0,026 | 100 | 16181 |
| | Celková koncentrace | 7,08 | 11240 | 32,2 | 0,303 | 7,48 | 26,3 | 18,6 | 25,9 | 0,237 | 102 | 18010 |
| | Shoda % | 97,6 | 92,2 | 101 | 62,8 | 100 | 103 | 95,5 | 98,6 | 11,2 | 98,3 | 89,8 |
| 4 | Součet s. extrakce | 9,48 | 10623 | 38,8 | 0,571 | 9,24 | 60,1 | 22,9 | 51,4 | 0,047 | 215 | 18729 |
| | Celková koncentrace | 10 | 12820 | 41,6 | 0,597 | 9,42 | 61,4 | 24,1 | 55,1 | 0,441 | 220 | 21440 |
| | Shoda % | 95,2 | 82,9 | 93,3 | 95,5 | 98,0 | 97,8 | 95 | 93,3 | 10,6 | 98 | 87,4 |
| 5 | Součet s. extrakce | 10,7 | 10872 | 36,2 | 0,472 | 9,34 | 46,1 | 22,2 | 47,3 | 0,118 | 234 | 17694 |
| | Celková koncentrace | 12,3 | 12630 | 39,3 | 0,514 | 10,1 | 48,6 | 25,5 | 52,2 | 0,415 | 247 | 21860 |
| | Shoda % | 87 | 86,1 | 92,1 | 91,7 | 92,9 | 94,9 | 87,0 | 90,7 | 28,4 | 94,6 | 80,9 |
| 6 | Součet s. extrakce | 11,6 | 15813 | 51,5 | 0,704 | 11,8 | 71,9 | 28,9 | 53,6 | 0,244 | 352 | 21969 |
| | Celková koncentrace | 12,7 | 15470 | 48,7 | 0,627 | 11,4 | 71,7 | 29,1 | 56,8 | 0,506 | 337 | 23530 |
| | Shoda % | 91,1 | 102 | 106 | 112 | 104 | 100 | 99,3 | 94,4 | 48,1 | 105 | 93,4 |
| 8 | Součet s. extrakce | 13 | 13622 | 58,3 | 0,77 | 12,6 | 148,2 | 41,6 | 103 | 3,239 | 640 | 24896 |
| | Celková koncentrace | 14,1 | 14680 | 62,0 | 0,777 | 12,5 | 151,6 | 43,4 | 115 | 8,01 | 593 | 27920 |
| | Shoda % | 92,2 | 92,8 | 94 | 99,1 | 101 | 97,8 | 96 | 89,5 | 40,5 | 108 | 89,2 |
| 10 | Součet s. extrakce | 11,2 | 13130 | 51,7 | 0,702 | 11,4 | 93,2 | 34 | 62,2 | 0,238 | 465 | 22420 |
| | Celková koncentrace | 14 | 16340 | 59,9 | 0,733 | 12,1 | 101 | 37 | 72,3 | 1,54 | 470 | 25660 |
| | Shoda % | 79,9 | 80,4 | 86,4 | 95,9 | 93,7 | 92,5 | 92,1 | 86 | 15,5 | 99 | 87,4 |

Tab. 10 Porovnání výsledných koncentrací stopových prvků (mg.kg⁻¹ sušiny): Součet jednotlivých kroků sekvenční extrakce a celkové koncentrace polutantů stanovená v roztoku lučavky královské v sedimentu (Říjen 2012), (Součet sekvenční extrakce - Součet s. extrakce)

| Lokalita | | As mg.kg ⁻¹ | Al mg.kg ⁻¹ | Cr mg.kg ⁻¹ | Cd mg.kg ⁻¹ | Co mg.kg ⁻¹ | Cu mg.kg ⁻¹ | Ni mg.kg ⁻¹ | Pb mg.kg ⁻¹ | Hg mg.kg ⁻¹ | Zn mg.kg ⁻¹ | Fe mg.kg ⁻¹ |
|----------|---------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 1 | Součet s. extrakce | 8,42 | 9637 | 33 | 0,281 | 8,54 | 17,7 | 18,2 | 25,5 | 0,025 | 65 | 17770 |
| | Celková koncentrace | 9,93 | 13070 | 38,9 | 0,346 | 9,07 | 18,9 | 20 | 28 | 0,378 | 67,2 | 20700 |
| | Shoda % | 84,8 | 73,7 | 84,7 | 81,3 | 94,2 | 93,5 | 91,2 | 90,9 | 6,7 | 96,8 | 85,8 |
| 2 | Součet s. extrakce | 9,69 | 9921 | 32,6 | 0,364 | 8,66 | 28,1 | 19,2 | 28,3 | 0,026 | 120 | 18140 |
| | Celková koncentrace | 9,31 | 10990 | 32 | 0,382 | 8,82 | 29,7 | 19,8 | 29,8 | 0,488 | 121 | 19930 |
| | Shoda % | 104 | 90,3 | 102 | 95,4 | 98,2 | 94,8 | 97,3 | 94,8 | 5,3 | 99 | 91 |
| 3 | Součet s. extrakce | 10,5 | 11926 | 39,9 | 0,487 | 9,29 | 51,1 | 23,1 | 45,4 | 0,059 | 201 | 19202 |
| | Celková koncentrace | 11,3 | 14180 | 45,2 | 0,523 | 9,42 | 53,7 | 25,1 | 48,4 | 0,922 | 200 | 21650 |
| | Shoda % | 92,6 | 84,1 | 88,4 | 93,1 | 98,6 | 95,1 | 92,4 | 94,0 | 6,4 | 100,6 | 88,7 |
| 4 | Součet s. extrakce | 10,3 | 12820 | 45,1 | 0,595 | 9,57 | 67,7 | 24,9 | 54,3 | 0,213 | 220 | 20557 |
| | Celková koncentrace | 10,9 | 13910 | 47 | 0,644 | 9,82 | 73,9 | 25,4 | 59,7 | 1,14 | 226 | 22870 |
| | Shoda % | 95,1 | 92,2 | 96 | 92,5 | 97,5 | 91,7 | 98,2 | 91 | 18,7 | 97,6 | 89,9 |
| 5 | Součet s. extrakce | 12,3 | 12153 | 42,3 | 0,623 | 10,2 | 67,2 | 26 | 56 | 0,422 | 220 | 21589 |
| | Celková koncentrace | 13,8 | 13580 | 49,3 | 0,632 | 11,8 | 72,8 | 30,8 | 67,4 | 1,65 | 266 | 23380 |
| | Shoda % | 89,4 | 89,5 | 85,8 | 98,7 | 86,4 | 92,2 | 84,5 | 83,1 | 25,6 | 82,8 | 92,3 |
| 8 | Součet s. extrakce | 14,2 | 16807 | 57,0 | 0,743 | 12,2 | 99,2 | 33,3 | 77,9 | 0,503 | 332 | 25306 |
| | Celková koncentrace | 13,8 | 14880 | 50,8 | 0,755 | 11,8 | 95,7 | 31,6 | 74,6 | 1,657 | 326 | 25210 |
| | Shoda % | 103 | 113 | 112 | 98,4 | 103 | 104 | 105 | 104 | 30,3 | 102 | 100 |
| 9 | Součet s. extrakce | 12 | 12795 | 55,8 | 0,714 | 10,8 | 102,1 | 32,7 | 82,4 | 0,946 | 395 | 22057 |
| | Celková koncentrace | 14,4 | 14530 | 63,3 | 0,774 | 10,6 | 118,7 | 35,3 | 94 | 2,854 | 434 | 24570 |
| | Shoda % | 83,7 | 88,1 | 88 | 92,3 | 103 | 86 | 92,7 | 87,7 | 33,1 | 91,1 | 89,8 |
| 10 | Součet s. extrakce | 12 | 11786 | 47,1 | 0,615 | 10,8 | 97,3 | 29 | 59,1 | 0,238 | 347 | 21862 |
| | Celková koncentrace | 13,3 | 15710 | 53,5 | 0,892 | 11,2 | 100 | 29,6 | 63,9 | 0,728 | 354 | 23790 |
| | Shoda % | 90,3 | 75 | 88,2 | 69 | 96,2 | 97 | 97,8 | 92,6 | 32,6 | 97,8 | 91,9 |

3.5.4. Referenční materiál - makrozoobentos

Jako referenční materiál pro analýzu makrozoobentosu byl použit DORM - 1 Dogfish Muscle (žraločí svalovina). Analýzy makrozoobentosu byly prováděny ve 12 měřených sériích a v každé sérii byl pro kontrolu analyzován také referenční materiál DORM - 1. V tabulce 11 jsou zaznamenány hodnoty naměřených a certifikovaných hodnot referenčního materiálu spolu se směrodatnými odchylkami. Dobrá shoda s certifikovanými hodnotami byla nalezena u prvků Al, Cr, Cu, Ni, Pb a Fe.

Bohužel naměřené hodnoty referenčního materiálu ukázaly, že v analýzách makrozoobentosu se v průběhu analýzy vyskytla u některých měřených prvků chyba. Kontrolně byla udělána analýza na ICP-MS dvakrát. Byly naměřeny stejné hodnoty. Nejspíše chyba nastala v mikrovlnné troubě špatným nastavením parametrů. U dvanácti opakování nalezené hodnoty Zn, As a Hg ukazovaly v naměřených hodnotách u určitých prvků stejnou chybu. Protože rozdíl mezi naměřenou a certifikovanou hodnotou byl stejný ve všech měřených sériích, dovolili jsme si pro záchranu dat u prvků Zn, As a Hg vynásobit hodnoty dvěma.

U Cd byla také naměřena menší hodnota referenčního materiálu, než je certifikovaná a skoro ve všech vzorcích makrozoobentosu byla naměřena koncentrace menší než je detekční limit pro ICP-MS ($0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$). Proto nebyly data makrozoobentosu pro Cd použity ve výsledcích. Kov Co se nepodařilo v referenčním materiálu detekovat vůbec, protože jeho množství v referenčním materiálu bylo velmi malé a detekční limit pro ICP-MS je také $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Tab. 11 Certifikované a naměřené hodnoty referenčního materiálu DORM-1 Dogfish Muscle ($\text{mg.kg}^{-1} \pm$ směrodatná odchylka), počet hodnocených dat = 12

| Prvek | Certifikované mg.kg^{-1} | Naměřené mg.kg^{-1} |
|-------|--------------------------------------|---------------------------------|
| As | $17,7 \pm 2,1$ | $8,7 \pm 0,3$ |
| Al | $8,17 \pm 3,69$ | $9,3 \pm 0,4$ |
| Cr | $3,6 \pm 0,4$ | $3,1 \pm 0,5$ |
| Cd | $0,086 \pm 0,012$ | $0,056 \pm 0,006$ |
| Co | $0,049 \pm 0,014$ | 0 ± 0 |
| Cu | $5,22 \pm 0,33$ | $4,7 \pm 0,3$ |
| Ni | $1,2 \pm 0,3$ | $0,9 \pm 0,1$ |
| Pb | $0,4 \pm 0,12$ | $0,4 \pm 0,1$ |
| Hg | $0,798 \pm 0,074$ | $0,4 \pm 0,6$ |
| Zn | $21,3 \pm 1$ | $10,6 \pm 1,6$ |
| Fe | $63,9 \pm 5,3$ | $54,3 \pm 9,1$ |

3.5.5. Statistické zpracování dat

Pro základní tvorbu tabulek a grafů jsem použila program Microsoft Office Excel 2007. K dalšímu statistickému zpracování a pro další grafické zpracování jsem využila program STATISTICA 6.0 firmy StatSoft. Metodou ANOVA bylo testováno, zda dochází ke statisticky významným změnám v koncentracích jednotlivých kovů mezi lokalitami. Rozdíly byly statisticky významné když $p < 0,05$. V tomto programu byly vytvořeny grafy průměrných koncentrací prvků v makrozoobentosu. Pro shlukovou analýzu byla primární data nejdříve standardizována a poté byla použita Wardova metoda a jako vzdálenost byla určena Euklidova vzdálenost na druhou. Lokality, které si byly blízké koncentracemi prvků, byly přiřazeny do shluků.

4. Výsledky

V této kapitole uvádím pouze vlastní výsledky, které vznikly v rámci pobytu v Německu v Helmholtzově centru pro životní prostředí (UFZ) v Magdeburku. Na všech analýzách jsem se osobně podílela pod vedením Dr. von Tümplinga. Při rozkladech v mikrovlnné troubě mi asistovala paní Ute Block a s analýzami na ICP-MS paní Christina Hoffmeister.

4.1. Obsah prvků v sedimentu

4.1.1. Sediment - celková koncentrace prvků

Celkový obsah průměrných koncentrací prvků As, Al, Cr, Cd, Co, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn a Fe se směrodatnými odchylkami v sedimentech je uveden v tabulce 12. Primární data, tedy celkové koncentrace za měsíce srpen 2012 a říjen 2012 jsou uvedena v Příloze II.

Po prosetí sedimentů na požadovanou frakci o velikosti $< 63 \mu\text{m}$ nebylo bohužel dostatek materiálu pro měření ze 7. lokality. Na této lokalitě byl dost hrubý sediment a odebrané množství ze srpna ani z října nestačilo.

Průměrné koncentrace prvků se pohybují v rozmezí $8,23 \pm 1,52 - 17,2 \pm 4,1 \text{ mg As kg}^{-1}$, $9891 \pm 1099 - 16840 \pm 2310 \text{ mg Al kg}^{-1}$, $30,6 \pm 2 - 86,6 \pm 32,9 \text{ mg Cr kg}^{-1}$, $0,335 \pm 0,02 - 1,01 \pm 0,33 \text{ mg Cd kg}^{-1}$, $8,15 \pm 1 - 12,8 \pm 3,2 \text{ mg Co kg}^{-1}$, $24,4 \pm 7,8 - 143 \pm 34,2 \text{ mg Cu kg}^{-1}$, $19 \pm 1,07 - 40,3 \pm 7,01 \text{ mg Ni kg}^{-1}$, $29,1 \pm 0,75 - 103 \pm 9 \text{ mg Pb kg}^{-1}$, $0,282 \pm 0,14 - 4,83 \pm 4,49 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, $83,6 \pm 23,2 - 506 \pm 103 \text{ mg Zn kg}^{-1}$, $19490 \pm 1210 - 34850 \pm 10280 \text{ mg Fe kg}^{-1}$.

Nejnižší průměrné koncentrace prvků nalezneme vždy na 1. lokalitě nebo na 2. lokalitě. Na těchto dvou lokalitách nebyl očekáván žádný výrazný zdroj znečištění (ani OK se v tomto úseku ještě nevyskytují). Na 1. lokalitě bylo očekáváno maximálně plošné znečištění ze zemědělství z rostlinné výroby. Od 3. lokality průměrné koncentrace prvků v podélném profilu Botiče stoupají a maxima se nacházejí na 9. lokalitě, jen u Hg na 8. lokalitě. Rozkolísanost některých výsledků byla způsobena výkyvy maximálních koncentrací při jednotlivých měřeních. U Hg se vyskytla velmi vysoká hodnota při odběrech v srpnu na lokalitě 8 ($8,01 \text{ mg.kg}^{-1}$) a v říjnu na 9. lokalitě ($5,1 \text{ mg.kg}^{-1}$). U Fe se vyskytla vysoká hodnota při odběrech v srpnu na 9. lokalitě (45130 mg.kg^{-1}). U Pb se vyskytla z nejasných důvodů vyšší hodnota na 1. lokalitě při odběrech v srpnu (133 mg.kg^{-1}).

Lokality se mírou znečištění mezi sebou signifikantně liší ($p < 0,05$) u všech prvků kromě Pb, Hg a Fe.

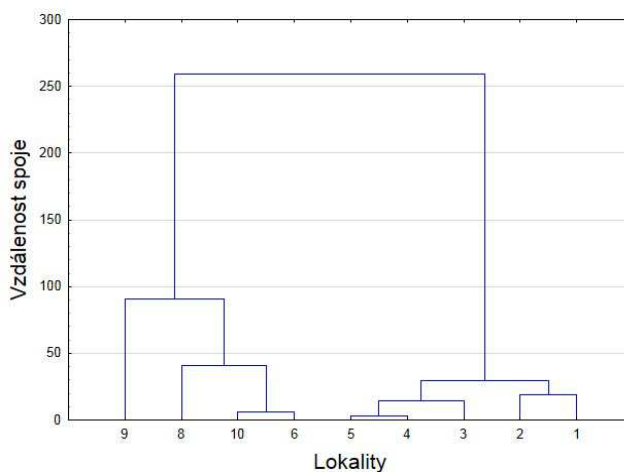
Tab. 12 Koncentrace prvků v sedimentu (průměrná koncentrace ± směrodatná odchylka), počet hodnocených dat = 2, poslední řádek doplňuje tabulku o p-hodnoty

| Prvky/ Lokality | As mg.kg ⁻¹ | Al mg.kg ⁻¹ | Cr mg.kg ⁻¹ | Cd mg.kg ⁻¹ | Co mg.kg ⁻¹ | Cu mg.kg ⁻¹ | Ni mg.kg ⁻¹ | Pb mg.kg ⁻¹ | Hg mg.kg ⁻¹ | Zn mg.kg ⁻¹ | Fe mg.kg ⁻¹ |
|--------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 1 | 9,47 ± 0,65 | 12310 ± 760 | 36,2 ± 3,8 | 0,335 ± 0,02 | 8,93 ± 0,2 | 24,4 ± 7,8 | 19,5 ± 0,7 | 80,5 ± 52,5 | 0,282 ± 0,14 | 83,6 ± 23,2 | 19490 ± 1210 |
| 2 | 8,23 ± 1,52 | 9892 ± 1099 | 30,6 ± 2 | 0,361 ± 0,03 | 8,15 ± 1 | 36 ± 9 | 19 ± 1 | 29,1 ± 0,8 | 0,321 ± 0,24 | 127 ± 8 | 19560 ± 370 |
| 3 | 9,18 ± 2,98 | 12710 ± 1470 | 38,7 ± 9,2 | 0,413 ± 0,16 | 8,45 ± 1,4 | 40 ± 19 | 21,8 ± 4,6 | 37,2 ± 11,3 | 0,58 ± 0,48 | 151 ± 70 | 19830 ± 1820 |
| 4 | 10,4 ± 0,7 | 13365 ± 545 | 44,3 ± 3,9 | 0,621 ± 0,03 | 9,62 ± 0,3 | 67,6 ± 8,8 | 24,7 ± 0,9 | 57,4 ± 2,3 | 0,788 ± 0,49 | 223 ± 4 | 22155 ± 715 |
| 5 | 13 ± 1 | 13105 ± 475 | 43,3 ± 7,1 | 0,573 ± 0,08 | 10,9 ± 1,3 | 60,7 ± 17,1 | 28,2 ± 3,7 | 59,8 ± 7,6 | 1,03 ± 0,87 | 257 ± 13 | 22620 ± 760 |
| 6 | 13,6 ± 1,2 | 15305 ± 165 | 48 ± 1 | 0,667 ± 0,06 | 11,2 ± 0,2 | 74,9 ± 4,5 | 28,9 ± 0,3 | 61,1 ± 4,3 | 2,8 ± 3,3 | 289 ± 67 | 24040 ± 510 |
| 8 | 14 ± 0,2 | 14780 ± 100 | 56,4 ± 7,9 | 0,766 ± 0,02 | 12,2 ± 0,5 | 124 ± 39,5 | 37,5 ± 8,3 | 94,8 ± 20,2 | 4,83 ± 4,49 | 460 ± 189 | 26565 ± 1355 |
| 9 | 17,2 ± 4,1 | 16840 ± 2310 | 86,6 ± 32,9 | 1,01 ± 0,33 | 12,8 ± 3,2 | 143 ± 34,2 | 40,3 ± 7 | 103 ± 9 | 2,39 ± 0,66 | 506 ± 103 | 34850 ± 10280 |
| 10 | 13,6 ± 0,5 | 16025 ± 315 | 56,7 ± 4,5 | 0,812 ± 0,11 | 11,7 ± 0,6 | 100 ± 0,3 | 33,3 ± 5,2 | 68,1 ± 4,2 | 1,13 ± 0,57 | 412 ± 82 | 24725 ± 935 |
| p-hodnota | 0,015 | 0,024 | 0,035 | 0,009 | 0,041 | 0,003 | 0,008 | 0,454 | 0,374 | 0,005 | 0,192 |

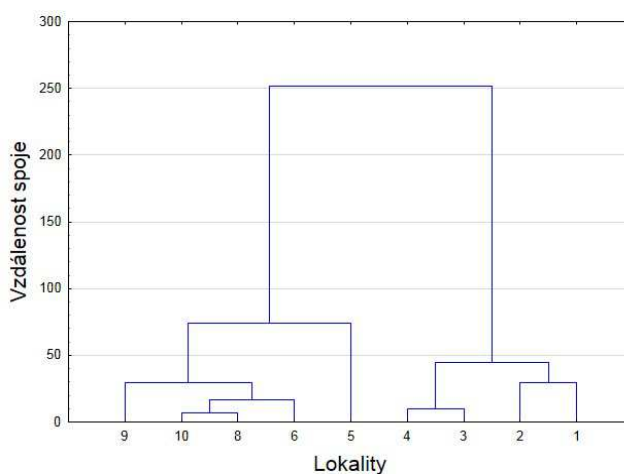
4.2.1. Shluková analýza

Pro všechny lokality jsme provedli shlukovou analýzu (obr. 6 a obr. 7). Cílem shlukové analýzy je zařadit lokality do skupin, které si jsou svými koncentracemi prvků v sedimentech podobné. Vzdálenost shluků tedy představuje míru podobnosti jednotlivých lokalit. Čím nižší je vzdálenost shluků, tím jsou si lokality podobnější. Na základě tohoto principu můžeme z dendrogramu rozlišit oblasti se silnějším znečištěním.

Na dendrogramu jsou patrné dvě hlavní separované skupiny lokalit. Na dendrogramu vidíme pospolu 1. a 2. lokalitu, které reprezentují neznečištěné území, a k nim patří další skupina lokalit (3., 4. a 5. lokalita), které už jsou ovlivněny prvními zdroji znečištění, které se na Botiči objevují (zejména OK). Znečištění však není pravděpodobně významné. U dendrogramu z října (obr. 7.) už spadá 5. lokalita k druhé hlavní skupině. Druhá hlavní skupina je tvořena z 6., 8., 9., a 10. lokality. Tyto lokality se nachází už v plně urbánní oblasti a jsou ovlivněny řadou OK a jiných antropogenních zdrojů znečištění.



Obr. 6 Dendrogram získaný shlukovou analýzou pro sedimenty za srpen



Obr. 7 Dendrogram získaný shlukovou analýzou pro sedimenty za říjen

4.2.2. Sediment - výsledky sekvenční extrakce

Stanovení celkové koncentrace jakéhokoli prvku neposkytuje žádné informace o jeho biologické dostupnosti nebo o jeho interakcích se sedimenty. V současné době je zcela jasné, že určení speciace je nezbytné ke studiu kovů v životním prostředí a k pochopení transportu stopových kovů v životním prostředí (Štefanidesová & Trefilová, 2003).

Zjištěná potencionální mobilita prvků na Botiči klesala v pořadí Cd>Zn>Co>Ni>Cu >As>Pb>Fe>Cr>Al. Podrobné informace k jednotlivým prvkům jsou popsány v níže uvedených odstavcích v této kapitole, kde uvádím jak procentuální složení jednotlivých frakcí na jednotlivých lokalitách, tak zastoupení jednotlivých frakcí v celkové koncentraci ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny) prvku na jednotlivých lokalitách.

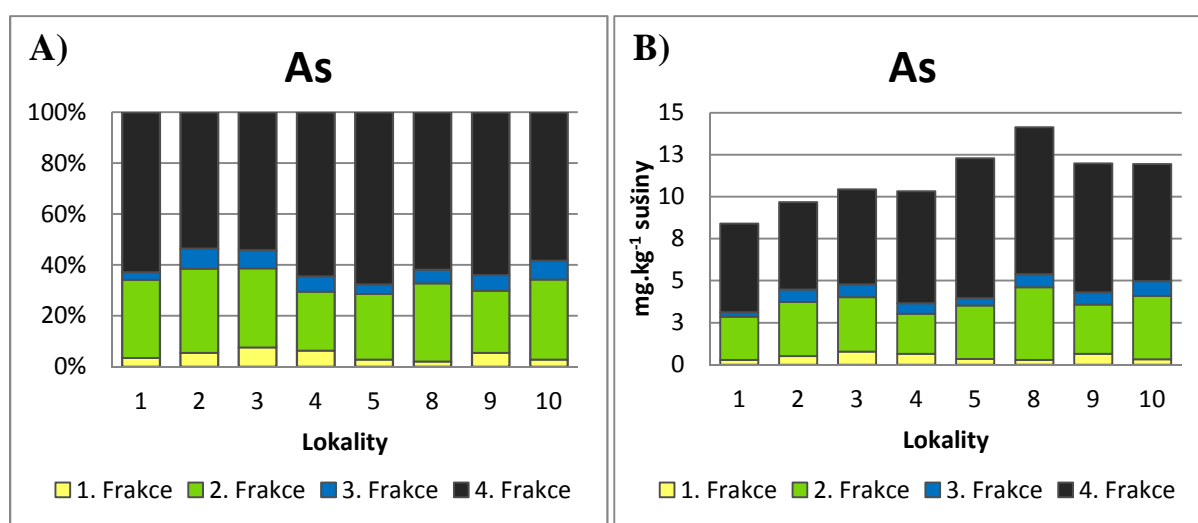
V této kapitole byly použity výsledky z října 2012. Výsledky ze srpna 2012 jsou velmi podobné a liší se pouze tím, že na 3. lokalitě byly v rámci podélného profilu nečekaně naměřeny nejnižší koncentrace Cd, Cu a Zn, které nebyly očekávány. Grafy ze srpna 2012 jsou uvedeny v Příloze IV. V Příloze III jsou také uvedeny primární data jednotlivých frakcí ze srpna a října 2012.

Při sekvenční extrakci z neznámého důvodu nedocházelo k extrakci Hg. V prvních třech frakcích nebylo Hg skoro vůbec nalezeno a v reziduální frakci bylo nalezeno v menší míře. Součet všech extrakčních kroků a celková koncentrace stanovená v lučavce královské vykazovaly velmi nízkou shodu a velkou rozkolísanost (5,3 až 48,1 %), a proto výsledky Hg ze sekvenční extrakce nebyly zahrnuty do této kapitoly.

Charakter sedimentu nebyl na všech lokalitách stejný. Na 7. a 9. lokalitě (odebrané v srpnu) a na 6. a 7. lokalitě (odebrané v říjnu) byla zastoupena velmi hrubá frakce sedimentu. Bohužel po prosetí sedimentu ($<63\ \mu\text{m}$) nezbylo dostatek materiálu pro provedení sekvenční extrakce u těchto lokalit, proto data z těchto lokalit chybí.

Arsen

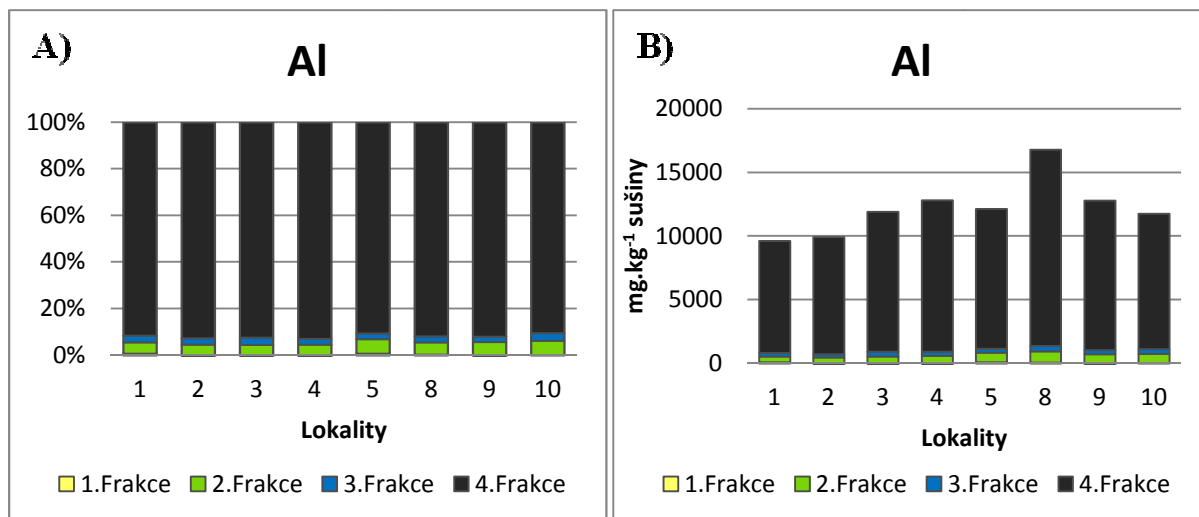
U As zastoupení frakcí klesalo v pořadí: reziduální > redukovatelná > oxidovatelná > výměnná a kyselinou extrahovatelná. Nejvíce zastoupená frakce u As, frakce reziduální (4. frakce) byla zastoupena více než 50 % celkové koncentrace. Dále byla nejvíce zastoupena frakce redukovatelná (2. frakce), která nepřesáhla 40% v celkovém procentuálním zastoupení frakcí (obr. 8A). V minimálním množství byla zastoupena frakce oxidovatelná (3. frakce) a frakce výměnná a kyselinou extrahovatelná (1. frakce). Mezi jednotlivými lokalitami nebyly pozorovány žádné významnější rozdíly mezi mobilnějšími frakcemi (obr. 8B).



Obr. 8 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - As: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Hliník

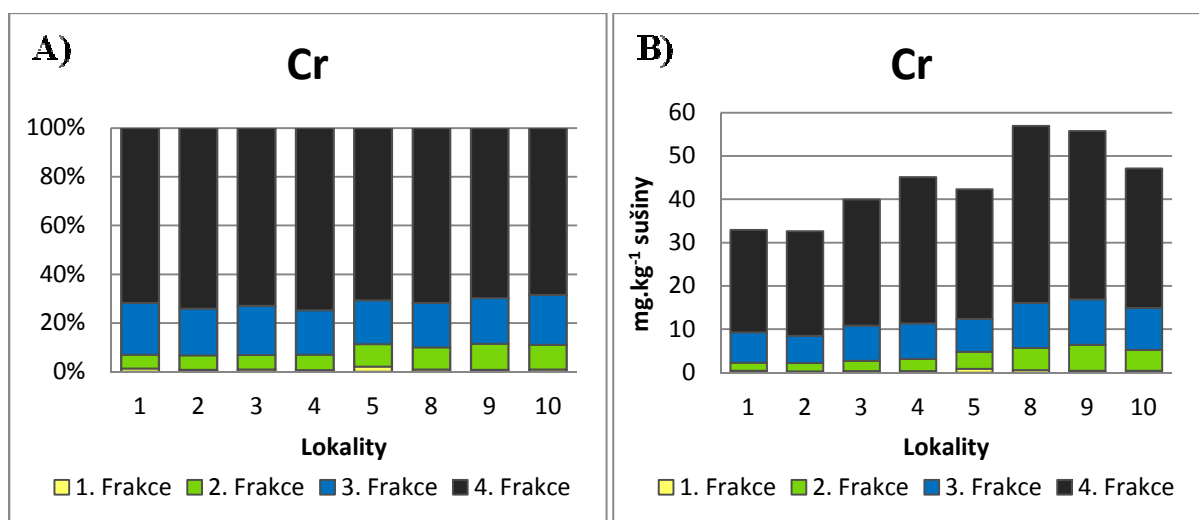
Hliník je na Botiči velice nemobilní (obr. 9), více jak 90 % množství kovu se nachází v reziduální frakci. Další malou část v Al představuje frakce redukovatelná (2. frakce) a frakce oxidovatelná (3. frakce), ale toto obsažené množství dalších frakcí je zanedbatelné s ohledem na celkovou koncentraci. Nejvíce mobilní frakce nemá v Al skoro žádné zastoupení. Na každé lokalitě se vyskytuje skoro totožné procentuální zastoupení jednotlivých frakcí (obr. 9A), mění se pouze celková koncentrace jednotlivých frakcí (obr. 9B).



Obr. 9 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Al: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Chrom

Dalším velice nemobilním prvkem v toku Botič je Cr. Největší podíl na složení frakcí má frakce reziduální, která dosahuje 70 %. Poté následuje oxidovatelná frakce (3. frakce) a frakce redukovatelná (2. frakce). Frakce výměnná a kyselinou extrahovatelná (1. frakce) je ve složení Cr zanedbatelná. Na každé lokalitě je opět skoro totožné procentuální zastoupení jednotlivých frakcí (obr. 10A), mění se pouze celková koncentrace jednotlivých frakcí (obr. 10B).

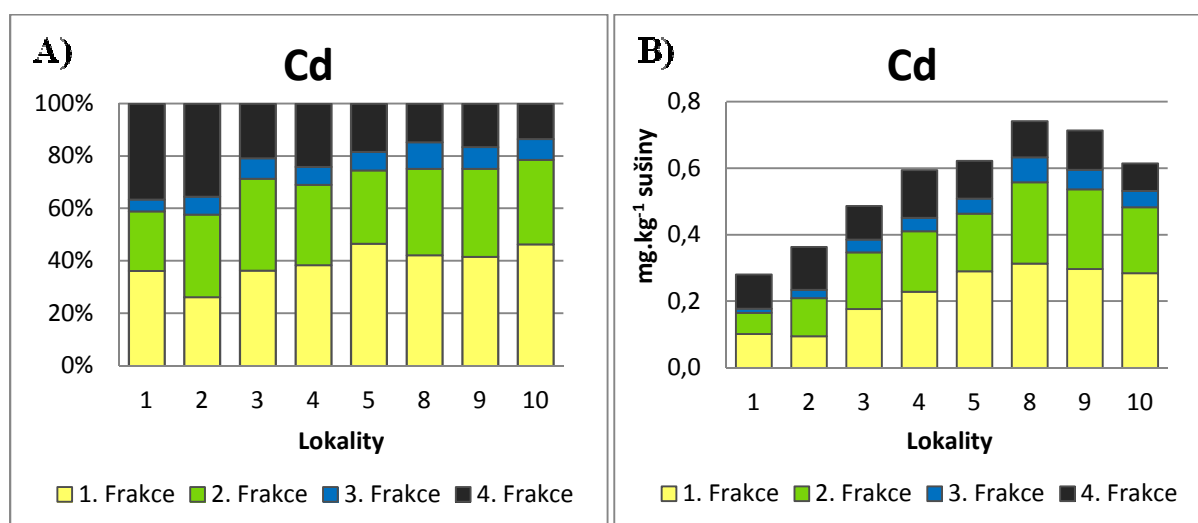


Obr. 10 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Cr: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Kadmium

Výsledky ze sekvenční extrakce ukazují, že mezi nejvíce mobilní kovy v toku se řadí Cd. U Cd dosahuje frakce výměnná a kyselinou extrahovatelná (1. frakce) i přes 40 % (obr. 11A). Nejmenší podíl 1. frakce byl nalezen na 2. lokalitě, kde byl zastoupen 26,4 %.

1. a 2. frakce je nejméně zastoupena na prvních dvou lokalitách, a proto zde byl pozorován nejvyšší podíl reziduální frakce (4. frakce), který zde byl zastoupen z více jak 35 %. Na lokalitách dále po proudu zastoupení 1. a 2. frakce roste, proto podíl reziduální frakce klesá pod 20 %.

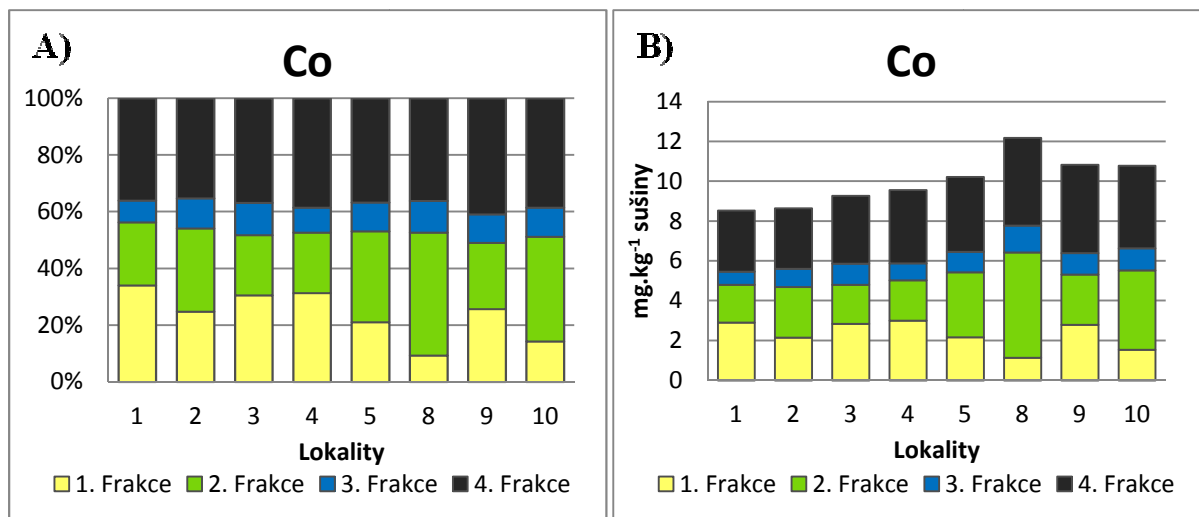


Obr. 11 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Cd: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Kobalt

Třetím nejvíce mobilním prvkem na Botiči je Co. Frakce výměnná a kyselinou extrahovatelná (1. frakce) byla nejvíce zastoupena na 1. lokalitě a to 34,1 % , a nejméně byla 1. frakce zastoupena na 8. a 10. lokalitě, a to 9,4 % a 14,4 % . Naopak frakce redukovatelná (2. frakce) byla méně zastoupena na lokalitách na začátku toku (1., 2., 3. a 4. lokalita). 2. frakce byla nejvíce zastoupena na 8. a 10. lokalitě (obr. 12A).

1. a 2. frakce byly dohromady zastoupeny více než z 50 % v celkové koncentraci na všech lokalitách.

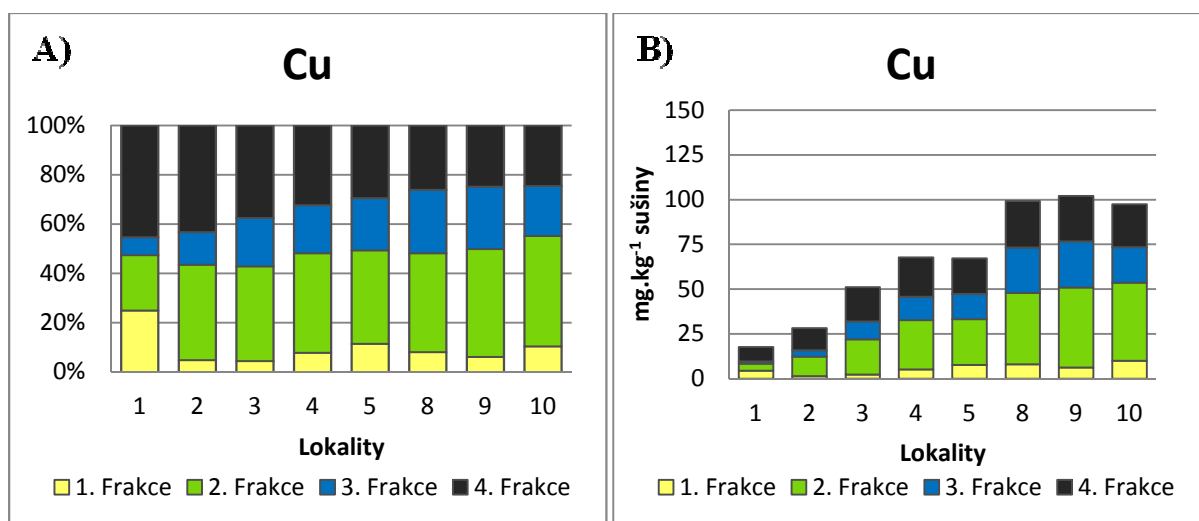


Obr. 12 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Co: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Měď

U Cu je patrný nárůst koncentrací jednotlivých frakcí podél podélného profilu toku. 1. frakce spolu s 2. frakcí tvoří podobné procentuální zastoupení na všech lokalitách, které se pohybovalo v rozmezí 42,9 % až 55,1 % (obr. 13A).

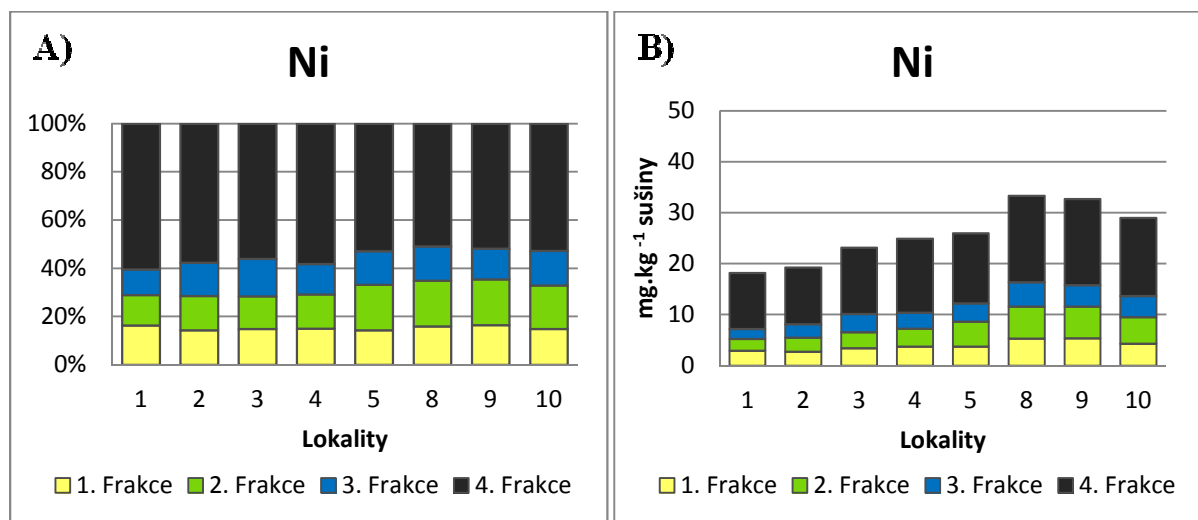
Ačkoliv na 1. lokalitě byla zaznamenána nejnižší koncentrace Cu, bylo zde naměřeno nejvyšší podíl frakce výměnné a kyselinou extrahovatelné (1. frakce), a to 24,9 %. U zbylých lokalit má mnohem větší zastoupení frakce redukovatelná (2. frakce) > 40 % podíl.



Obr. 13 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Cu: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Nikl

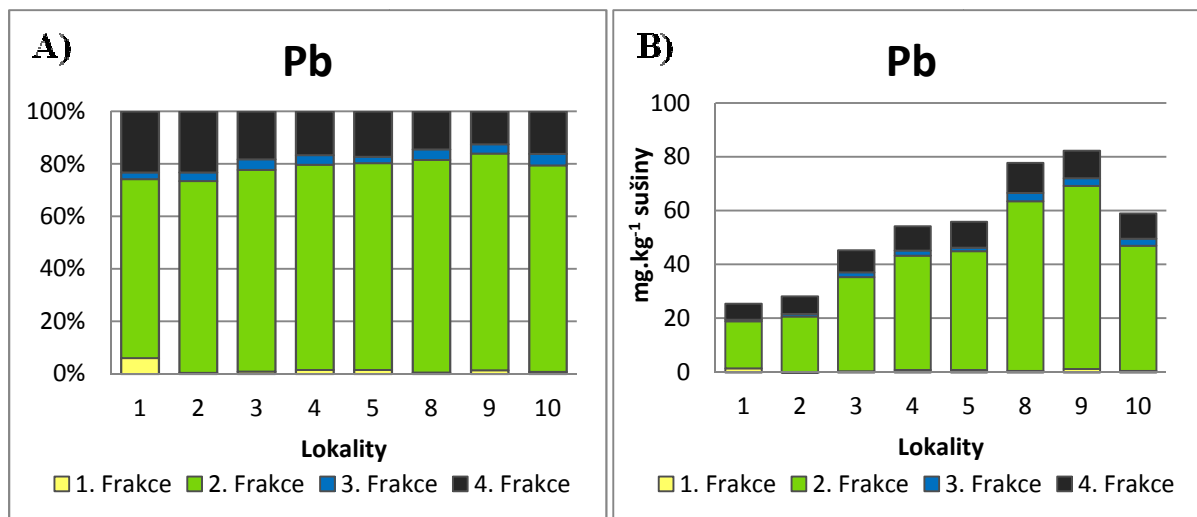
Procentuální zastoupení Ni bylo v jednotlivých frakcích u všech lokalit v podélném profilu velmi vyrovnané. Nejvíce byla zastoupena reziduální (4. frakce) více než 50 % (obr. 14A). Podobné vyrovnané zastoupení ve složení Ni měly pak 1. frakce, 2. frakce a 3. frakce. Koncentrace Ni stoupají do 8. lokality, kde byly naměřeny nejvyšší koncentrace a dále koncentrace Ni mírně klesají (obr. 14B).



Obr. 14 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Ni: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Olovo

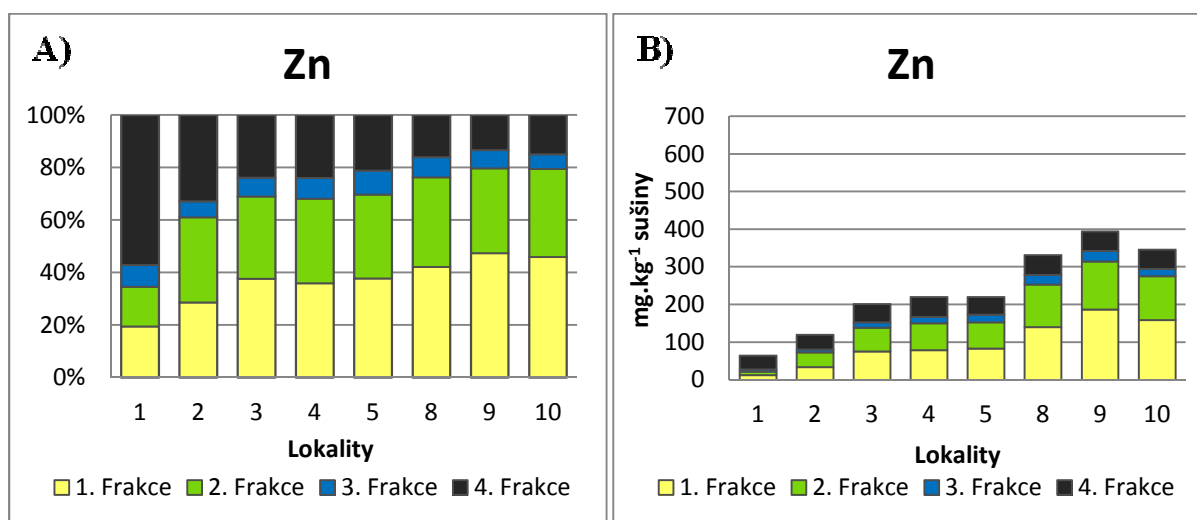
Nejvíce zastoupená frakce u Pb je především frakce redukovatelná (2. frakce), která se váže na oxidy Fe a Mn. Tato redukovatelná frakce je zastoupena z 68,2 % až 82,6 % z celkové koncentrace. V mnohem menším množství byla zastoupena frakce reziduální (4. frakce) a to mezi 23,1 % až 12,4 %. Další frakce se vyskytovaly v Pb minimálně. Za zmínku ještě stojí výskyt frakce výměnné a kyselinou extrahovatelné (1. frakce) na 1. lokalitě, která dosáhla 6,1 %. Na ostatních lokalitách měla 1. frakce zanedbatelné procentuální zastoupení.



Obr. 15 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Pb: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Zinek

Další velmi mobilní kov je Zn. Jak se koncentrace Zn v podélném profilu postupně zvyšovaly, zvyšoval se podíl zejména 1. frakce z 20 % na 1. lokalitě až na 46 % na 10. lokalitě (obr. 16A). U Zn pozorujeme také vzestup redukovatelné frakce - vázané na oxidy Mn a Fe (2. frakce), která u 10. lokality dosahuje 33,4%. Frakce oxidovatelná (3. frakce) je vzhledem k procentuálnímu množství Zn zastoupena na všech lokalitách podobně. Na 9. lokalitě jsou naměřeny koncentrace Zn až 4krát vyšší než na 1. lokalitě před přehradou. Koncentrace Zn rapidně narůstá na 3. lokalitě, která se nachází za 1. odlehčovací komorou (16B).

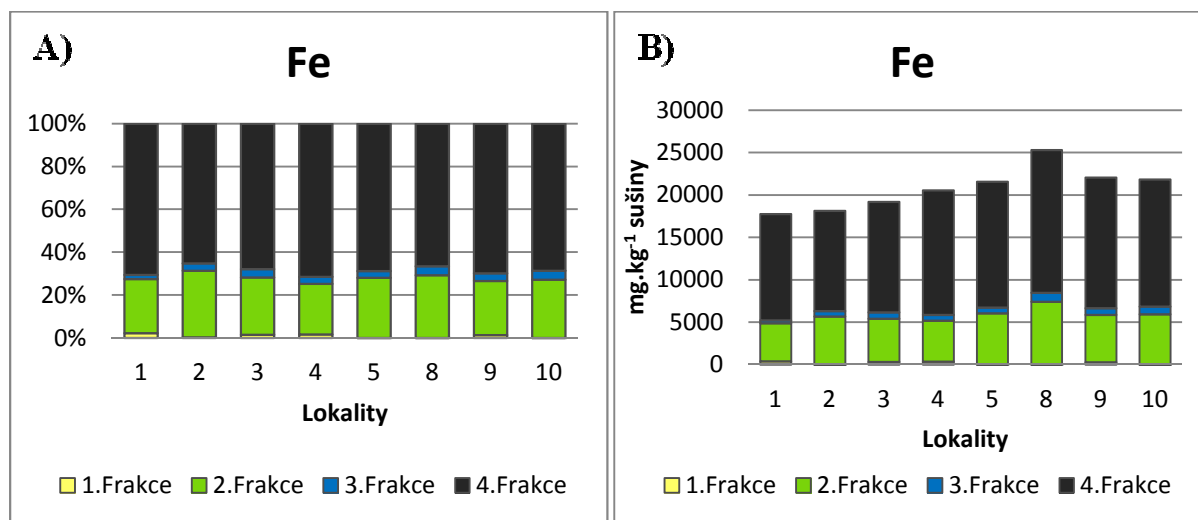


Obr. 16 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Zn: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

Železo

Více než 60 % celkového obsahu Fe bylo přítomno v reziduální frakci (4. frakce). Další více zastoupená frakce je frakce redukovatelná (2. frakce) (obr. 17A). Zastoupení ostatních frakcí je zanedbatelné.

Koncentrace Fe v podélném profilu začínají mírně stoupat od 3. lokality maximum je na lokalitě 8 a od této lokality koncentrace Fe opět mírně klesá (obr. 17B).



Obr. 17 Výsledky ze sekvenční extrakce sedimentu - Fe: A) procentuální zastoupení jednotlivých frakcí, B) celkové koncentrace jednotlivých frakcí (říjen 2012)

4.3. Obsah stopových prvků v makrozoobentosu

Obsah sledovaných prvků ve sledovaných taxonech makrozoobentosu znázorňují obrázky 18 až 35 v této kapitole. Pro vizualizaci rozdílů mezi lokalitami byly použity grafy boxplot, do nichž byly zakresleny průměry koncentrací prvků s minimálními a maximálními koncentracemi (\pm směrodatná odchylka) u čel. Hydropsychidae a *Erpobdella* sp.. Čeled' Baetidae byla na všech lokalitách nalezena jen v dubnu, a proto byly vytvořeny grafy porovnávající všechny taxony právě za duben. Kompletní výsledky analýz všech uvedených prvků v této kapitole a přesné hodnoty koncentrací v jednotlivých měsících makrozoobentosu jsou uvedeny v Příloze V. Jak už bylo zmíněno v kapitole Referenční materiál - makrozoobentos, koncentrace kovů jako je Cd a Co se nepodařilo naměřit, a proto je protože hodnoty ležely pod limitem detekce.

Mezi různými taxony lze pozorovat určitý rozdíl. U pijavek *Erpobdella* sp. byly zaznamenány oproti ostatním druhům zvýšené koncentrace, a to především u prvků As, Cu a Zn. Průměrná koncentrace As byla u pijavek dvakrát vyšší než u larev chrostíků čel. Hydropsychidae a čtyřikrát vyšší než u jepic čel. Baetidae. Průměrná koncentrace Cu byla dvakrát vyšší u pijavek než u chrostíků a jepic a průměrná koncentrace Zn byla třikrát vyšší u pijavek než u chrostíků. Naopak u Cr, Ni a Fe byly zaznamenány nejvyšší koncentrace u larev chrostíků čel. Hydropsychidae. Larvy chrostíků obsahovaly 3krát větší koncentrace Ni a Cr než jepice. Chrostíci akumulovaly Cr dokonce 7krát více než pijavky. U Fe byly koncentrace u chrostíků jednou takové než u jepic a pijavek. U jepic čel. Baetidae nebyly nejvyšší koncentrace v rámci všech taxonů naměřeny u žádného ze sledovaných prvků. U larev jepic byly několikrát naměřeny pouze nejnižší koncentrace a to u prvků As, Pb a Hg.

Pokud byl porovnáván rozdíl koncentrací v rámci podélného profilu toku, mezi chrostíky a pijavkami jsou patrné rozdíly v akumulaci prvků. Larvy chrostíků čel. Hydropsychidae vykazovaly nejnižší koncentrace na 2. lokalitě a to u prvků As, Al, Cr, Ni, Pb a Fe. Naopak nejvyšší koncentrace byly naměřeny většinou na 10. lokalitě u prvků Cr, Cu, Ni, Pb, Hg a Zn. U chrostíků se lokality mezi sebou signifikantně liší ($p < 0,05$) u všech prvků kromě Hg a As.

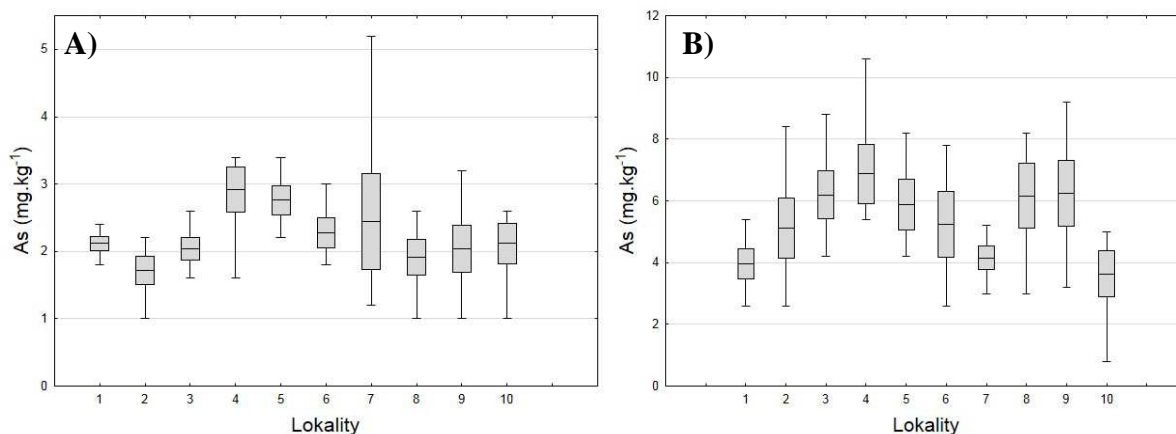
U pijavek *Erpobdella* sp. byl pozorován zcela jiný trend. Nejnižší koncentrace byly většinou naměřeny na 1. a 10. lokalitě a nejvyšší koncentrace u 4., 5., 6. nebo na 7. lokalitě. Vždy záleželo na konkrétním prvku. Z výsledků v jednotlivých ročních obdobích není možné vyvodit žádný sezónní trend. U pijavek se lokality mezi sebou signifikantně liší ($p < 0,05$) pouze u prvků Cu, Pb a Hg.

Arsen

Nejvyšší průměrná koncentrace arsenu byla zjištěna u pijavek *Erpobdella* sp. (5,35 mg.kg⁻¹ sušiny). Dále následovala čel. Hydropsychidae (2,2 mg.kg⁻¹ sušiny) a nejméně arsenu bylo naměřeno u jepic čel. Baetidae (1,34 mg.kg⁻¹ sušiny) (obr. 19).

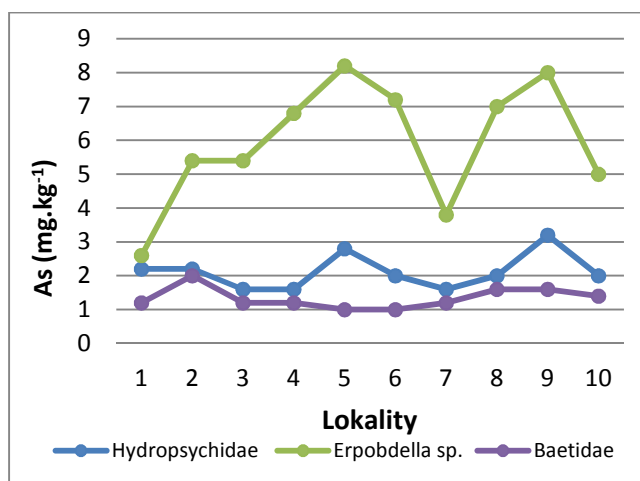
Koncentrace As v chrostících čel. Hydropsychidae (obr. 18A) byla nejnižší na 2. lokalitě (průměr 1,7 mg.kg⁻¹ sušiny). Dále se nejvyšší koncentrace nacházely na 4. a 5. lokalitě. U chrostíků žádný signifikantní rozdíl mezi lokalitami nebyl nalezen.

Ani u pijavek (obr. 18B) nebyl nalezen žádný významný rozdíl mezi lokalitami.



Obr. 18 Průměrné koncentrace As na sledovaných lokalitách v A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp.

V grafu je vyznačen: — průměr, \square \pm směrodatná odchylka, \perp min \top max hodnoty

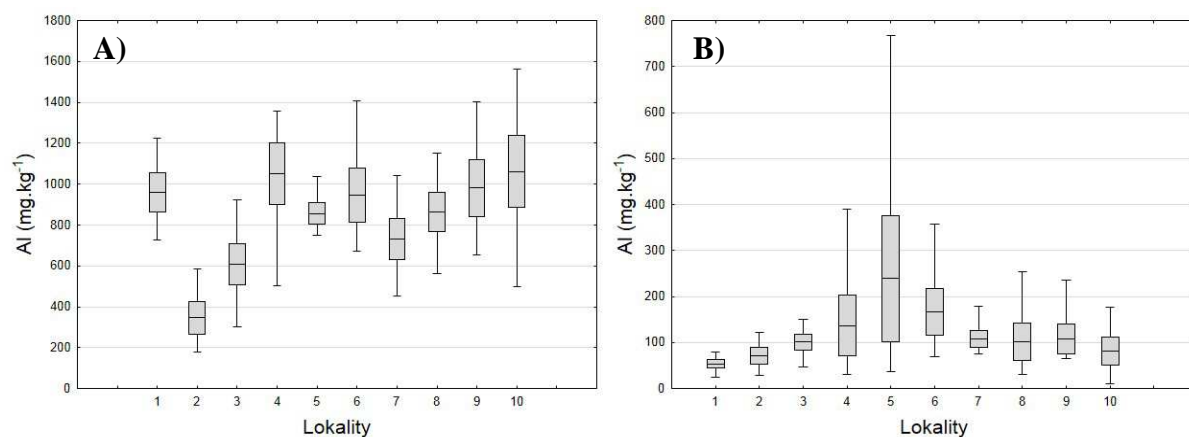


Obr. 19 Koncentrace As naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

Hliník

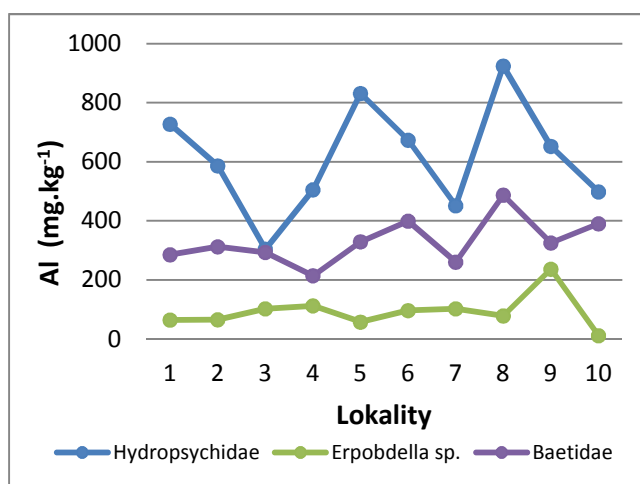
Nejvyšší průměrná koncentrace Al byla zjištěna u chrostíků čel. Hydropsychidae (840 mg.kg⁻¹ sušiny) (obr. 20A). U jepic čel. Baetidae byla průměrná koncentrace 329 mg.kg⁻¹ sušiny (obr. 21). U pijavek *Erpobdella* sp. byla pozorována mnohem nižší průměrná koncentrace - 117 mg.kg⁻¹ sušiny (obr.20B).

U chrostíků jsou patrné zvýšené koncentrace Al kromě 2. a 3. lokality. Nejnižší koncentrace během roku byly nalezeny na 2. lokalitě (průměr 345 mg.kg⁻¹ sušiny). U pijavek byly pozorovány nejvyšší koncentrace na 5. lokalitě.



Obr. 20 Průměrné koncentrace Al na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp.

V grafu je vyznačen: — průměr, \square \pm směrodatná odchylka, \perp min \top max hodnoty



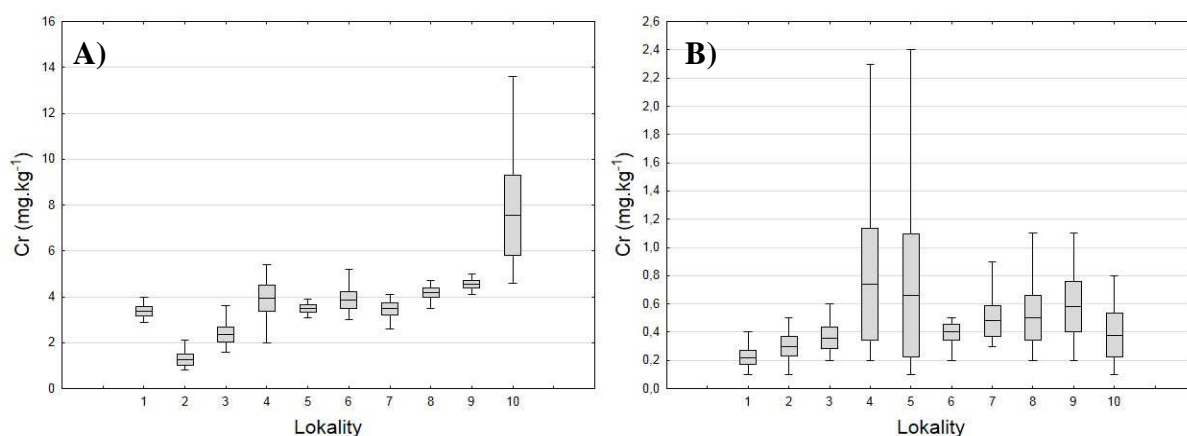
Obr. 21 Koncentrace Al naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

Chrom

Nejvyšší průměrná koncentrace chromu byla zjištěna u chrostíků čel. Hydropsychidae (3,81 mg.kg⁻¹ sušiny) (obr. 22A) u dalších organismů byly průměrné koncentrace daleko nižší. U pijavek *Erpobdella* sp. byla průměrná koncentrace 0,462 mg.kg⁻¹ sušiny (obr. 22B) a u larev jepic čel. Baetidae 1,09 mg.kg⁻¹ sušiny.

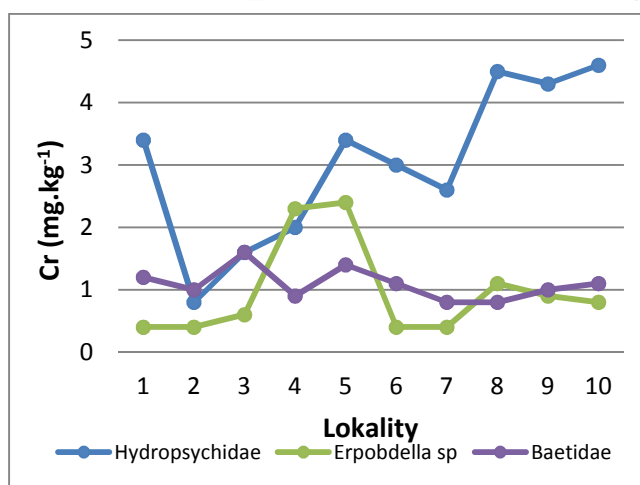
Nejnižší koncentrace u chrostíků byla naměřena na 2. lokalitě (průměr 1,26 mg.kg⁻¹ sušiny) a dále koncentrace mírně stoupala a nejvyšší koncentrace u chrostíků byla naměřena na 10. lokalitě. Mezi lokalitami je pozorována signifikantní závislost (p<0,05).

U pijavek nebyl pozorován žádný významný rozdíl mezi lokalitami, pouze pijavky odebrané v dubnu na 4. a 5. lokalitě vykazovaly nejvyšší naměřené hodnoty (2,3 mg.kg⁻¹; 2,4 mg.kg⁻¹ sušiny).



Obr. 22 Průměrné koncentrace Cr na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp.

V grafu je vyznačen: — průměr, ■ ± směrodatná odchylka, ⊥ min ⊤ max hodnoty



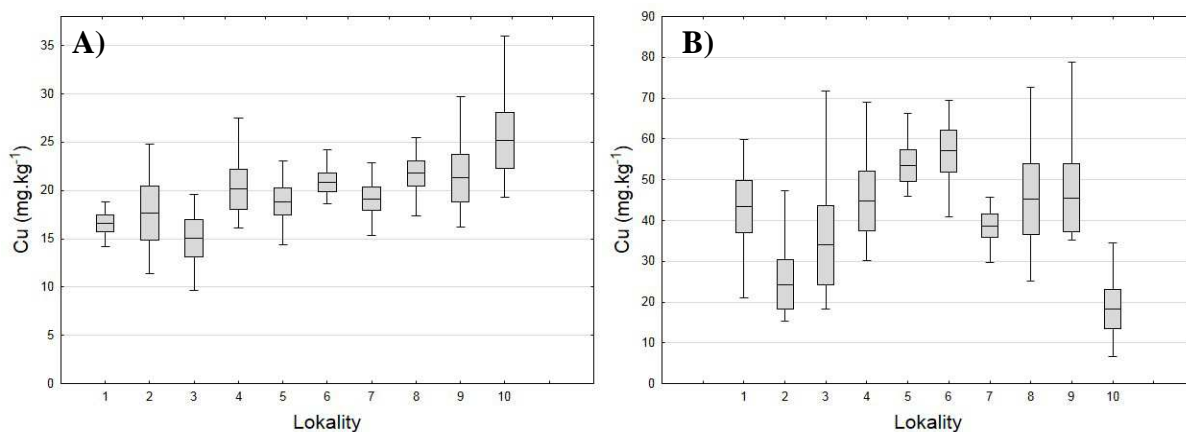
Obr. 23 Koncentrace Cr naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

Měď

Nejvyšší průměrná koncentrace Cu v suché biomase byla naměřena v pijavkách *Erpobdella* sp. ($40,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny) (obr. 24B). Dále s odstupem následovaly jepice čel. Baetidae ($24,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny) (obr. 25) a chrostíci čel. Hydropsychidae ($19,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny) (obr. 24A).

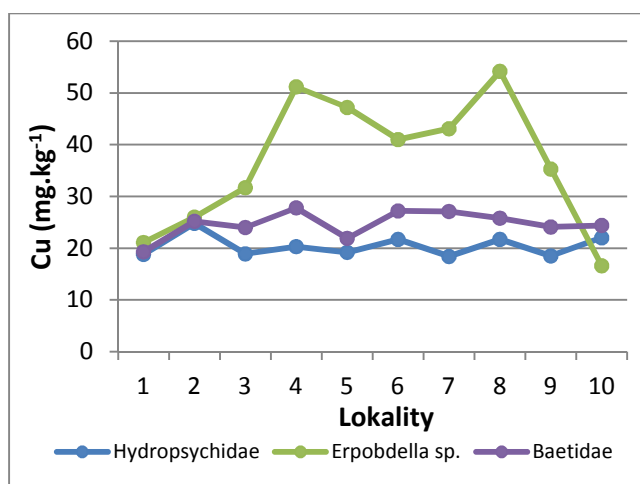
U chrostíků byly naměřeny nejnižší tři průměrné koncentrace na prvních třech lokalitách. Na dalších lokalitách koncentrace Cu pomalu narůstá až do 10. lokality, kde byly hodnoty koncentrací nejvyšší.

Nejnižší koncentrace u pijavek byly naměřeny na 2. a 10. lokalitě.



Obr. 24 Průměrné koncentrace Cu na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp.

V grafu je vyznačen: — průměr, \square \pm směrodatná odchylka, \perp min \top max hodnoty



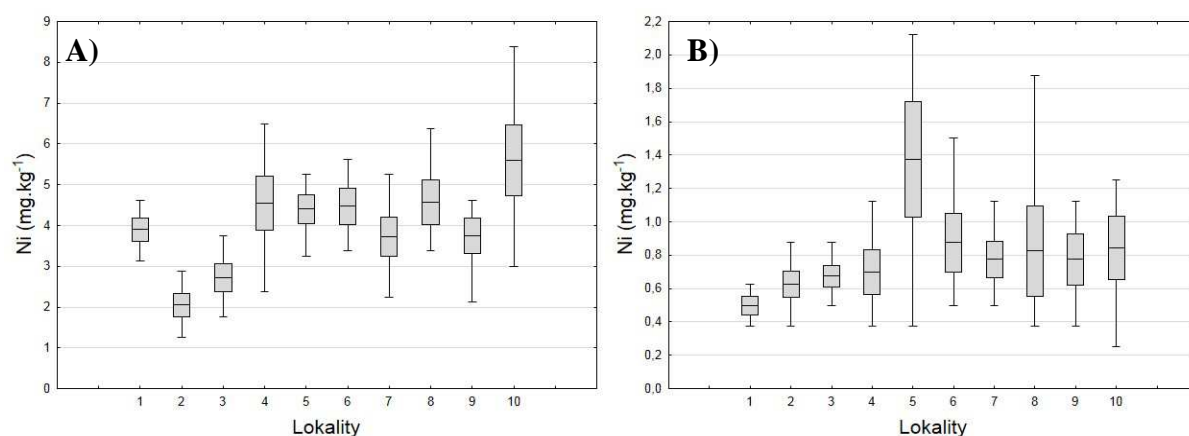
Obr. 25 Koncentrace Cr naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

Nikl

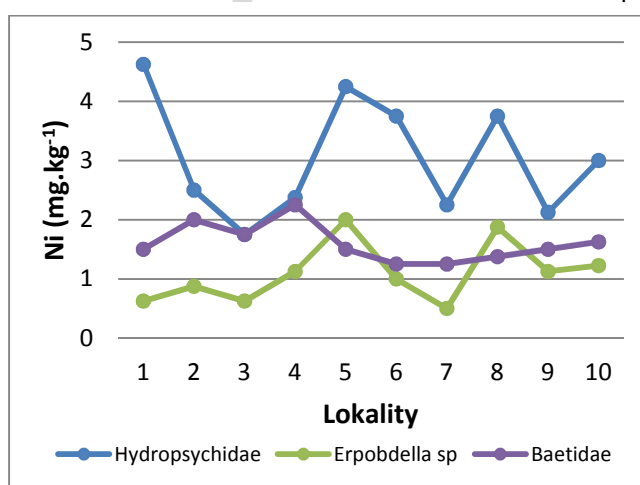
Nejvyšších koncentrací Ni dosáhly larvy chrostků čel. Hydropsychidae (3,97 mg.kg⁻¹ sušiny). Jepice čel. Baetidae (obr. 27) a pijavky *Erpobdella* sp. akumulovaly nikl v menší míře (1,6 mg.kg⁻¹ sušiny; 0,797 mg.kg⁻¹ sušiny).

Nejnižší koncentrace naměřené u čel. Hydropsychidae byly na 2. lokalitě (průměr 2,05 mg.kg⁻¹ sušiny), poté koncentrace stoupala do 4. lokality (obr. 26A). Po zbytek podélného profilu toku se hodnota koncentrací pohybovala od 2,73 mg.kg⁻¹ do 5,6 mg.kg⁻¹ s tím, že nejvyšší koncentrace představuje poslední 10. lokalita.

Koncentrace Ni v pijavkách *Erpobdella* sp. (obr. 26B) byla v průběhu profilu toku relativně konstantní vyšší koncentrace (průměr 1,38 mg.kg⁻¹ sušiny) byly naměřeny pouze na 5. lokalitě.



Obr. 26 Průměrné koncentrace Ni na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp. V grafu je vyznačen: — průměr, \square \pm směrodatná odchylka, \perp min \top max hodnoty

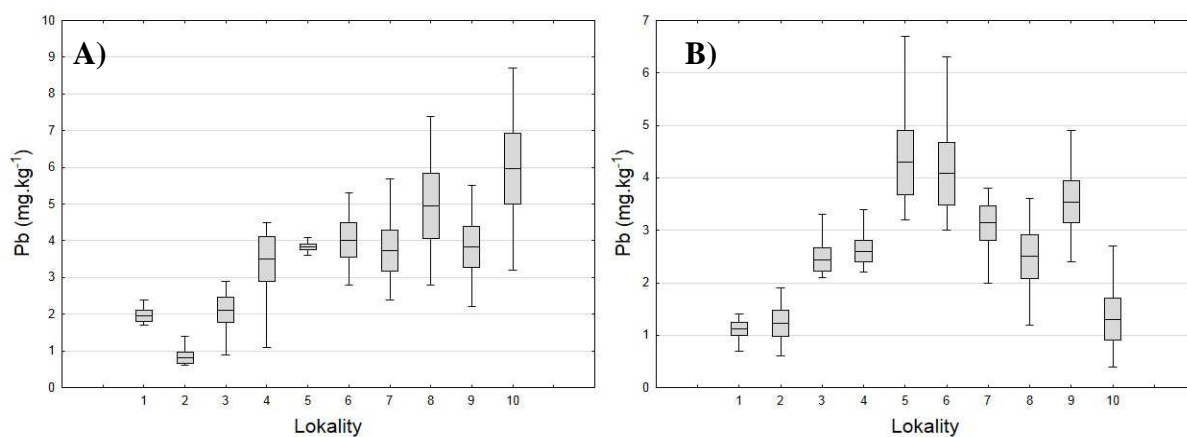


Obr. 27 Koncentrace Ni naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

Olovo

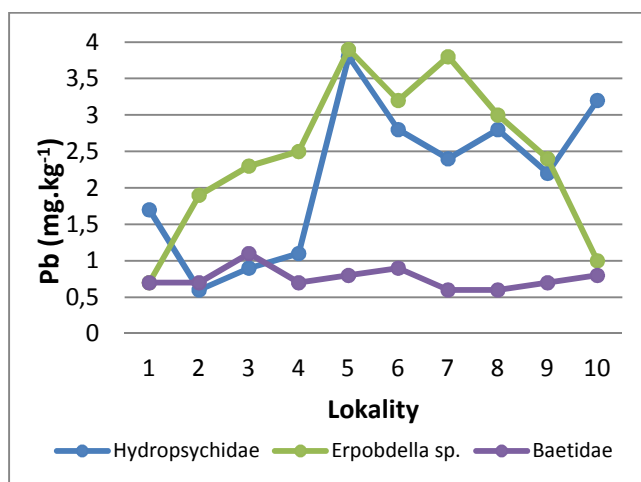
Nejvyšší průměrné koncentrace Pb byly naměřeny u larev chrostíků čel. Hydropsychidae (3,48 mg.kg⁻¹ sušiny). Pijavky *Erpobdella* sp. měly o něco menší průměrnou koncentraci (2,62 mg.kg⁻¹ sušiny) a nejmenší průměrná koncentrace byla zaznamenána u jepic čel. Baetidae (0,76 mg.kg⁻¹ sušiny) (obr. 29).

Nejnižší koncentrace u chrostíků (obr. 28A) byla naměřena na 2. lokalitě (průměr 0,82 mg.kg⁻¹ sušiny), dále koncentrace Pb podél toku stoupala a nejvyšší koncentrace Pb byly naměřeny na 10. lokalitě (průměr 5,96 mg.kg⁻¹ sušiny).



Obr. 28 Průměrné koncentrace Pb na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp.

V grafu je vyznačen: — průměr, \square \pm směrodatná odchylka, \perp min \top max hodnoty

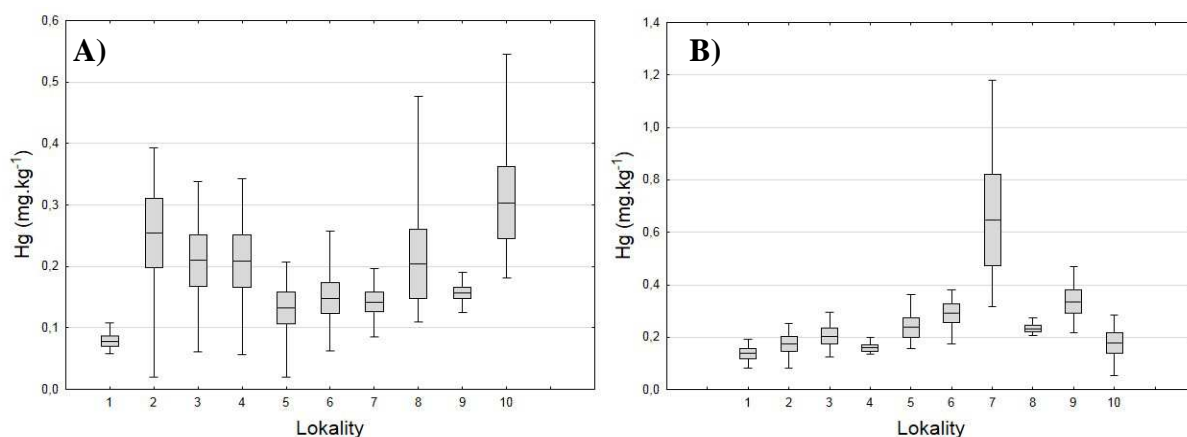


Obr. 29 Koncentrace Pb naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

Rtuť

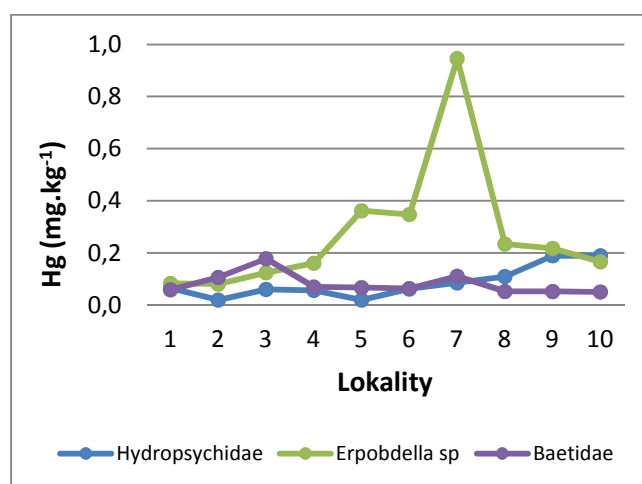
U pijavek *Erpobdella* sp. byla naměřena nejvyšší průměrná koncentrace rtuti (0,228 mg.kg⁻¹ sušiny). Průměrná koncentrace Hg naměřená u chrostíků čel. Hydropsychidae byla o něco menší 0,177 mg.kg⁻¹ sušiny. Nejnižší průměrná koncentrace byla naměřena u larev jepic čel. Baetidae a to 0,082 mg.kg⁻¹ sušiny.

U pijavek zvedly průměrnou koncentraci rtuti dvě nejvyšší koncentrace, které byly naměřeny v dubnu a v říjnu na 7. lokalitě (0,946 mg.kg⁻¹ sušiny; 1,179 mg.kg⁻¹ sušiny).



Obr. 30 Průměrné koncentrace Hg na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp..

V grafu je vyznačen: — průměr, \square \pm směrodatná odchylka, \perp min \top max hodnoty

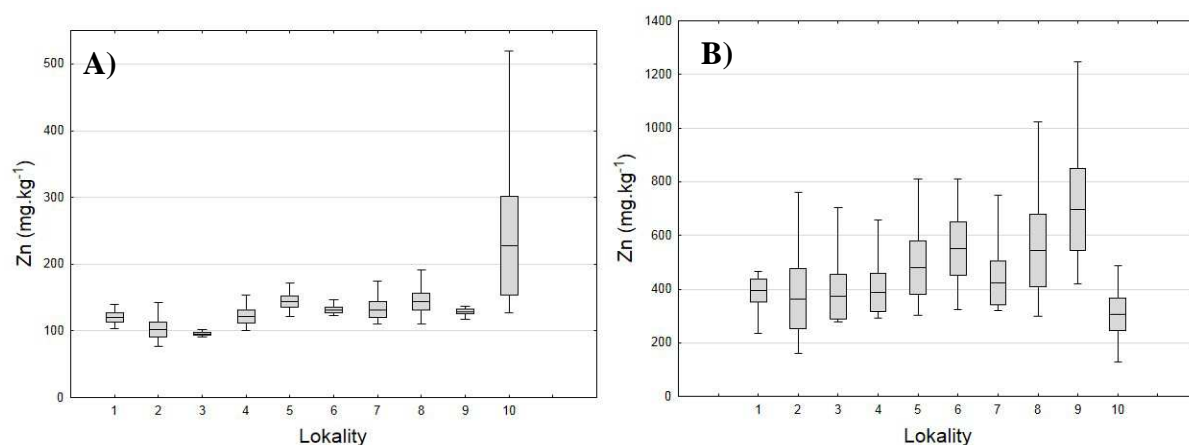


Obr. 31 Koncentrace Hg naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

Zinek

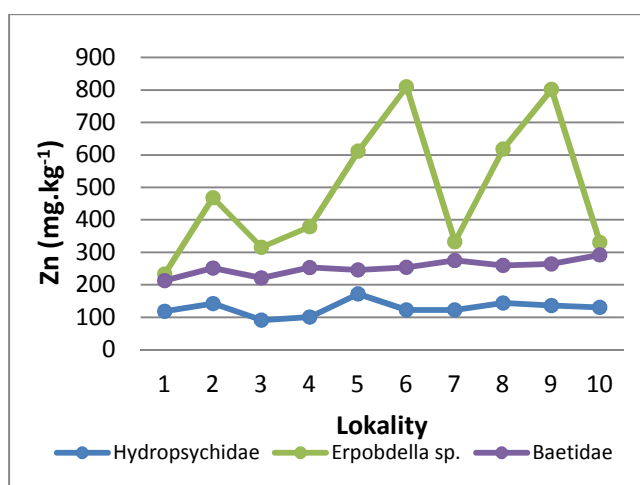
Nejvyšší průměrné koncentrace Zn byly naměřeny v pijavkách *Erpobdella* sp. (452 mg.kg⁻¹ sušiny). Následovaly larvy jepic čel. Baetidae (253 mg.kg⁻¹ sušiny) (obr. 33). Nejmenší průměrné koncentrace byly zaznamenány u larev chrostíků čel. Hydropsychidae (135 mg.kg⁻¹ sušiny).

U larev chrostíků (obr. 32A) byly nejnižší koncentrace naměřeny na 2. a 3. lokalitě, naopak jednoznačně nejvyšší koncentrace na 10. lokalitě. Což nebylo potvrzeno u pijavek, kde byly na 10. lokalitě naměřeny nejnižší hodnoty (obr. 32B). U pijavek i chrostíků byl pozorován vzestupný trend koncentrací, u pijavek byly však nejvyšší koncentrace Zn naměřené na 9. lokalitě.



Obr. 32 Průměrné koncentrace Zn na sledovaných lokalitách A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp.

V grafu je vyznačen: — průměr, \square \pm směrodatná odchylka, \perp min \top max hodnoty

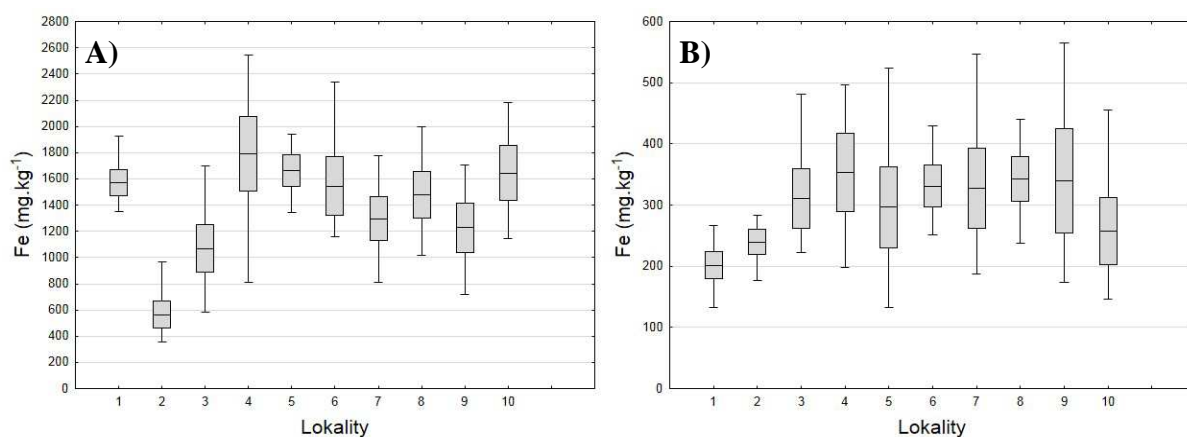


Obr. 33 Koncentrace Zn naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

Železo

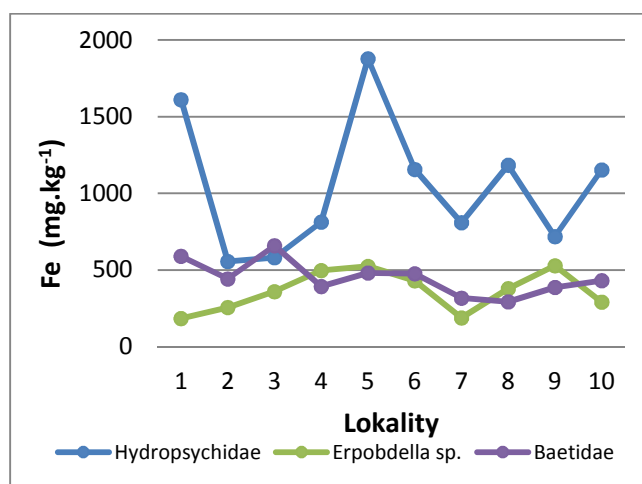
Nejvyšší průměrné koncentrace byly nalezeny v larvách chrostíků čel. Hydropsychidae (1385 mg.kg⁻¹ sušiny). U dalších organismů byly průměrné koncentrace daleko nižší. U larev jepic čel. Baetidae byla průměrná koncentrace 447 mg.kg⁻¹ sušiny (obr. 35) a u pijavek *Erpobdella* sp. 300 mg.kg⁻¹ sušiny (obr. 34B).

Nejnižší koncentrace u chrostíků (obr. 34A) byly naměřeny na 2. lokalitě, poté byly nejvyšší koncentrace naměřeny na 4. lokalitě (565 mg.kg⁻¹ sušiny).



Obr. 34 Průměrné koncentrace Fe na sledovaných lokalitách v A) čel. Hydropsychidae B) *Erpobdella* sp.

V grafu je vyznačen: — průměr, ■ ± směrodatná odchylka, ⊥ min ⊤ max hodnoty



Obr. 35 Koncentrace Fe naměřené v dubnu v chrostících čel. Hydropsychidae, v jepicích čel. Baetidae a v pijavkách *Erpobdella* sp.

4.4. Stopové prvky v sedimentu a v makrozoobentosu

4.4.1. Biota-sediment akumulční faktor

Koncentrace prvků v sedimentech a v makrozoobentosu byly také hodnoceny pomocí biota-sediment akumulčního faktoru (BSAF), který poskytuje určitou představu o vlastnosti organismu akumulovat daný prvek. Na sledovaných lokalitách BSAF vykazuje značnou proměnlivost nejen mezi jednotlivými prvky a lokalitami, ale mezi taxony (tab. 13 a tab.14). Z jeho hodnot je zřejmé, že na 1. lokalitě je BSAF u Cu a Zn větší než na ostatních lokalitách u obou taxonů. Tento trend byl pozorován ještě u Hg u pijavek *Erpobdella* sp. (nejvyšší koncentrace Hg opět na 1. lokalitě) a u chrostíků čel. Hydropsychidae (nejvyšší koncentrace Hg na 2. lokalitě). U ostatních prvků není tento trend natolik zřejmý. A obecně není vidět žádný trend v podélném profilu toku.

Dále pijavky akumulovaly prvky více než chrostíci, a to zejména u prvků As, Cu a Zn.

Tab. 13 Hodnoty BSAF chrostíků čel. Hydropsychidae

| Lokality | As mg.kg ⁻¹ | Al mg.kg ⁻¹ | Cr mg.kg ⁻¹ | Cu mg.kg ⁻¹ | Ni mg.kg ⁻¹ | Pb mg.kg ⁻¹ | Hg mg.kg ⁻¹ | Zn mg.kg ⁻¹ | Fe mg.kg ⁻¹ |
|---------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 1 | 0,22 | 0,09 | 0,11 | 0,624 | 0,215 | 0,029 | 0,296 | 1,47 | 0,089 |
| 2 | 0,21 | 0,02 | 0,03 | 0,326 | 0,076 | 0,026 | 0,927 | 0,654 | 0,024 |
| 3 | 0,23 | 0,05 | 0,05 | 0,265 | 0,115 | 0,061 | 0,428 | 0,622 | 0,049 |
| 4 | 0,33 | 0,08 | 0,1 | 0,239 | 0,179 | 0,071 | 0,305 | 0,552 | 0,088 |
| 5 | 0,2 | 0,07 | 0,08 | 0,273 | 0,146 | 0,063 | 0,146 | 0,542 | 0,073 |
| 6 | 0,18 | 0,08 | 0,09 | 0,258 | 0,156 | 0,07 | 0,05 | 0,467 | 0,074 |
| 8 | 0,14 | 0,07 | 0,07 | 0,173 | 0,125 | 0,065 | 0,062 | 0,269 | 0,06 |
| 9 | 0,12 | 0,08 | 0,05 | 0,161 | 0,102 | 0,068 | 0,058 | 0,244 | 0,041 |
| 10 | 0,18 | 0,07 | 0,17 | 0,223 | 0,205 | 0,079 | 0,338 | 0,438 | 0,08 |
| Průměr | 0,2 | 0,07 | 0,08 | 0,283 | 0,147 | 0,059 | 0,290 | 0,584 | 0,064 |

Tab. 14 Hodnoty BSAF pijavek *Erpobdella* sp.

| Lokality | As mg.kg ⁻¹ | Al mg.kg ⁻¹ | Cr mg.kg ⁻¹ | Cu mg.kg ⁻¹ | Ni mg.kg ⁻¹ | Pb mg.kg ⁻¹ | Hg mg.kg ⁻¹ | Zn mg.kg ⁻¹ | Fe mg.kg ⁻¹ |
|---------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 1 | 0,444 | 0,003 | 0,004 | 2,24 | 0,022 | 0,029 | 0,649 | 5,51 | 0,014 |
| 2 | 0,486 | 0,002 | 0,011 | 0,436 | 0,026 | 0,077 | 0,551 | 1,47 | 0,008 |
| 3 | 0,534 | 0,002 | 0,008 | 0,495 | 0,026 | 0,073 | 0,319 | 1,88 | 0,011 |
| 4 | 0,528 | 0,002 | 0,008 | 0,451 | 0,023 | 0,053 | 0,176 | 1,3 | 0,012 |
| 5 | 0,338 | 0,002 | 0,006 | 0,856 | 0,067 | 0,04 | 0,228 | 1,26 | 0,013 |
| 6 | 0,206 | 0,002 | 0,010 | 0,754 | 0,039 | 0,025 | 0,115 | 1,31 | 0,014 |
| 8 | 0,401 | 0,003 | 0,004 | 0,286 | 0,012 | 0,032 | 0,046 | 0,835 | 0,016 |
| 9 | 0,249 | 0,002 | 0,004 | 0,266 | 0,014 | 0,038 | 0,134 | 0,922 | 0,014 |
| 10 | 0,301 | 0,002 | 0,008 | 0,278 | 0,023 | 0,032 | 0,190 | 1,02 | 0,017 |
| Průměr | 0,387 | 0,002 | 0,007 | 0,673 | 0,028 | 0,044 | 0,267 | 1,72 | 0,013 |

4.4.2. Korelace koncentrací prvků v sedimentech a makrozoobentosu

Koncentrace stopových prvků v sedimentech a v makrozoobentosu se v průběhu sledování více či méně výrazně mění. Mezi některými koncentracemi však byly zjištěny vzájemné vztahy. Primárně byla hledána souvislost mezi celkovou koncentrací prvků a 1. frakcí v sedimentech (tj. nejvíce dostupnou) s koncentracemi v jednotlivých druzích makrozoobentosu. Testovány byly hodnoty v měsících, kdy byl odebírán sediment i makrozoobentos (srpen a říjen). pomocí korelačních matic.

Signifikantní závislosti ($p < 0,05$) byly pozorovány hlavně u Cu (obr. 36, tab. 15 a tab. 16). Nejvíce korelovala čel. Hydropsychidae a s celkovou koncentrací sedimentu v srpnu ($r = 0,953$), dále v říjnu významně korelovala 1. frakce s oběma druhy organismů (čel. Hydropsychidae: $r = 0,904$; *Erpobdella* sp.: $r = 0,633$). Také koncentrace Cu v samotných organismech mezi sebou významně korelovaly ($r = 0,796$).

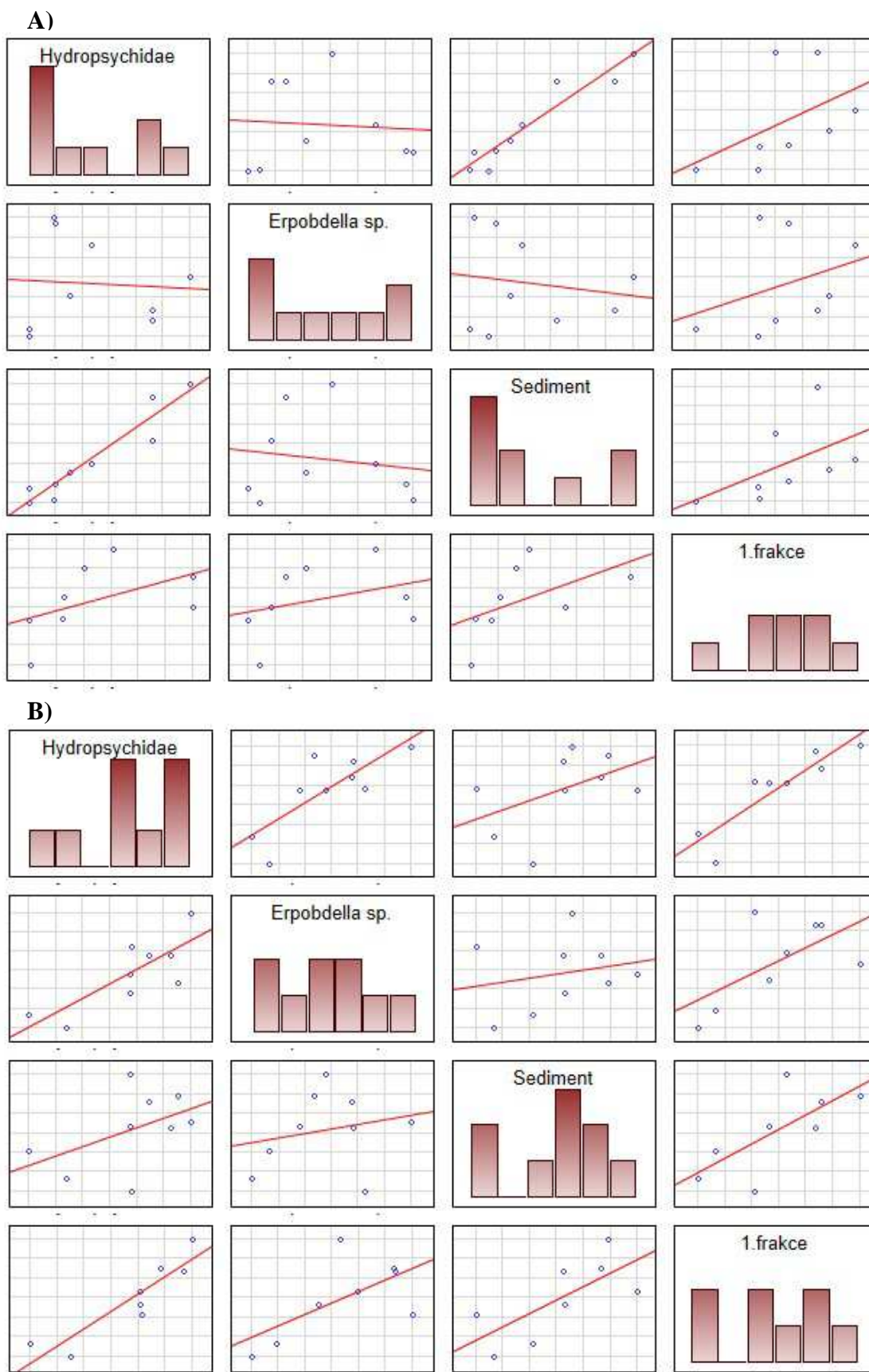
Signifikantní závislost ($p < 0,05$) byla prokázána také u Pb. Významně korelovala *Erpobdella* sp. s celkovou koncentrací Pb při odběrech v říjnu ($r = 0,877$) (obr. 37 a tab. 17) a bez signifikantní závislosti korelovala čel. Hydropsychidae s celkovou koncentrací v říjnu ($r = 0,685$). U ostatních sledovaných prvků nebyla prokázána žádná signifikantní korelace (korelační koeficienty nižší a $p > 0,05$), a to ani s celkovou koncentrací v sedimentu, ani s 1. frakcí.

Tab. 15 Korelační koeficienty a p-hodnoty závislostí obsahu Cu v srpnu

| 1. frakce | Hydropsychidae | <i>Erpobdella</i> sp. | |
|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------|
| $r = 0,526$ $p = 0,181$ | $r = 0,953$ $p = 0,001$ | $r = -0,258$ $p = 0,214$ | Sediment |
| | $r = 0,494$ $p = 0,214$ | $r = 0,334$ $p = 0,418$ | 1. frakce |
| | | $r = -0,157$ $p = 0,855$ | Hydropsychidae |

Tab. 16 Korelační koeficienty a p-hodnoty závislostí obsahu Cu v říjnu

| 1. frakce | Hydropsychidae | <i>Erpobdella</i> sp. | |
|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------|
| $r = 0,716$ $p = 0,046$ | $r = 0,485$ $p = 0,186$ | $r = 0,222$ $p = 0,566$ | Sediment |
| | $r = 0,904$ $p = 0,002$ | $r = 0,633$ $p = 0,092$ | 1. frakce |
| | | $r = 0,796$ $p = 0,01$ | Hydropsychidae |

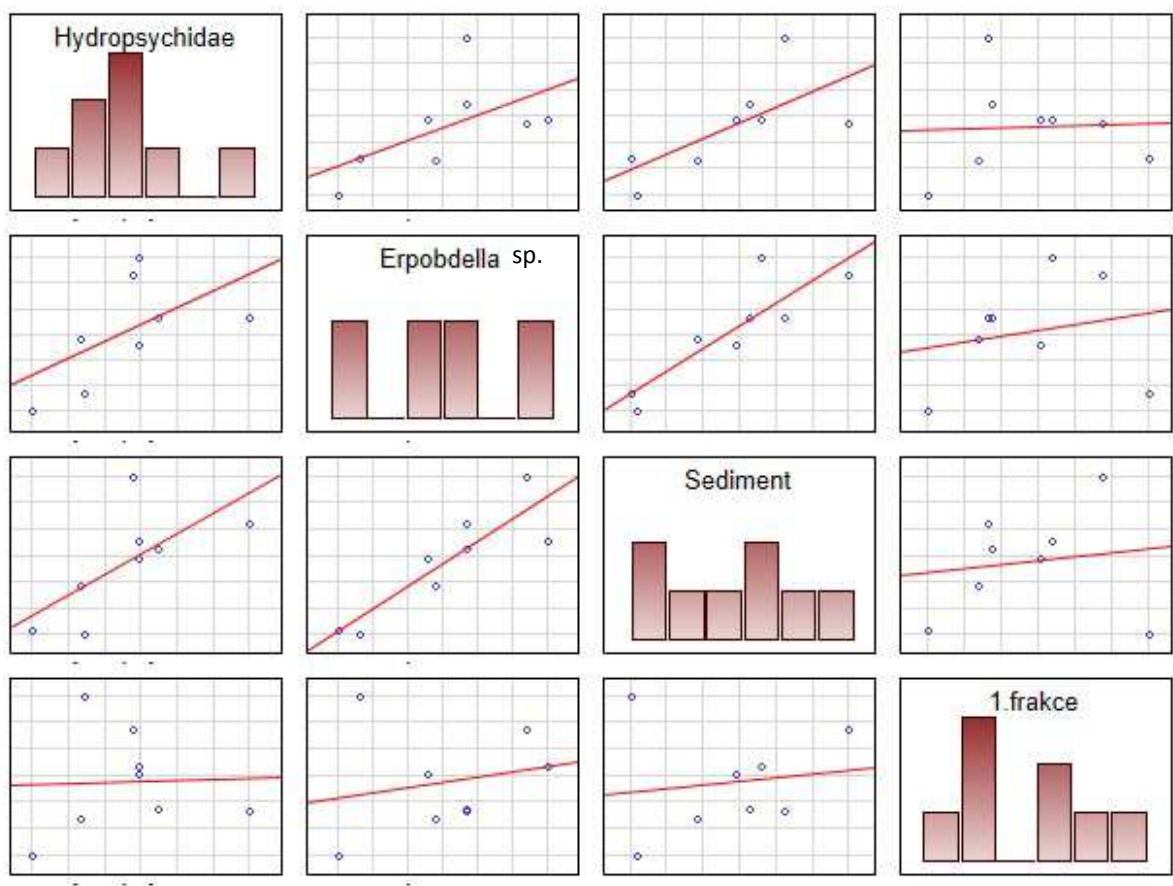


Obr. 36 Závislosti koncentrací Cu v makrozoobentosu a v celkovém sedimentu a 1. frakce.

A) srpen B) říjen

Tab. 17 Korelační koeficienty a p-hodnoty závislosti obsahu Pb v říjnu

| 1. frakce Hydropsychidae <i>Erpobdella</i> sp. | | | |
|--|----------------------------|----------------------------|-----------------------|
| $r = 0,151$ $p = 0,722$ | $r = 0,685$ $p = 0,061$ | $r = 0,877$ $p = 0,004$ | Sediment |
| | $r = 0,04$ $p = 0,925$ | $r = 0,205$ $p = 0,626$ | 1. frakce |
| | | $r = 0,569$ $p = 0,142$ | Hydropsychidae |



Obr. 37 Závislosti koncentrací Pb v makrozoobentosu a v celkovém sedimentu a 1. frakce v říjnu

5. Diskuze

Na Botiči byly zkoumány zejména těžké kovy jako Cd, Cu, Cr, Ni, Pb a Zn od roku 1998 (Nábělková a kol., 2003). Tyto práce se většinou zaměřují na území pod Hostivařskou přehradou a vliv prvních OK, které se na Botiči nacházejí. Ve své práci jsem se zaměřila na celý dolní tok Botiče, který začíná nad Hostivařskou přehradou a končí před jeho zatrubněním a následným ústím do Vltavy. Také jsem se zaměřila na více stopových prvků, jako jsou As, Al, Cr, Cd, Co, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn a Fe.

Koncentrace stopových prvků v sedimentech rostly podél podélného profilu toku do 8. nebo 9. lokality, a poté mírně klesaly. U chrostíků čel. Hydropsychidae byl nalezen podobný trend koncentrací jako u sedimentů, s tím rozdílem, že nejvyšší koncentrace byly na 10. lokalitě. U pijavek *Erpobdella* sp. byl průběh koncentrací prvků poněkud jiný. Nejnižší koncentrace stopových prvků byly většinou na 1. a 10. lokalitě a nejvyšší koncentrace byly u většiny prvků nalézány na více lokalitách, ale nejčastěji někde na středních lokalitách (4., 5., 7. lokalita). Proč byly na 10. lokalitě u pijavek opakovaně u více prvků naměřeny nízké koncentrace je záhadou. Můžeme to možná vysvětlit tím, že na 10. lokalitě se vyskytoval sediment pouze po stranách silně upraveného koryta a kameny, na kterých se pijavky nacházejí, neležely na sedimentu. Za to larvy chrostíků žijí také na kamenech, ale mají kolem sebe síť, které si staví, s velmi jemným sedimentem. Pokles koncentrací u sedimentů na 9. a 10. lokalitě mohl být také způsoben tím, že na 9. a 10. lokalitě bylo velmi málo sedimentu a sediment byl odebírán spíše po stranách toku, kde nemusel být celou dobu přítomen pod vodou (avšak v době odběrů byl pod vodou).

Na 1. lokalitě byly naměřeny nejnižší koncentrace v sedimentech a v pijavkách *Erpobdella* sp. (u pijavek kromě Cu), avšak v chrostících čel. Hydropsychidae nikoliv. Jako jediný zdroj znečištění na 1. lokalitě se jeví přítomnost zemědělství (rostlinná výroba) v nejbližším okolí. Na jednu stranu zde byly pozorovány nízké koncentrace stopových prvků, na druhou stranu zde byl pozorován vyšší obsah frakce vázané na uhličitany (1. frakce) u Cu a vyšší obsah Cu v makrozoobentosu. Cu se v zemědělství používá hlavně jako fungicid, algicid a pesticid (Beasley & Kneale, 2002). Tyto formy Cu tedy pocházejí ze zemědělství a bývají velice mobilní.

2. lokalita (pod přehradou) na Botiči reprezentuje neznečištěné území s téměř přirozeným korytem. Byly zde nejčastěji nalezeny nejnižší koncentrace prvků v chrostících čel. Hydropsychidae. Nižší koncentrace v chrostících na 2. lokalitě než na 1. lokalitě by mohly souviset s tím, že se v přehradě kontaminované sedimenty zachytávají. Ale

koncentrace naměřené v sedimentech tomu nenasvědčují, protože jejich hodnoty byly o něco vyšší než u 1. lokality.

Na 3. lokalitě odebrané v srpnu 2012 byly zaznamenány nižší koncentrace prvků v sedimentu, než se očekávalo. Práce Nábělkové et al.(2004) a Komínkové et al. (2005) spíše naznačují, že pravděpodobnější výsledky budou ty naměřené v říjnu 2012. 3. lokalita totiž vykazovala v minulosti vyšší hodnoty koncentrací u Cu (200 mg.kg^{-1}) a Zn (více než 300 mg.kg^{-1}) (Nábělková & Komínková, 2006). V naší práci ale tak vysoké koncentrace v sedimentech zaznamenány nebyly. U Cu bylo na této lokalitě nejvíce naměřeno $53,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ a u Zn 200 mg.kg^{-1} . Tato lokalita byla v minulosti dosti zatížená odlehčovací komorou OK 83 průmyslovou aktivitou (Štastná et al., 2008), a dešťovými událostmi, kdy často docházelo k přepadu vody do Botiče. Do roku 2012 (vlastní odběry) bylo provedeno několik oprav a rekonstrukcí této OK, aby se zabránilo těmto častým přepadům (Zpráva o činnosti OI ČIŽP Praha, 2006; Kabelková a kol., 2007). Počet přepadů OK 83 se snížil z původních 22 (za rok 1997) na 3 případy za rok (Štastná et al, 2008).

Dále Nábělková s Komínkovou (2006) uvádí, že na celkovou koncentraci prvků v sedimentu mají vliv povodňové události na Botiči. Po povodni 2002 se na Botiči našly mnohem nižší koncentrace Zn a Cu. V mnou sledovaném roce 2012 žádné větší hydrologické události na Botiči zaznamenány nebyly (ČHMÚ) a žádný vliv povodní tedy nebyl očekáván. Proto tyto naměřené nižší hodnoty souvisejí spíše s rekonstrukcí OK 83 a s nižším znečištěním, než tomu bylo dříve. 4. lokalita byla taktéž pod vlivem průmyslového znečištění z OK 80 + OK 81 a byly zde naměřeny o něco vyšší hodnoty než na 3. lokalitě.

Hlavními zdroji znečištění na Botiči již nejsou OK související s průmyslovou zónou, jako tomu bylo dříve, ale jsou to lokality, které jsou ovlivněny městskými OK reprezentující znečištění ve městech. Shluková analýza identifikovala jako více zatížené lokality, lokality vyskytující se v plně zastavěném území. To je území začínající v Záběhlicích, tedy od 5. lokality. Znečištění v toku sice od 5. lokality dále narůstá, ale shluková analýza naznačuje, že lokality 5 až 10 mají velmi podobný charakter znečištění a spojuje je do jedné skupiny. Na dolním toku jsme tedy nezaznamenaly vyšší vliv přítomnosti železniční dopravy. Největší vliv na znečištění toku Botič mají OK, které reprezentují znečištění z městské zástavby a dopravy.

Existuje velké množství studií, které se zabývají koncentracemi různých stopových prvků ve vodě, sedimentech, bezobratlých organismech nebo v rybách. Koncentrace stopových prvků naměřené na různých místech světa v různých složkách (voda, sediment, makrozoobentos) se však velmi liší.

Srovnáním mých dat z Botiče s těmito studii lze konstatovat, že celkové koncentrace prvků v sedimentech na Botiči zdaleka nepatří mezi ty nejvyšší, s kterými se v literatuře můžeme setkat. Nejvyšší koncentrace prvků v sedimentech v literatuře reprezentovaly území zasažená těžbou (Ettler et al., 2005) nebo průmyslem vyskytující se ve velkých městech (Thuy et al., 2007). S nejvyššími koncentracemi jsme se setkala v práci Thuy et al. (2007), kde nejvyšší koncentrace Zn ($4\,026\text{ mg.kg}^{-1}$), Cr ($2\,290\text{ mg.kg}^{-1}$), Cu ($1\,033\text{ mg.kg}^{-1}$) a Cd ($11,47\text{ mg.kg}^{-1}$) byly nalezeny ve městském toku Hochiminh ve Vietnamu.

Také v České republice byly zaznamenány velmi vysoké koncentrace kovů v sedimentech např. po těžbě stříbra u Příbrami v Litavce a Příbramském potoce (Ettler et al., 2005). Koncentrace Pb, Zn Cd a Cu dosahovaly velmi vysokých hodnot ($9800\text{ mg Pb kg}^{-1}$, $26\,039\text{ mg Zn kg}^{-1}$, $316,4\text{ mg Cd kg}^{-1}$, $256,9\text{ mg Cu kg}^{-1}$). Tyto koncentrace sedimentů ve velmi zasažených územích vykazovaly mnohem vyšší hodnoty než hodnoty naměřené na Botiči a to až o několik řádů vyšší.

Ve studiích zaměřujících se na toky zasažené spíše jen urbanizací a OK bez značného vlivu průmyslové nebo těžební aktivity tak vysoké koncentrace v sedimentech jako v předchozích studiích zaznamenány nebyly. Gundacker (2000) se zaměřil ve své studii na Dunaj a jeho plavební kanály v blízkosti Vídně. U Cd, Cu Pb a Zn zaznamenal o polovinu menší koncentrace než nejvyšší koncentrace naměřené v této práci. Studie zabývající se potokem Klinke v Magdeburku v Německu (von Tümpling et al., 2013) také zaznamenali spíše nižší koncentrace u Al, Cu a Zn než v této studii. Sekabira et al. (2010) zaznamenali zvyšující se koncentrace u prvků Cd, Pb a Zn v sedimentech městském toku v Ugandě vlivem antropogenního znečištění skládající se jak z odpadních průmyslových vod, tak z dopravy a městské zástavby. V městské zástavbě dosahovaly jejich koncentrace podobných hodnot jako v mé práci, jen vlivem průmyslu Sekabira et al. (2010) zaznamenali vyšší hodnoty v sedimentu u Cd a Pb než v mé práci.

U obsahu prvků nalezených v těle larev chrostíků čel. Hydropsychidae získaných na Botiči, se moje práce shoduje se studii několika autorů. Cid et al. (2010), Nábělková et al. (2004) našli podobné rozsahy koncentrací u kovů Cr, Cu, Ni, Pb a Zn u chrostíků čel. Hydropsychidae. Cain et al. (2000) našli podobné koncentrace v tělech chrostíků čel. Hydropsychidae u prvků Al, Cu, Zn a Fe, avšak u Pb a Hg pozorovali nižší koncentrace. Koncentrace Pb se ve studii Cain et al. (2000) pohybovala v rozmezí $0,93$ až $1,26\text{ mg.kg}^{-1}$, což odpovídá naší naměřené nejnižší hodnotě na 2. lokalitě a na ostatních lokalitách byly na Botiči naměřeny hodnoty v rozmezí $1,7$ až $8,7\text{ mg.kg}^{-1}$. Koncentrace Hg v tělech chrostíků

byly naměřeny v rozmezí 0,073 až 0,397 mg.kg⁻¹, za to Cain et al. (2000) pozorovali hodnoty mnohem menší (0,03 až 0,08 mg.kg⁻¹).

Za to některé studie, které zkoumaly koncentrace v tělech chrostíků čel. Hydropsychidae na více zatížených lokalitách, uvádějí mnohem vyšší koncentrace. Solà a Prat (2006) naměřili velmi vysoké koncentrace u prvků Cu, Zn, Cd a Pb. Tyto vysoké koncentrace pochází z řeky nacházející se v jihozápadní části Pyrenejského poloostrova, která je zasažená znečištěním z hornické činnosti a koncentrace prvků jsou o jeden až dva řády vyšší, než ty pozorované v této studii. Tyto informace naznačují, že koncentrace kovů naměřených v makrozoobentosu na potoce Botič jsou oproti studii Solà a Prat (2006) velmi nízké a proto koncentrace prvků sledované na Botiči by nemusely mít zásadnější vliv na přežití chrostíků Hydropsychidae. Tyto všechny studie také naznačují, že koncentrace prvků mohou být v organismech obsaženy ve velkém rozmezí a tedy odrážejí podmínky prostředí.

Pijavkami *Erpobdella* sp. se studie tolik nezabývaly. Kolaříková et al. (2012) se ve své práci zaměřili na akumulaci kovů na řece Labi a u pijavek *Erpobdella* sp. prokázala podobné koncentrace u prvků As a Pb. U Hg byla koncentrace o něco vyšší než v pijavkách *Erpobdella* sp. na Botiči.

V biomase pijavek *Erpobdella* sp. byla v mé práci zaznamenána mnohem větší koncentrace u As Cu a Zn než u ostatních organismů. Kolaříková et al. (2012) také pozorovali vyšší koncentraci As u pijavek *Erpobdella* sp. oproti ostatním organismům. Pijavky *Erpobdella* sp. jsou dravé a může u nich docházet k bioakumulaci v rámci trofického řetězce k biomagnifikaci.

Na Botiči byl v sedimentu jeden prvek naměřen ve větší míře než ostatní zkoumané stopové prvky. Výsledky z této práce byly srovnány s limity pro sedimenty (MKOL pro akvatická společenstva) a bylo zjištěno, že největší nadlimitní hodnoty se v sedimentech na Botiči objevovaly u Hg. Limity MKOL pro akvatická společenstva jsou pro Hg do koncentrace 0,8 mg.kg⁻¹ (MŽP). Naše nadlimitní koncentrace byly v rozmezí 0,922 až 8,01 mg.kg⁻¹. Výsledky ukazují, že nadlimitní koncentrace Hg se v sedimentech vyskytovaly od 3. lokality (říjen 2012). Velmi vysoká koncentrace, 10krát vyšší než je limit MKOL pro akvatická společenstva, byla naměřena na 8. lokalitě v srpnu 2012, další velmi vysoká koncentrace byla naměřena na 6. lokalitě v říjnu. Tyto vysoké koncentrace Hg se nepodařilo porovnat s výsledky sedimentů ze sekvenční extrakce ani s jinými studiemi prováděnými na Botiči, protože Hg se ještě žádná studie na Botiči nezabývala. Nejvyšší hodnoty byly pokaždé naměřeny na jiných lokalitách, a proto s jistotou nemůžeme říct, co k tak velkým

koncentracím vedlo. Pro potvrzení výsledků by bylo potřeba uskutečnit další odběry a detailnější analýzy, které by se zaměřily právě na Hg .

Velmi vysoké koncentrace Hg vyskytující se v sedimentech na Labi ve své práci uvádí Borovec (1995). Nejvyšší zaznamenaná koncentrace Hg publikovaná v této práci byla 15,4 mg.kg⁻¹ v Hřensku. Tyto vysoké koncentrace na Labi byly způsobeny především emisí z elektrolýzy, anorganických pesticidů, výtoky ze skládek odpadů, ze spalování komunálních odpadů a uhlí (Borovec, 1995). Tyto zdroje znečištění se však na Botiči nevyskytují.

Další nadlimitní hodnoty v sedimentech se objevily u Cu, Pb, Zn a Cd (Cd-pouze při měření v srpnu na 9. lokalitě). Pro Cu v sedimentech je stanoven limit MKOL pro akvatická společenstva 80 mg.kg⁻¹. Nadlimitní koncentrace na Botiči byly nalezeny na 8. až 10. lokalitě a pohybovaly se v rozmezí 95,7 až 167 mg.kg⁻¹. Pro Zn je stanoven limit 400 mg.kg⁻¹. Nadlimitní koncentrace byly v sedimentech spíše překročeny v srpnu a to opět na dolním toku na 8. 9. a 10. lokalitě. V říjnu byl překročen limit pouze jednou a to na 9. lokalitě. Nadlimitní koncentrace Zn v sedimentech se na Botiči pohybovaly v rozmezí 434 až 593 mg.kg⁻¹. U Pb je limit určen hodnotou 100 mg.kg⁻¹. Tento limit byl překročen třikrát při odběrech v srpnu a to na 8. a 9. lokalitě, kde jsem naměřila 115 a 111 mg.Pb.kg⁻¹. Z nejasných důvodů byla nejvyšší koncentraci Pb naměřena i na 1. lokalitě a to 133 mg.kg⁻¹ v srpnu. V říjnu bylo naměřeno na této lokalitě 28 mg.Pb.kg⁻¹ a v práci Hňatukové (2011) na této lokalitě naměřili 20±7 mg Pb.kg⁻¹. Můžeme se proto domnívat, že tento vzorek nebyl odebrán reprezentativně a z tohoto důvodu nebudeme této vyšší hodnotě přikládat větší váhu. Limit pro Cd je podle MKOL určen hodnotou 1,2 mg.kg⁻¹. Tento limit byl překročen pouze jednou v srpnu 2012 na 9. lokalitě a to hodnotou 1,24 mg.kg⁻¹.

Informace získané kvantitativní analýzou, tj. údaje o celkovém obsahu určitého prvku ve zkoumaném materiálu, nemusí být pro posouzení možných účinků této hladiny prvků v daném prostředí vždy dostatečné (Koplík et al., 1997). Toto zjištění nás totiž neinformuje o mobilitě a biologické dostupnosti prvku.

V mé práci je jasně patrný příklad u Cu, že limity určující pouze celkové koncentrace nestačí k posouzení možných účinků prvků v daném prostředí. Na 1. lokalitě byla naměřena nejnižší koncentrace Cu, ale byl zde naměřen nejvyšší podíl nejvíce mobilní frakce vázané na uhličitany (1. frakce). Tato zvýšená koncentrace 1. frakce měla zásadní vliv na koncentraci Cu v biomase makrozoobentosu. U pijavek *Erpobdella* sp. se prokázala 3krát vyšší koncentrace Cu na 1. lokalitě než na 2. lokalitě. Limity pro sedimenty podle MKOL pro akvatická společenstva jsou stanoveny tedy na 80 mgCu.kg⁻¹. Na 1. lokalitě byla však naměřena celková koncentrace pouze 18,9 mg.kg⁻¹.

Proto byly výsledky celkové koncentrace prvků v sedimentech doplněny o selektivní sekvenční extrakci, která prvky rozdělila do frakcí lišících se svou mobilitou.

Při sekvenční extrakci nedocházelo k extrakci Hg a reziduum po extrakci obsahovalo značné množství neextrahované Hg. Aplikace sekvenční extrakce v případě Hg se ovšem neosvědčila i jiným autorům. Biester a Scholz (1997) doporučují v případě Hg použít termo-desorpční analýzu (TDA). Tato metoda spočívá v postupné pyrolýze vzorku, při které se v čase sledují uvolňované koncentrace Hg a závislost na teplotě. Gomez Ariza et al. (2000) také ztratili výsledky Hg při sekvenční extrakci podle metodiky BCR. Hg byla pravděpodobně ztracena během 3. kroku sekvenční extrakce, kdy byl vzorek zahříván na 85 °C v otevřených nádobách (Gomez Ariza et al., 2000).

U dalších prvků sekvenční extrakce proběhla úspěšně a jako nejvíce mobilní prvky byly na Botiči nalezeny Cd a Zn, u kterých 1. frakce (frakce vyměnitelná a kyselinou extrahovatelná, vázaná na uhličitany) dosahovala u Cd až 46,7 % a u Zn 33,4 %. Podobné výsledky získaly na Botiči Hnaťuková et al. (2009), která zmiňuje tyto dva kovy díky své mobilitě jako kovy představující největší riziko. Zn v práci Hnaťukové et al. (2009) obsahoval 34 % 1. frakce a Cd přesáhlo u 1. frakce hodnotu 40 %. Pokud porovnáme naše výsledky s dalšími studii Nábělkové a Komínkové (2006, 2007) a Hnaťukové (2011), které se rovněž zabývaly městskými toky v Praze včetně Botiče, zjistíme, že dospěli také k podobným výsledkům. Bylo v nich také zjištěno, že nejvíce mobilní frakce - 1. frakce se vyskytuje na jiném pražském toku, a to na Rokytcce, kde 1. frakce Cd dosahovala až 64 %. Na zvýšení koncentrace 1. frakce u Zn má pravděpodobně vliv první odlehčovací komora, která se na Botiči nachází (3. lokalita).

Vysokou mobilitu Cd a Zn nalezneme i na jiných tocích. Stead-Dexter a Ward (2004) také zaznamenali zvýšení nejvíce mobilní frakce právě u Zn vlivem odlehčovacích komor z kanalizační sítě. Vysoký podíl výměnné frakce u Cd zase zjistili Morillo et al. (2002) ve Španělsku na řece ovlivněné hornickou činností. Jain (2004) zaznamenal vysokou mobilitu Cd na řece Yamuna v Indii. Všichni autoři se ve svých studiích shodují, že Cd je charakteristické touto vysokou mobilitou a tím se řadí mezi nejnebezpečnější rizikové prvky, protože se může dostat do potravinového řetězce.

Největší procentuální zastoupení redukovatelné frakce (2. frakce vázané na oxidy Mn a Fe) bylo nalezeno u Pb. V mé práci byla zastoupena v rozmezí 68,2 % až 82,6 % z celkového obsahu Pb. V práci Hnaťuková et al. (2009) byla tato 2. frakce Pb zastoupena o něco méně, v rozmezí 50 % až 70 % z celkového obsahu. Toto výrazné zastoupení frakce vázané na oxidy Mn a Fe je ukazatelem antropogenního znečištění (Li et al., 2001b; Li et al.,

2006; Stead-Dexter & Ward, 2004). Tato frakce se může stát mobilní v případě, že se změní podmínky prostředí jako např. redoxní potenciál nebo pH (Jain, 2002). Rozmezí pH vody v Botiči se během roku 2012 pohybovalo 7,9 až 9,3 (Lesy hl. m. Prahy). Změna pH může na toku Botič nastat jedině v případě velkých srážek, kdy se hodnota pH ve vodě může dočasně snížit s následným uvolněním více mobilních forem prvků.

Al, Cr a Fe byly asociovány hlavně v reziduální frakci. Reziduální frakce většinou reprezentuje koncentrace prvků, které jsou obsaženy v toku přirozeně z přírodních zdrojů (Farkas et al., 2007), nepředstavují tedy v toku žádné potencionální riziko.

Většina studií zabývající se akumulací různých prvků v bezobratlých organismech se potýká s jedním hlavním problémem, a to s tím, že množství biologického materiálu je velmi omezené, a proto je velmi náročné použít stejné taxony v rámci jedné práce nebo i pro více různých studií (Damásio et al., 2011). I v této práci jsem během roku odebírala více taxonů, než bylo nakonec použito. Byly to larvy pakomárů čel. Chironomidae (Insecta: Diptera), larvy chrostíků čel. Rhyacophilidae (Insecta: Trichoptera) nebo beruška vodní *Asellus aquaticus* (Malacostraca: Isopoda). Bohužel těchto organismů nebyl dostatek, buď se vyskytovaly během roku sporadicky, nebo se nevyskytovaly na všech sledovaných lokalitách. Přesto se povedlo odebrat 2 taxony, které se vyskytovaly během celého roku a na všech lokalitách. Jsou to pijavky *Erpobdella* sp. a larvy chrostíků čel. Hydropsychidae. Během dubna pak ještě bylo možné odebrat na všech lokalitách larvy jepic čel. Baetidae. I tyto dubnové výsledky analýz jepic byly zahrnuty do výsledků této práce.

Z výše uvedených důvodů se některé studie zaměřující se na makrozoobentos potýkají s nedostatkem biologického materiálu, a tak sledují koncentrace prvků v rámci celého společenstva makrozoobentosu (Vítek et al., 2007; Spurný et al., 2009; Stoyanova et al., 2014). Toto řešení však má za následek problematické vyhodnocení dat a znesnadňuje např. vzájemné srovnání lokalit. Makrozoobentos je totiž velmi rozmanitý a jednotlivé skupiny organismů se mezi sebou mohou velmi lišit. Liší se nejen morfologicky a ekologicky, ale také fyziologicky. Proto se u bezobratlých živočichů setkáváme s velkou rozmanitostí v citlivosti vůči různým látkám a velkou rozmanitostí v biologické akumulaci jednotlivých látek. Také můžeme pozorovat různé koncentrace jednotlivých prvků v rámci stejného druhu, ale i různé koncentrace konkrétního prvku v různých taxonech makrozoobentosu (Wallace et al., 2003). Tyto rozdíly v množství prvku obsaženého v organismech v rámci rozdílných taxonů pozoruje mnoho autorů (Cain & Luoma, 1998; Cid et al., 2010; Kolaříková et al., 2012).

Také z výsledků této práce vyplývá, že jednotlivé sledované kovy byly akumulovány různou mírou podle jednotlivého druhu makrozoobentosu. Pijavky *Erpobdella* sp.

akumulovaly v některých případech více než larvy jepic čel. Baetidae a chrostíků čel. Hydropsychidae (Cu, Zn, As). V některých případech naopak larvy chrostíků čel. Hydropsychidae akumulovaly větší koncentrace než pijavky *Erpobdella* sp. a jepice čel. Baetidae (Ni, Cr, Fe). Proto je velmi důležité se zaměřit během odběrů právě na jednotlivé druhy a odebírat je v rámci celého sledovaného území nebo období (Solà et al., 2006). Jako vhodné organismy se ve většině studií využívají více tolerantní druhy, které se vyskytují i na místech, kde je velmi vysoké znečištění. Jepice čel. Baetidae každopádně akumulují málo a nejsou pro naše účely moc vhodné.

Naopak čeled' Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera) dobře akumuluje stopové prvky a je obecně velmi tolerantní. Setkáváme se s ní v mnoha studiích (Cain & Luoma, 1998; Cain et al., 2000; Nábělková et al., 2004; Solà et al., 2004; Barata et al., 2005; Solà & Prat, 2006; Cid et al., 2010; Damásio et al., 2011).

Další výhody použití čel. Hydropsychidae jsou: její rozšíření, velká hojnost i ve znečištěných oblastech, velikost organismu (Bonada et al., 2004) a také výskyt larev během celého roku (Barata et al., 2005). Kromě toho se larvy chrostíků čel. Hydropsychidae živí sběrem řas a detritem a mají tak klíčovou roli pro přenos koncentrací prvků od producentů k dravcům. Pro tyto všechny vlastnosti je tento organismus velmi vhodný pro použití ve studiích zabývajících se akumulací stopových prvků.

Chen et al. (2000) se zaměřili právě na bioakumulaci v rámci trofického řetězce a našli signifikantní vztah mezi koncentracemi Hg a Pb akumulované z nižší trofické úrovně do vyšší trofické úrovně. U Hg docházelo k přenosu koncentrací z makrozooplanktonu do ryb a u Pb zase k přenosu koncentrací z mikroplanktonu do makrozooplanktonu.

Mnoho autorů popisuje rozdíly mezi koncentracemi prvků v jednotlivých druzích právě tím, že organismy spadají do různých potravních skupin (Goodyear & McNeill, 1999; Cain et al., 2004 and Solà & Prat, 2006, Santoro et al., 2009). Proto např. Goodyear a McNeill (1999) rozdělili makrozoobentos ve své studii do 5 potravních skupin: sběrače, drtiče, spásače, predátory a filtrátory a zaměřili se na sledování koncentrací látek právě v rámci těchto jednotlivých potravních skupin místo jednotlivých druhů.

Ve své studii se Goodyear a McNeill (1999) také hledali korelace v jednotlivých složkách (voda, sediment, makrozoobentos). Našli signifikantní korelace Cu a Pb mezi sedimenty a všemi potravními skupinami vodních bezobratlých. Solà et al. (2004) našli zase pozitivní korelaci mezi sedimenty a chrostíky rodu *Hydropsyche* a to u Cd, Sb a Pb. V mé práci byla také nalezena signifikantní korelace u Cu a Pb.

Obsah Pb v biomase pijavek *Erpobdella* sp. signifikantně koreloval s celkovým obsahem Pb v sedimentu. Dále jsem také zjistila signifikantní korelaci pro koncentraci Cu v biomase chrostíků čel. Hydropsychidae a pijavek *Erpobdella* sp. a Cu vázané na uhličitany (1. frakce). U ostatních stopových prvků se očekávané korelace mezi obsahem 1. frakce prvku v sedimentu a obsahem prvku v makrozoobentosu se nevyskytovaly.

Při porovnání stopových prvků pomocí BSAF bylo patrné, že ze zjišťovaných stopových prvků organismy nejvíce akumulovaly Cu a Zn. Vysoké hodnoty BSAF u těchto kovů lze však zdůvodnit tím, že jde o biogenní prvky, které jsou zapotřebí pro správné fungování organismů a jsou v organismech obsaženy přirozeně.

6. Závěr

- V průběhu roku 2012 byly sledovány obsahy 11 stopových prvků (As, Al, Cr, Cd, Co, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn a Fe) v sedimentech a ve třech taxonech bentických organismech (čel. Hydropsychidae, *Erpobdella* sp. a čel. Baetidae) na deseti lokalitách podélného profilu dolního toku Botič v Praze.
- Výsledné koncentrace prvků v sedimentu ukazují změnu koncentrací v souvislosti ve vztahu ke znečištění. Na začátku sledovaného úseku toku byly pozorovány nejnižší koncentrace prvků, které podél podélného toku stoupaly.
- Vyšší koncentrace byly u sedimentů pozorovány od 3. lokality, kde se nachází 1. OK (OK 83), která reprezentuje znečištění z průmyslové zóny. Na této lokalitě však nebyly nalezeny tak vysoké koncentrace, jako tomu bylo v minulosti. Snížení zatížení souvisí s rekonstrukcí OK 83.
- V mé práci se ukázala velmi užitečným nástrojem shluková analýza, která identifikovala více zatížené lokality. Ty se objevovaly od 5. a 6. lokality. Od těchto lokalit teče Botič již plně zastavěným/urbánním územím, kde se vyskytuje mnoho OK a hlavním zdrojem na Botiči je tedy městská zástavba a doprava ve městech.
- Maximální koncentrace stopových prvků v sedimentech byly nalezeny na lokalitě 8 nebo 9.
- Maximální koncentrace stopových prvků u chrostíků čel. Hydropsychidae byly většinou nalezeny na 10. lokalitě. Naopak u pijavek *Erpobdella* sp. se nejvyšší koncentrace stopových prvků vyskytovaly na více lokalitách, a to většinou na 4. a 5. lokalitě, ale také na 3., 6., 7. a 9. lokalitě.
- 2. lokalita je jako jediná bez potencionálního zdroje znečištění a byly zde naměřeny jak menší koncentrace kovů v sedimentu, tak nejmenší obsah prvků v biomase chrostíků čel. Hydropsychidae.
- Stopové prvky Cd, Cu, Pb, Hg a Zn překročily stanovené limity pro sedimenty stanovené MKOL pro akvatická společenstva.
- Jako nejvíce mobilní prvky na Botiči byly identifikovány Cd, Zn a Co, které obsahovaly značnou část prvku ve frakci vázané na uhličitany. Za to Pb bylo složeno hlavně z redukovatelné frakce. Tyto výsledky ukazují, že Cd, Co, Pb a Zn pochází z antropogenních zdrojů.
- Al, Cr a Fe se v toku vyskytují hlavně v reziduální frakci. Tyto prvky nepředstavují v toku žádné riziko.

- Mezi larvami chrostíků Hydropsychidae, pijavkami *Erpobdella* sp. a larvami jepic čel. Baetidae byly pozorovány rozdíly v koncentracích jednotlivých prvků. Tyto rozdíly mohou být dány druhově specifickými rozdíly v akumulaci prvků, a také rozdílností potravních skupin.
- Pijavky *Erpobdella* sp. se vyznačovaly mnohem vyššími koncentracemi u As, Cu a Zn, zatímco chrostíci čel. Hydropsychidae nejvíce ze všech taxonů akumulovaly Cr, Ni a Fe.
- U většiny stopových prvků nebyla nalezena signifikantní korelace mezi obsahem prvků v sedimentech a obsahem prvků v biomase chrostíků čel. Hydropsychidae nebo pijavek *Erpobdella* sp. Těž nebyla u většiny případů potvrzena korelace 1. frakce prvku obsažené v sedimentech s obsahem prvků v makrozoobentosu.
- Pouze u Pb a Cu byla pozorována signifikantní korelace mezi obsahem prvku v sedimentu a biomasou makrozoobentosu.
- U Pb to byla signifikantní korelace mezi koncentrací Pb v sedimentu a koncentrací Pb v biomase pijavek *Erpobdella* sp.
- U Cu bylo zjištěno nejvíce signifikantních korelací koncentrace Cu sedimentu a koncentrace Cu v makrozoobentosu. Obsah Cu v biomase čel. Hydropsychidae v koreloval s obsahem Cu v sedimentu. Dále byla zaznamenána korelace u čel. Hydropsychidae a *Erpobdella* sp. s nejvíce dostupnou frakcí (1. frakce).
- Na 1. lokalitě byla zaznamenána nejnižší celková koncentrace Cu, ale bylo zde zjištěno největší procentuální zastoupení nejvíce dostupné frakce (1. frakce). Tyto zvýšené koncentrace 1. frakce měly vliv hlavně na pijavky *Erpobdella* sp., které na této lokalitě akumulovaly větší množství Cu.

7. Literatura

Adachi, K., Tainosho, Y. (2004) Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment International* 30(8): 1009 - 1017

Barata, C., Lekumberri, I., Vila-Escalé, M., Prat, N., Porte, C. (2005) Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the trichoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Llobregat river basin (NE Spain). *Aquatic Toxicology* 74(1): 3 - 19

Barka, S., Pavillon, J. F., Amiard-Triquet, C. (2010) Metal distributions in *Tigriopus brevicornis* (Crustacea, Copepoda) exposed to copper, zinc, nickel, cadmium, silver, and mercury, and implication for subsequent transfer in the food web. *Environmental toxicology* 25(4): 350 - 360

Beasley, G., Kneale, P. (2002) Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography* 26(2): 236-270

Biester, H., Scholz, C. (1997) Determination of mercury binding forms in contaminated soils: mercury pyrolysis versus sequential extractions. *Environmental Science and Technology* 31(1): 233 - 239

Bohussa, I., Vargab, A., Barkácsc, K., Oerteld, N., Zárayb G. (2001) Microanalytical determination of metals in selected organs of zebra mussels by total reflection X-ray fluorescence spectrometry. *Journal of Trace and Microprobe Techniques* 19(1): 177 - 182

Bonada, N., Zamora-Munoz, C., Rieradevall, M., Prat, N. (2004) Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. *Environmental Pollution* 132(3): 509 - 521

Borovec, Z. (1995) Zatížení sedimentů, Labe a jeho přítoků toxickými prvky. *Sborník České geografické společnosti* 100(4): 268 - 275

Cain, D. J., Luoma, S. N. (1998) Metal exposures to native populations of the caddisfly *Hydropsyche* (Trichoptera: Hydropsychidae) determined from cytosolic and whole body metal concentrations. *Hydrobiologia* 386(1 - 3): 103 - 117

Cain, D. J., Carter, J. L., Frend, S. V., Luoma, S. N. (2000) Metal exposure in a benthic macroinvertebrate *Hydropsyche californica*, related to mine drainage in the Sacramento River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(2): 380 - 390

Calmano, W., Hong, J., Foerstner, U. (1993) Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water science and technology* 28: 223 - 235

Cid, N., Ibáñez, C., Palanques, A., Prat, N. (2010) Patterns of metal bioaccumulation in two filter-feeding macroinvertebrates: Exposure distribution, inter-species differences and variability across developmental stages. *Science of the Total Environment* 408(14): 2795 - 2806

Clements, W. H., Carlisle, D. M., Lazorchak, J. M., Johnson, P. C. (2000) Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications* 10(2): 626 - 38

Damásio, J., Fernández-Sanjuan, M., Sánchez-Avilla, J., Lacorte, S., Prat, N., Rieradevall, M., Soares, A. M. V. M., Barata, C. (2011) Multi-biochemical responses of benthic macroinvertebrate species as a complementary tool to diagnose the cause of community impairment in polluted rivers. *Water Research*, 45(12): 3599 - 3613

Davis, A. P., Shokouhian, M., Ni, S. (2001) Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44(5): 997 - 1009

Duffus, J. H. (2002) "Heavy metals" - a meaningless term? IUPAC Technical Report. *Pure and Applied Chemistry* 74(5): 793 - 807

Ettler, V., Milhajevič, M., Šebek, O., Molek, M., Grygar, T., Zeman, T. (2005) Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream

sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic. *Environmental Pollution* 142(3): 27 - 35

Eggleton, J., Thomas, K. V. (2004) A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International* 30(7): 973 - 980

Even, S., Mouchel, J. M., Servais, P., Flipo, N. (2007) Modelling the impact of combined sewer overflows on the river Seine water quality. *Science of the Total Environment* 375(1): 140 - 151

Farag, A. M., Woodward, D. F., Goldstein, J. N., Brumbaugh, W., Meyer, J. S. (1998) Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 34(2): 119 - 127

Farkas, A., Erratico, C., Viganò, L. (2007) Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po. *Chemosphere* 68(4): 761 - 768

Gobas, F. A. P. C., Morrison, H. A. (2000) Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. *Handbook of property estimation methods for chemicals: environmental and health sciences*: 189-231

Gomez Ariza, J. L. G., Giráldez, I., Sánchez-Rodas, D., Morales, E. (2000) Comparison of the feasibility of three extraction procedures for trace metal partitioning in sediments from south-west Spain. *The Science of the Total Environment* 246(2): 271 - 283

Goodyear, K. L., McNeill, S. (1999) Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates of different feeding guilds: a review. *The Science of the Total Environment* 229(1): 1 - 19

Gundacker, C. (2000) Comparison of heavy metal bioaccumulation in freshwater molluscs of urban river habitats in Vienna. *Environmental Pollution* 110(1): 61 - 71

Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., Taylor, S. L. (2004) The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management* 34(1): 112 - 124

Hare, L., Tessier, A. (1998) The aquatic insect Chaoborus as a biomonitor of trace metals in lakes. *Limnology and Oceanography* 43(8): 1850 - 1859

Hnaťuková, P. (2007) Distribuce těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků. *Disertační práce*. Praha. Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta UK: 138 s.

Hnaťuková, P., Benešová, L., Komínková D. (2009) Impact of urban drainage on metal distribution in sediments of urban streams. *Water science and technology*: 59(6): 1237 - 1246

Hnaťuková, P. (2011) Geochemical distribution and mobility of heavy metals in sediments of urban streams affected by combined sewer overflows. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 59(2): 85 - 94

Charlesworth, S., Everett, M., McCarthy, R., Ordonez, A., De Miguel, E. (2003). A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. *Environment International* 29(5): 563-573

Chen, C. Y., Stemberger, R. S., Klaue, B., Blum, J. D., Pickhardt, P. C., Folt, C. L. (2000) Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnology and Oceanography* 45(7): 1525 - 1536

Jain, C. K. (2004). Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India. *Water Research* 38(3): 569 - 578

Jelínek, E., Juláková, E. (2008) *Moderní analytické metody v geologii*. Skripta VŠCHT Praha 77 s.

Kabelková, I., Šťastná, G., Nábělková, J., Stránský, D. (2007) Effect of reconstruction phases of the combined sewer overflow CSO83 on the ecological status of the Botic Stream, Czech

Republic. NOVATECH: 1541 - 1548

Klockemkamper, R., Von Bohlen, A. (1996) Elemental analysis of environmental samples by total reflection X-Ray fluorescence: a review. *X-ray Spectrometry* 25(4): 156 - 162

Kolaříková, K., Stuchlík, E., Liška, M., Horecký, J., Tátošová, J., Hardekopf, D., Lapšanská, N., Hořická, Z., Hovorka, J., Milhajevič, M., Fuksa, J. K., von Tümpling, W. (2012) Long-term changes in the bioaccumulation of As, Cd, Pb, and Hg in Macroinvertebrates from the Elbe River (Czech Republic). *Water Air Soil Pollution* 223(6): 3511 - 3526

Komínková, D., Stránský, D., Šťastná, G., Caletková, J., Nábělková, J., Handová, Z. (2005) Identification of ecological status of stream impacted by urban drainage. *Water Science and Technology* 51(2): 249 - 256

Komínková, D., Nábělková, J. (2007) Effect of urban drainage on bioavailability of heavy metals in recipient. *Water Science & Technology* 56(9): 43 - 50

Koplík, R., Čurdová, E., Mestek, O. (1997) Speciace stopových prvků ve vodách, půdách, sedimentech a biologických materiálech. *Chemické listy* 91(38): 38 - 47

Kreider, M. L., Panko, J. M., McAtee, B. L., Sweet, L. I., Finley, B. L. (2010) Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of the Total Environment* 408(3): 652 - 659

Li, X. D., Shen, Z. G., Wai, O.W. H., Li, Y. S. (2001a) Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 42(3): 215 - 223

Li, X., Poon, C. S., Liu, P. S. (2001b) Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry* 16(11): 1361 - 1368

Li, L. Y. (2006) Retention capacity and environmental mobility of Pb in soils along highway corridor. *Water, Air, and Soil Pollution* 170(1-4): 211 - 227

Mages, M., Woelfl, S., von Tümpling, W. (2001) A method for trace element determination of single *Daphnia* specimen using total reflection X-ray fluorescence spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B* 5(11): 2209 - 2217

Marsden, I. D., Rainbow, P. S. (2004) Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology - the amphipod example? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300(1): 373 - 408

McKenzie, E., Money, J. Green, P., Young, T. (2009) Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of the Total Environment*, 407(22): 5855 - 5860

Miesbauer, M., Köck, G., Füreder, L. (2006) Determination of trace elements in macrozoobenthos samples by total-reflection X-ray fluorescence analysis. *Spectrochimica Acta Part B* 56(11): 2203 - 2207

Morillo, J., Usero, J., Gracia, I. (2002) Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain). *Environment International* 28(4): 263 - 271

Nábělková, J., Komínková, D., Šťastná, G. (2004) Assessment of ecological status in small urban streams of Prague agglomeration. *Water Science and Technology* 50(5): 285 - 291

Nábělková, J. (2005) Mobilita těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků. *Disertační práce*. Praha: ČVUT, Fakulta stavební: 188 str.

Nábělková, J., Komínková, D. (2006) Distribution of heavy metals in freshwater ecosystem of a small stream impacted by urban drainage. *Water Science and Technology* 54(6-7): 339 - 346

Ozaki, H., Watanabe, I., Kuno, K. (2004) Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles. *Water, Air, and Soil Pollution* 157(1-4): 209 - 223

Palková, H., Sovová, T., Koníčková, I., Kočí, V., Bartůněk, V., Sofer, Z. (2013) Aplikace niklu a nanoniklu do terestrického prostředí. *Chemické Listy* 107: 885 - 891

Paul, M. J., Meyer, J. L. (2001) Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333 - 365

Pavlíček, M., Nábělková, J. (2011) Změny koncentrací toxických kovů v sedimentech urbanizovaných drobných toků vlivem dynamiky obnovy sedimentu. *JUNIORSTAV*: 1 - 9

Pitter, P. (1999) *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT Praha. 568 str.

Rainbow, P. S. (2002) Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution* 120(3): 497 - 507

Rainbow, P. S., Mardsen, I. D. (2004) Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology - the amphipod example? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300(1): 373 - 408

Ratuzny, T., Gong, Z., Wilke, B. M. (2009) Total concentrations and speciation of heavy metals in soils of the Shenyang Zhangshi Irrigation Area, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 156(1-4): 171 - 180

Rauret, G. (1998) Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta* 46(3): 449 - 455

Rauret, G., López-Sánchez, J. F., Ure, A., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Quevauviller, P. (1999) Improvement of the BCR Three Step Sequential Extraction Procedure Prior to the Certification of New Sediment and Soil Reference Materials. *Journal of Environmental Monitoring* 1(1): 57 - 61

Reid, M. K., Spencer, K. L., Shotbolt, L. (2011) An appraisal of microwave-assisted Tessier and BCR sequential extraction methods for the analysis of metals in sediments and soils. *Journal of Soils and Sediments* 11(3): 518 - 528

Santoro, A., Blo, G., Mastrolitti, S., Fagioli, F. (2009) Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates along the Basento River in the South of Italy. *Water Air Soil Pollution* 201(1-4): 19 - 31

Sekabira, K., Origa, H. O., Basamba, T. A., Mutumba, G., Kakudidi, E. (2010). Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. *International Journal of Environmental Science and Technology* 7(3):435 - 446

Schaller, J., Brackhage, C., Mkandawire, M., Dudel, G. (2011) Metal/metalloid accumulation/remobilization during aquatic litter decomposition in freshwater: A review. *Science of the Total Environment* 409(23): 4891 - 4898

Siegel, E. R. (2002). *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. 223 str.

Smock, L. A. (1983) Relationships between metal concentrations and organism size in aquatic insects. *Freshwater biology* 13(4): 313 - 321

Solà, C., Burgos, M., Plazuelo, A., Toja, J., Plans, M., Prat, N. (2004) Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *Science of the Total Environment* 333(1): 109 - 126

Solà, C., Prat, N. (2006) Monitoring metal and metalloid bioaccumulation in *Hydropsyche* (Trichoptera, Hydropsychidae) to evaluate metal pollution in a mining river. Whole body versus tissue content. *Science of the Total Environment* 359(1): 221 - 231

Sörme, L., Lagerkvist R. (2002) Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *The Science of the Total Environment* 298(1): 131 - 145

Spurný, P., Mareš, J., Hedvábný, J., Sukop, I. (2009) Residual Metal Contamination of the Ecosystem in the Lower Course of the Jihlava River. *Acta Veterinaria Brno* 78: 525 - 534

Stead-Dexter, K., Ward, N. I. (2004) Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. *Science of the Total Environment* 334: 271 - 277

Stoyanova, T., Traykov, I., Yaneva, I., Bogoev, V. (2012) Accumulation of Heavy Metals in the Macrozoobenthos of the Luda River, Bulgaria. *Biotechnology a Biotechnological Equipment* 26 (3): 2981 - 2986

Szoboszlai, N., Polgári, Z., Mihucz, V., Zoray, G. (2009) Recent trends in total reflection X-ray fluorescence spectrometry on biological applications. *Analytica Chimica Acta* 633(1): 1 - 18

Šťastná, G., Kabelková, I., Stránský, D. (2008) Interakce nádrže na vodním toku a městského odvodnění. *Stavební obzor* 17(1): 16-20

Štefanidesová, V., Trefilová, T. (2003) Formy výskytu rtuti v kontaminovaných půdách a říčním sedimentu, *Sborník VŠB – Technická univerzita Ostrava, Řada hornicko-geologická*: 105 - 116

Tessier, A., Campbell, P. G. C., Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of trace metals. *Analytical Chemistry* 51(7): 844 - 851

Thuy, H. T. T., Vy, N. N. H., Loan, T. T. C. (2007) Anthropogenic input of selected heavy metals (Cu, Cr, Pb, Zn and Cd) in the aquatic sediments of Hochiminh City, Vietnam. *Water, air, and soil pollution* 182(1-4): 73 - 81

Večeřová, L., Komínková, D., Nábělková, J. (2011) Dlouhodobý vývoj obsahu toxických kovů v bentických organismech Botiče a dlouhodobé hodnocení environmentální nebezpečnosti. *Vodní hospodářství* 61(11): 423, 428 - 429, 431 - 432

Vink, R. J., Behrendt, H., Salomons, W. (1999) Point and diffuse source analysis of heavy metals in the Elbe drainage area: comparing heavy metal emissions with transported river loads. *Hydrobiologia* 410: 307 - 314

Vítek, T., Spurný, P., Mareš, J., Ziková, A. (2007) Heavy metal contamination of the Loučka River water ecosystem. *Acta Veterinaria Brno* 76: 149 - 154

von Tümpling, W., Scheibe, N., Einax, J. W. (2013). Extended Sediment Quality Rating for Trace Elements in Urban Waters - Case Study Klinke, Germany. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 41(6): 565 - 573

Wallace, W. G., Lee, B. G., Luoma, S. N. (2003) Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. I. Significance of metal-sensitive fractions (MSF) and biologically detoxified metal (BDM). *Marine Ecology Progress Series* 249: 183 - 197

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

Wang, W. H., Wong, M. H., Leharne, S., Fisher, B. (1998) Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London. *Environmental Geochemistry and Health* 20(4): 195 - 198

Zimmerman, A. J., Weindorf, D. C. (2010) Heavy metal and trace metal analysis in soil by sequential extraction: a review of procedures. *International Journal of Analytical Chemistry* 2010: 1 - 7

Internetové zdroje

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (1995) Protocol for derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa [online]. [cit. 2014-06-16].

Dostupné z < <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/226> >

Havránek, J. (2009) Plán péče pro přírodní památku Meandr Botiče 2010-2020 [online]. [cit. 2014-07-14].

Dostupné z < <http://www.praha-priroda.cz/priloha/51d2be12e39c5/plan-pece-pp-meandrbotice-2010-2020-51d2be572a0fd.pdf> >

Kanalizační řád (2012) - Pražská vodohospodářská společnost a.s. [online]. [cit. 2014-07-14].

Dostupné z < http://pvs.cz/mods/news/files/krucov_2012_aktualizace.pdf >

Lesy hl. m. Prahy - Lesy hlavního města Prahy [online]. [cit. 2014-06-16].

Dostupné z < <http://www.lhmp.cz/vt/prazske-potoky-2/botic/> >

<http://www.praha-priroda.cz/odborna-verejnost/kvalita-vody/botic/>

MŽP - Ministerstvo životního prostředí [online]. [cit. 2014-06-16].

Dostupné z < [http://www.mzp.cz/ris/ais-ris-info-](http://www.mzp.cz/ris/ais-ris-info-copy.nsf/4d735ff9c7e64b58c12569e7001a2d9c/038dc41c8308f462c1256c370072cbb4?OpenDocument)

[copy.nsf/4d735ff9c7e64b58c12569e7001a2d9c/038dc41c8308f462c1256c370072cbb4?Open](http://www.mzp.cz/ris/ais-ris-info-copy.nsf/4d735ff9c7e64b58c12569e7001a2d9c/038dc41c8308f462c1256c370072cbb4?OpenDocument)

[Document](http://www.mzp.cz/ris/ais-ris-info-copy.nsf/4d735ff9c7e64b58c12569e7001a2d9c/038dc41c8308f462c1256c370072cbb4?OpenDocument) >

Nábělková, J., Komínková, D., Šťastná, G. (2003) Hodnocení rizika těžkých kovů v sedimentu drobných vodních toků pražské aglomerace, 9 str. [online]. [cit. 2014-06-16].

Dostupné z < http://www.lermo.cz/old/pdf/publ_nabel_2003_2.pdf >

US EPA (2004). The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States. National sediment quality survey. EPA 823-R-04-007, Office of Science and Technology, Washington, DC. [online]. [cit. 2014-06-16].

Dostupné z < <http://water.epa.gov/polwaste/sediments/cs/upload/nsqs2ed-complete-2.pdf> >

Zpráva o činnosti OI ČIŽP Praha (2006) - Česká inspekce životního prostředí [online]. [cit. 2014-07-14].

Dostupné z < http://www.cizp.cz/%2Ffiles%2F%3D1377%2FOI_Praha.pdf >

8. Přílohy

Příloha I

Seznam OK na toku Botič (Dolnoměch. p. - Dolnoměchovický potok) (Kanalizační řád, 2012) Typ OK:
 ŠOK - OK štěrbinová, BP - OK s bočním přelivem, ŽT - OK typ žabí tlama, ŠT - OK se škrťací tratí

| | Zkratka a název OK | | Poměr ředění | Recipient | Typ OK |
|----|--------------------|--------------------|-----------------|-----------------|-----------|
| 1 | 112K | Práčská | 1:4 | Botič | BP |
| 2 | 83K | Průmyslová | 1:4 | Botič | BP |
| 3 | 81K | Švehlova | 1:4 | Dolnoměch. p. | BP |
| 4 | 80K | Pražská | 1:4 | Dolnoměch. p. | BP |
| 5 | 78K | U zahradního města | 1:4 | Botič | ŽT |
| 6 | 77K | Před skalkami II | 1:4 | Botič | BP |
| 7 | 75K | Nad elektrárnou | 1:4 | Slatinský potok | BP |
| 8 | 74K | Bohdalecká | 1:4 | Botič | BP+ŠT |
| 9 | 72K | Chodovská I | 1:4 | Botič | ŽT |
| 10 | 71K | U plynárny II | 1:4 | Botič | ŽT |
| 11 | 70K | U plynárny I | 1:4 | Botič | BP+ŠT |
| 12 | 63K | U seřadiště | 1:4 | Botič | BP+ŠT |
| 13 | 62K | Přípotoční | 1:4 | Botič | ŠOK |
| 14 | 61K | Vršovická | 1:4 | Botič | ŠOK |
| 15 | 60K | Oblouková | 1:4 | Botič | ŠOK |
| 16 | 57K | Ohradní | 1:4 | Botič | ŠOK |
| 17 | 56K | Michelská I | 1:4 | Botič | ŠOK |
| 18 | 55K | Michelská II | 1:4 | Botič | BP |
| 19 | 54K | Ve vilách | 1:4 | Botič | ŽT |
| 20 | 53K | Jivenská | 1:4 | Botič | BP |
| 21 | 52K | Rostovská | 1:4 | Botič | ŽT |
| 22 | 51K | Rybalkova | 1:4 | Botič | ŽT |
| 23 | 50K | Sámova I | 1:4 | Botič | BP |
| 24 | 49K | Havlíčkovy sady | 1:4 | Botič | ATYP |
| 25 | 48K | Na ostrůvku | 1:4 | Botič | ATYP |
| 26 | 47K | Bělehradská | 1:4 | Botič | ŽT |
| 27 | 46K | Čestmírova | 1:4 | Botič | BP+ŠT |
| 28 | 45K | Nuselská | 1:4 | Botič | ŠOK |
| 29 | 44K | Sezimova | 1:4 | Botič | ŽT |
| 30 | 43K | Sekaninova | 1:4 | Botič | BP |
| 31 | 41K | Sarajevská | 1:4 | Botič | ŽT |
| 32 | 38K | Čiklova | 1:4 | Botič | BP+ŠT |
| 33 | 37K | Slavojova | 1:1 | Vltava | ŠOK |

Příloha II

A) Celková koncentrace sledovaných prvků v sedimentu (mg.kg⁻¹ sušiny) v podélném profilu toku v srpnu 2012

| Prvky/ Lokalita | As mg.kg ⁻¹ | Al mg.kg ⁻¹ | Cr mg.kg ⁻¹ | Cd mg.kg ⁻¹ | Co mg.kg ⁻¹ | Cu mg.kg ⁻¹ | Ni mg.kg ⁻¹ | Pb mg.kg ⁻¹ | Hg mg.kg ⁻¹ | Zn mg.kg ⁻¹ | Fe mg.kg ⁻¹ |
|--------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 1 | 9,01 | 11550 | 33,5 | 0,324 | 8,79 | 29,9 | 19,0 | 133 | 0,185 | 100 | 18280 |
| 2 | 7,16 | 8793 | 29,1 | 0,340 | 7,47 | 42,4 | 18,3 | 28,3 | 0,154 | 133 | 19190 |
| 3 | 7,08 | 11240 | 32,2 | 0,303 | 7,48 | 26,3 | 18,6 | 25,9 | 0,237 | 102 | 18010 |
| 4 | 9,96 | 12820 | 41,6 | 0,597 | 9,42 | 61,4 | 24,1 | 55,1 | 0,441 | 220 | 21440 |
| 5 | 12,3 | 12630 | 39,3 | 0,514 | 10,1 | 48,6 | 25,5 | 52,2 | 0,415 | 247 | 21860 |
| 6 | 12,7 | 15470 | 48,7 | 0,627 | 11,4 | 71,7 | 29,1 | 56,8 | 0,506 | 337 | 23530 |
| 8 | 14,1 | 14680 | 62,0 | 0,777 | 12,5 | 152 | 43,4 | 115 | 8,005 | 593 | 27920 |
| 9 | 20,1 | 19150 | 110 | 1,24 | 15,0 | 167 | 45,2 | 111 | 1,919 | 579 | 45130 |
| 10 | 14,0 | 16340 | 59,9 | 0,733 | 12,1 | 101 | 37,0 | 72,3 | 1,54 | 470 | 25660 |

B) Celková koncentrace sledovaných prvků v sedimentu (mg.kg⁻¹ sušiny) v podélném profilu toku v říjnu 2012

| Prvky/ Lokalita | As mg.kg ⁻¹ | Al mg.kg ⁻¹ | Cr mg.kg ⁻¹ | Cd mg.kg ⁻¹ | Co mg.kg ⁻¹ | Cu mg.kg ⁻¹ | Ni mg.kg ⁻¹ | Pb mg.kg ⁻¹ | Hg mg.kg ⁻¹ | Zn mg.kg ⁻¹ | Fe mg.kg ⁻¹ |
|--------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 1 | 9,93 | 13070 | 38,9 | 0,346 | 9,07 | 18,9 | 20 | 28,0 | 0,378 | 67,2 | 20700 |
| 2 | 9,31 | 10990 | 32,0 | 0,382 | 8,82 | 29,7 | 19,8 | 29,8 | 0,488 | 121 | 19930 |
| 3 | 11,3 | 14180 | 45,2 | 0,523 | 9,42 | 53,7 | 25,1 | 48,4 | 0,922 | 200 | 21650 |
| 4 | 10,9 | 13910 | 47,0 | 0,644 | 9,82 | 73,9 | 25,4 | 59,7 | 1,14 | 226 | 22870 |
| 5 | 13,8 | 13580 | 49,3 | 0,632 | 11,8 | 72,8 | 30,8 | 67,4 | 1,65 | 266 | 23380 |
| 6 | 14,5 | 15140 | 47,3 | 0,707 | 11,1 | 78,1 | 28,6 | 65,3 | 5,10 | 242 | 24550 |
| 8 | 13,8 | 14880 | 50,8 | 0,755 | 11,8 | 95,7 | 31,6 | 74,6 | 1,66 | 326 | 25210 |
| 9 | 14,4 | 14530 | 63,3 | 0,774 | 10,6 | 119 | 35,3 | 94,0 | 2,85 | 434 | 24570 |
| 10 | 13,3 | 15710 | 53,5 | 0,892 | 11,2 | 100 | 29,6 | 63,9 | 0,728 | 354 | 23790 |

Příloha III

A) Výsledky ze sekvenční extrakce (Sediment-Srpen 2012) - (mg.kg⁻¹ sušiny)

| | Prvky/ Lokalita | As (mg.kg ⁻¹) | Al (mg.kg ⁻¹) | Cr (mg.kg ⁻¹) | Cd (mg.kg ⁻¹) | Co (mg.kg ⁻¹) | Cu (mg.kg ⁻¹) | Ni (mg.kg ⁻¹) | Pb (mg.kg ⁻¹) | Hg (mg.kg ⁻¹) | Zn (mg.kg ⁻¹) | Fe (mg.kg ⁻¹) |
|-----------|--------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| 1. frakce | 1 | 0,417 | 16,9 | 0,26 | 0,100 | 2,79 | 3,51 | 2,67 | 6,89 | 0,002 | 31,4 | 211 |
| | 2 | 0,506 | 11,6 | 0,28 | 0,110 | 2,34 | 3,50 | 2,79 | 0,233 | 0,005 | 51,1 | 385 |
| | 3 | 0,375 | 15,7 | 0,27 | 0,094 | 2,47 | 2,11 | 2,41 | 0,51 | 0,007 | 32,0 | 308 |
| | 4 | 0,531 | 18,1 | 0,31 | 0,260 | 3,05 | 5,06 | 3,83 | 1,04 | 0,009 | 81,9 | 250 |
| | 5 | 0,493 | 31,3 | 0,37 | 0,212 | 2,82 | 4,19 | 3,71 | 1,05 | 0,005 | 99,8 | 98 |
| | 6 | 0,728 | 30,5 | 0,44 | 0,348 | 3,80 | 5,66 | 4,51 | 1,17 | 0,008 | 171 | 347 |
| | 8 | 0,595 | 27,7 | 0,43 | 0,286 | 3,62 | 4,81 | 8,34 | 1,61 | 0,014 | 319 | 383 |
| | 10 | 0,923 | 19,0 | 0,45 | 0,300 | 3,17 | 3,89 | 6,72 | 0,878 | 0,015 | 224 | 253 |
| 2. frakce | 1 | 2,00 | 577 | 2,04 | 0,072 | 2,20 | 9,38 | 2,67 | 99,7 | 0,000 | 24,5 | 3698 |
| | 2 | 1,86 | 482 | 2,48 | 0,086 | 1,86 | 18,5 | 2,91 | 20,1 | 0,000 | 41,9 | 5232 |
| | 3 | 1,09 | 492 | 2,15 | 0,073 | 1,64 | 10,3 | 2,59 | 18,2 | 0,001 | 24,3 | 3339 |
| | 4 | 2,39 | 710 | 3,56 | 0,170 | 2,38 | 24,4 | 4,28 | 41,3 | 0,002 | 75,4 | 5312 |
| | 5 | 2,89 | 787 | 3,53 | 0,136 | 2,73 | 18,8 | 4,27 | 37,2 | 0,000 | 81,3 | 4689 |
| | 6 | 2,44 | 884 | 4,94 | 0,196 | 2,90 | 30,1 | 5,19 | 40,4 | 0,001 | 115 | 5447 |
| | 8 | 3,17 | 1078 | 8,32 | 0,357 | 3,22 | 72 | 11,2 | 87,2 | 0,004 | 237 | 7855 |
| | 10 | 2,97 | 1059 | 7,38 | 0,265 | 3,19 | 44,7 | 7,86 | 49,4 | 0,006 | 171 | 7151 |
| 3. frakce | 1 | 0,357 | 277 | 5,77 | 0,014 | 0,629 | 2,96 | 1,91 | 10,1 | 0,000 | 5,40 | 451 |
| | 2 | 0,374 | 230 | 5,79 | 0,027 | 0,695 | 5,72 | 2,39 | 0,815 | 0,000 | 8,10 | 503 |
| | 3 | 0,169 | 276 | 5,72 | 0,017 | 0,497 | 2,94 | 2,16 | 0,447 | 0,001 | 5,60 | 344 |
| | 4 | 0,462 | 310 | 7,73 | 0,032 | 0,726 | 11,5 | 2,85 | 1,81 | 0,006 | 13,3 | 597 |
| | 5 | 0,455 | 361 | 7,41 | 0,031 | 0,865 | 11,2 | 2,96 | 0,409 | 0,000 | 15,6 | 1377 |
| | 6 | 0,765 | 359 | 8,49 | 0,045 | 1,04 | 14,5 | 3,80 | 2,00 | 0,024 | 17,1 | 775 |

| | | | | | | | | | | | | |
|------------------|-----------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|-------|------|-------|
| | 8 | 0,828 | 396 | 11,27 | 0,068 | 1,32 | 45,0 | 5,12 | 4,04 | 0,074 | 34,3 | 1078 |
| | 10 | 1,17 | 412 | 10,07 | 0,056 | 1,12 | 21,8 | 4,36 | 3,43 | 0,045 | 20,1 | 1006 |
| 4. frakce | 1 | 5,02 | 7584 | 20,2 | 0,098 | 2,41 | 10,5 | 8,86 | 11,2 | 0,015 | 31,1 | 10160 |
| | 2 | 3,92 | 7438 | 20,0 | 0,101 | 2,53 | 12,4 | 9,41 | 5,24 | 0,009 | 32,7 | 10980 |
| | 3 | 5,27 | 9574 | 24,3 | 0,007 | 2,88 | 11,8 | 10,6 | 6,44 | 0,017 | 38,1 | 12190 |
| | 4 | 6,10 | 9585 | 27,2 | 0,109 | 3,09 | 19,1 | 12,0 | 7,32 | 0,029 | 44,8 | 12570 |
| | 5 | 6,85 | 9694 | 24,9 | 0,093 | 2,92 | 11,9 | 11,3 | 7,25 | 0,113 | 37,5 | 11530 |
| | 6 | 7,67 | 14540 | 37,7 | 0,115 | 4,04 | 21,6 | 15,4 | 8,33 | 0,211 | 49,1 | 15400 |
| | 8 | 8,43 | 12120 | 38,3 | 0,059 | 4,42 | 26,4 | 17,0 | 10,0 | 3,15 | 50,0 | 15580 |
| | 10 | 6,10 | 11640 | 33,8 | 0,081 | 3,90 | 22,7 | 15,1 | 8,47 | 0,172 | 50,1 | 14010 |

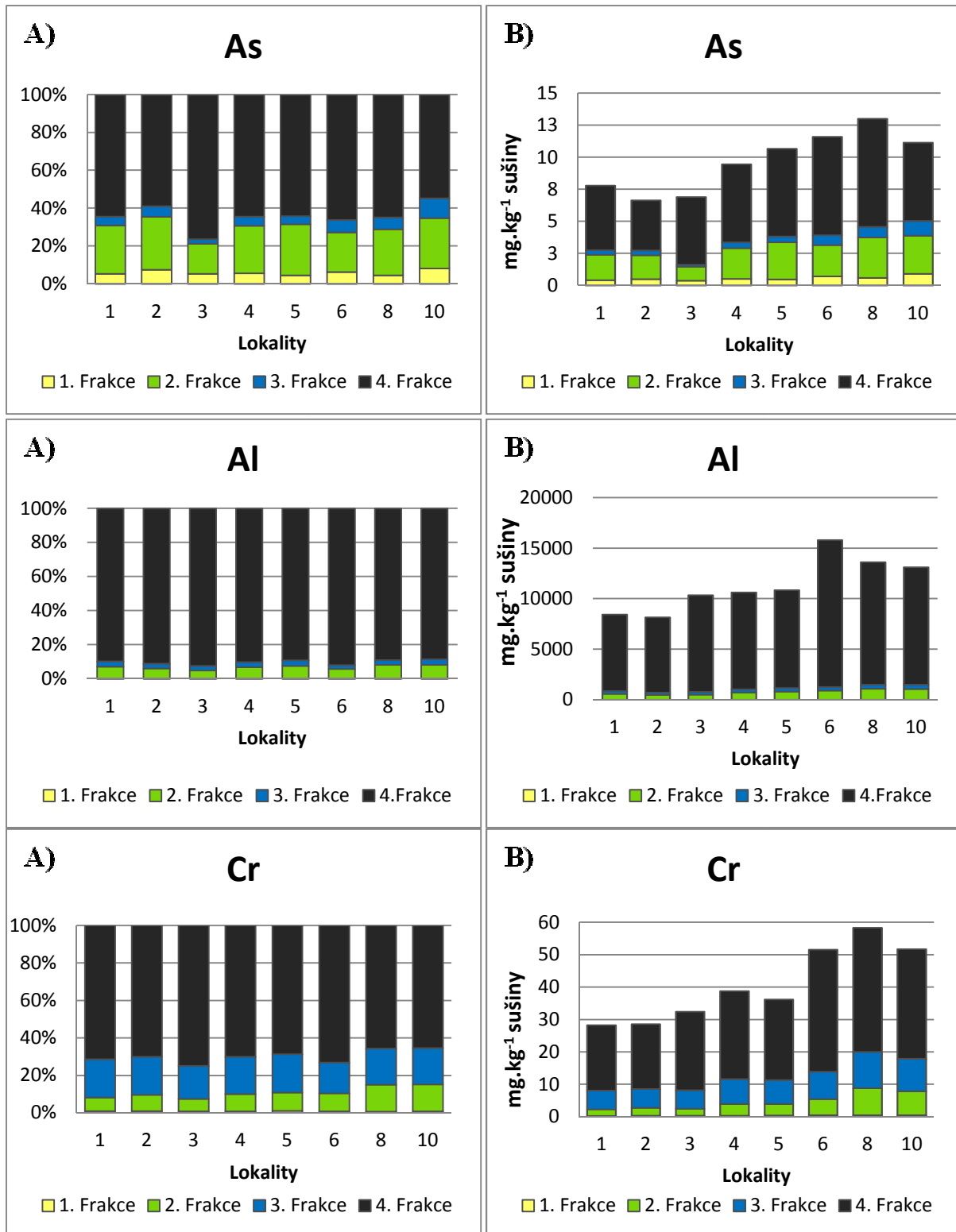
B) Výsledky ze sekvenční extrakce (Sediment-Říjen 2012) - (mg.kg⁻¹ sušiny)

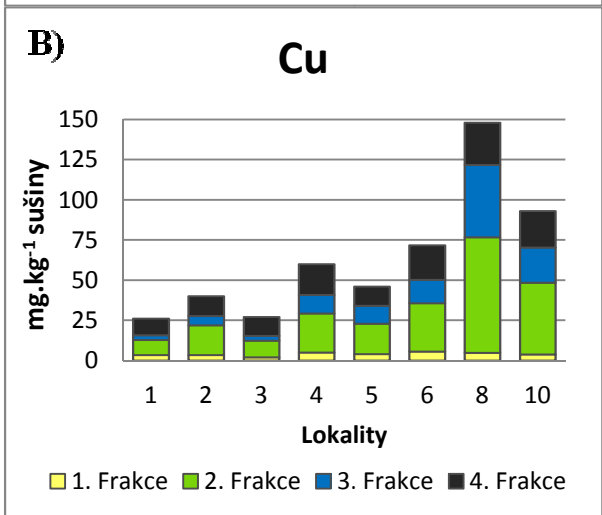
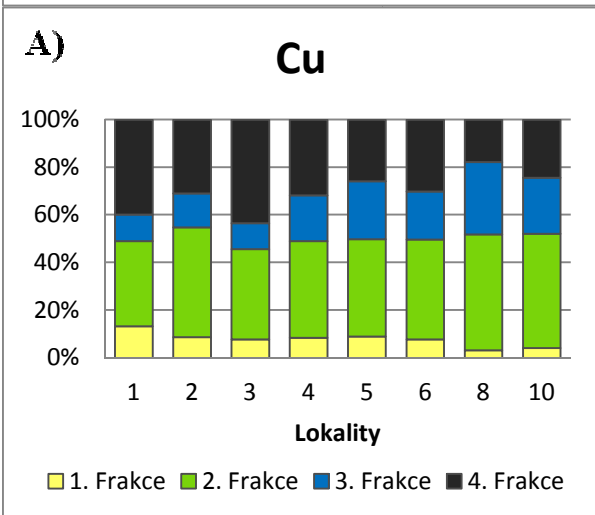
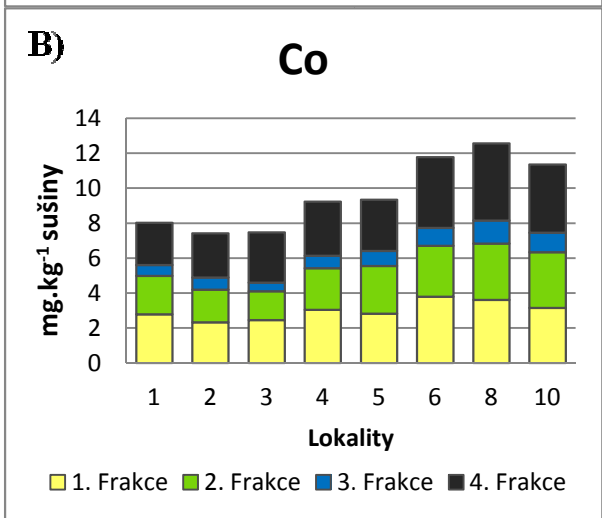
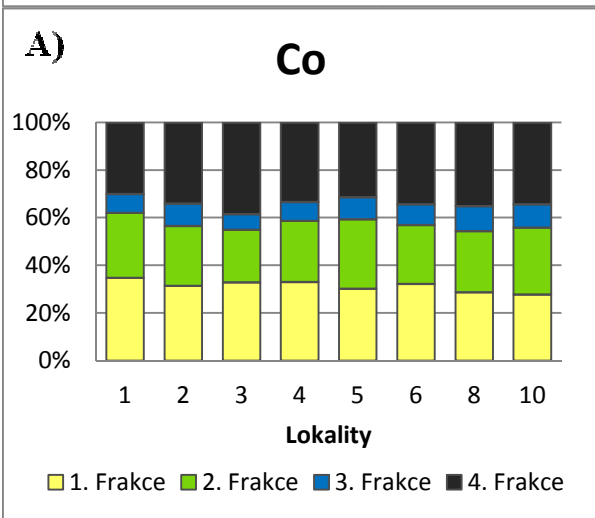
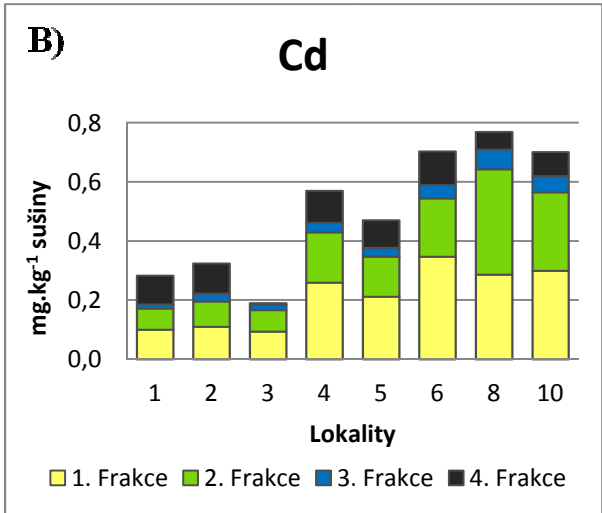
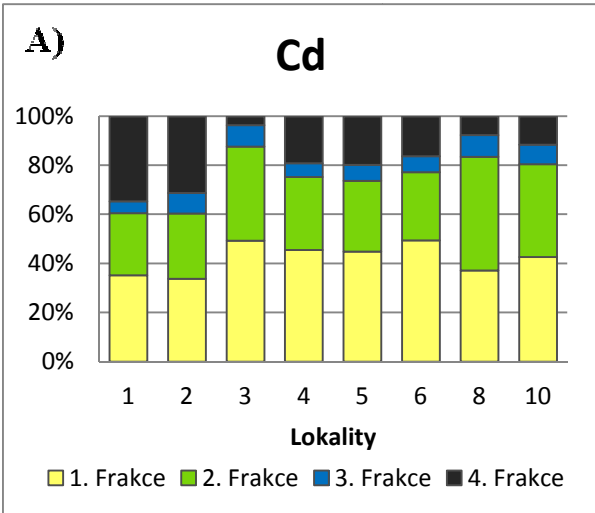
| | Prvky/ Lokality | As (mg.kg ⁻¹) | Al (mg.kg ⁻¹) | Cr (mg.kg ⁻¹) | Cd (mg.kg ⁻¹) | Co (mg.kg ⁻¹) | Cu (mg.kg ⁻¹) | Ni (mg.kg ⁻¹) | Pb (mg.kg ⁻¹) | Hg (mg.kg ⁻¹) | Zn (mg.kg ⁻¹) | Fe (mg.kg ⁻¹) |
|-----------|--------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| 1. frakce | 1 | 0,294 | 74,9 | 0,429 | 0,102 | 2,91 | 4,39 | 2,96 | 1,55 | 0,000 | 12,6 | 406 |
| | 2 | 0,525 | 9,35 | 0,279 | 0,096 | 2,15 | 1,35 | 2,74 | 0,128 | 0,000 | 34,5 | 69,0 |
| | 3 | 0,798 | 13,8 | 0,351 | 0,177 | 2,85 | 2,26 | 3,43 | 0,452 | 0,000 | 76,0 | 303 |
| | 4 | 0,658 | 18,9 | 0,317 | 0,229 | 3,01 | 5,19 | 3,72 | 0,849 | 0,000 | 79,3 | 346 |
| | 5 | 0,352 | 95,4 | 0,878 | 0,291 | 2,16 | 7,64 | 3,72 | 0,920 | 0,000 | 83,2 | 40,0 |
| | 8 | 0,290 | 61,1 | 0,565 | 0,314 | 1,15 | 7,93 | 5,30 | 0,518 | 0,000 | 140 | 12,0 |
| | 9 | 0,658 | 33,0 | 0,455 | 0,298 | 2,79 | 6,14 | 5,39 | 1,25 | 0,001 | 187 | 289 |
| 10 | 0,344 | 29,0 | 0,419 | 0,285 | 1,55 | 10,0 | 4,32 | 0,541 | 0,000 | 160 | 8,30 | |
| 2. frakce | 1 | 2,58 | 464 | 1,86 | 0,064 | 1,90 | 3,97 | 2,31 | 17,4 | 0,000 | 9,89 | 4468 |
| | 2 | 3,22 | 446 | 1,91 | 0,115 | 2,54 | 10,9 | 2,74 | 20,7 | 0,000 | 38,9 | 5619 |
| | 3 | 3,24 | 526 | 2,38 | 0,171 | 1,97 | 19,6 | 3,13 | 34,9 | 0,000 | 63,1 | 5110 |
| | 4 | 2,39 | 570 | 2,82 | 0,182 | 2,03 | 27,4 | 3,57 | 42,5 | 0,000 | 71,0 | 4854 |
| | 5 | 3,18 | 749 | 3,89 | 0,174 | 3,27 | 25,5 | 4,90 | 44,1 | 0,001 | 70,5 | 6012 |
| | 8 | 4,34 | 878 | 5,13 | 0,245 | 5,28 | 39,9 | 6,31 | 63,1 | 0,003 | 113 | 7403 |
| | 9 | 2,94 | 688 | 5,93 | 0,239 | 2,53 | 44,8 | 6,23 | 68,1 | 0,018 | 128 | 5570 |
| | 10 | 3,77 | 740 | 4,81 | 0,199 | 3,98 | 43,6 | 5,22 | 46,5 | 0,001 | 116 | 5945 |
| 3. frakce | 1 | 0,256 | 280 | 7,02 | 0,013 | 0,650 | 1,28 | 1,93 | 0,655 | 0,002 | 5,34 | 366 |
| | 2 | 0,758 | 273 | 6,26 | 0,025 | 0,92 | 3,72 | 2,65 | 0,944 | 0,004 | 7,42 | 622 |
| | 3 | 0,756 | 376 | 8,10 | 0,038 | 1,06 | 10,0 | 3,60 | 1,81 | 0,006 | 14,5 | 749 |
| | 5 | 0,628 | 320 | 8,23 | 0,041 | 0,849 | 13,2 | 3,12 | 1,97 | 0,014 | 17,5 | 657 |
| | 7 | 0,454 | 298 | 7,65 | 0,045 | 1,05 | 14,2 | 3,63 | 1,33 | 0,081 | 20,3 | 677 |
| | 8 | 0,772 | 437 | 10,4 | 0,075 | 1,35 | 25,5 | 4,77 | 3,15 | 0,097 | 25,6 | 1051 |

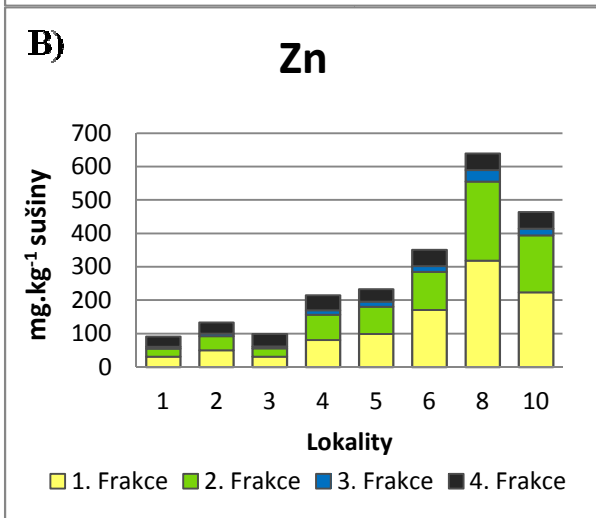
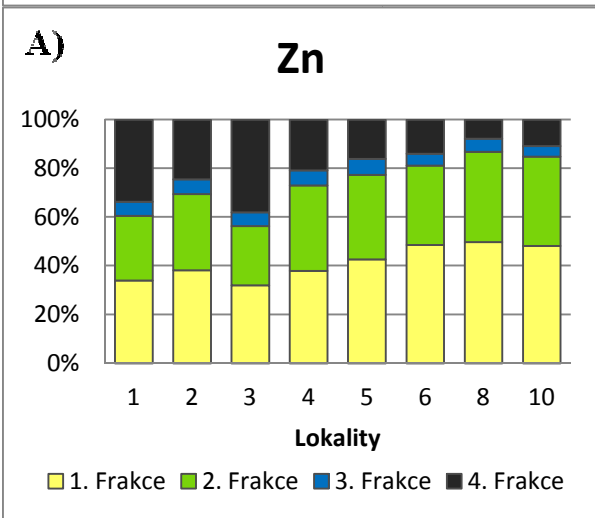
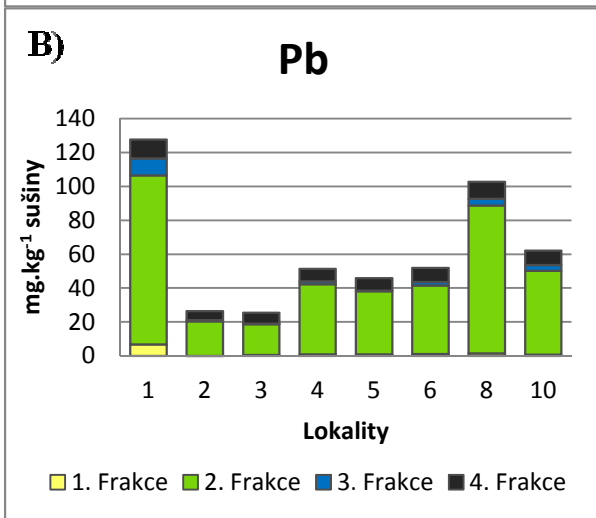
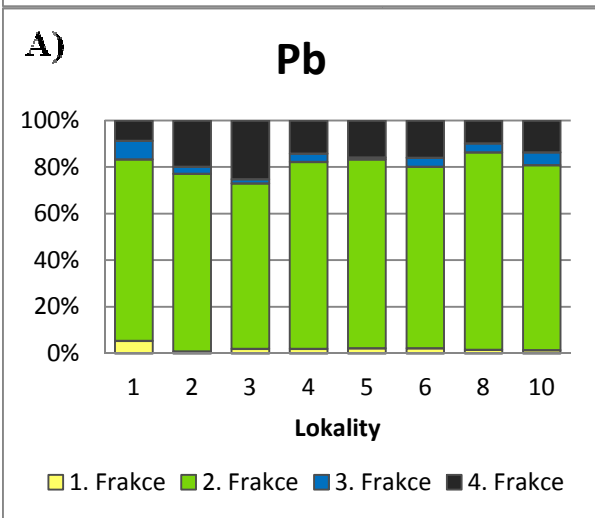
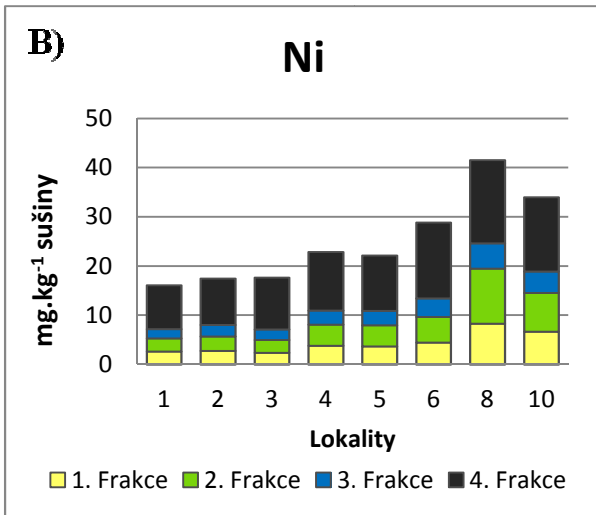
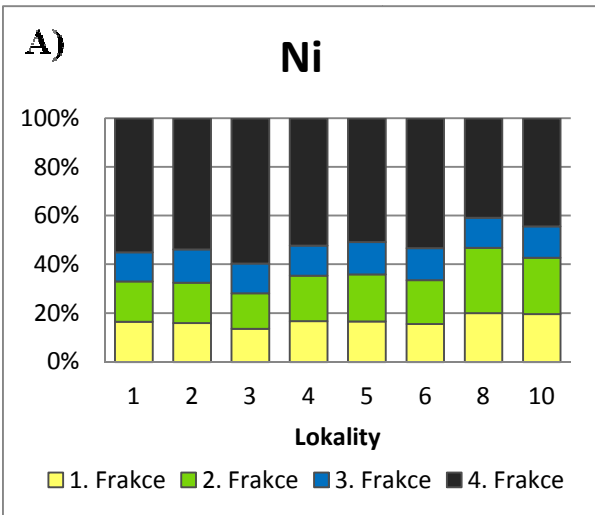
| | | | | | | | | | | | | |
|------------------|-----------|-------|-------|------|-------|------|------|------|------|-------|------|-------|
| | 9 | 0,730 | 315 | 10,5 | 0,059 | 1,09 | 25,8 | 4,17 | 2,86 | 0,074 | 27,5 | 808 |
| | 10 | 0,881 | 387 | 9,66 | 0,049 | 1,11 | 19,8 | 4,15 | 2,62 | 0,071 | 19,5 | 898 |
| 4. frakce | 1 | 5,29 | 8819 | 23,7 | 0,103 | 3,08 | 8,03 | 11,0 | 5,89 | 0,023 | 37,1 | 12530 |
| | 2 | 5,19 | 9192 | 24,2 | 0,129 | 3,05 | 12,2 | 11,1 | 6,54 | 0,022 | 39,3 | 11830 |
| | 3 | 5,66 | 11010 | 29,1 | 0,101 | 3,42 | 19,2 | 13,0 | 8,26 | 0,053 | 47,9 | 13040 |
| | 4 | 6,67 | 11910 | 33,8 | 0,144 | 3,68 | 22,0 | 14,5 | 9,02 | 0,199 | 52,6 | 14700 |
| | 5 | 8,33 | 11010 | 29,9 | 0,114 | 3,75 | 19,8 | 13,8 | 9,63 | 0,339 | 46,3 | 14860 |
| | 8 | 8,75 | 15430 | 40,9 | 0,109 | 4,41 | 25,9 | 17,0 | 11,2 | 0,403 | 53,0 | 16840 |
| | 9 | 7,69 | 11760 | 38,9 | 0,118 | 4,44 | 25,4 | 16,9 | 10,2 | 0,853 | 52,5 | 15390 |
| | 10 | 6,99 | 10630 | 32,3 | 0,083 | 4,16 | 24,0 | 15,3 | 9,47 | 0,165 | 51,6 | 15010 |

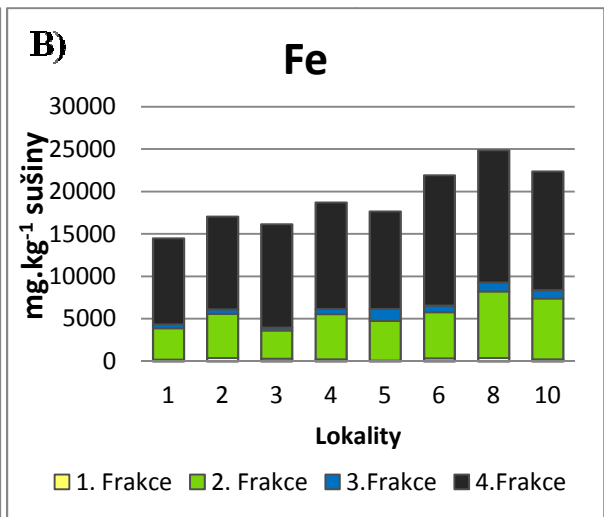
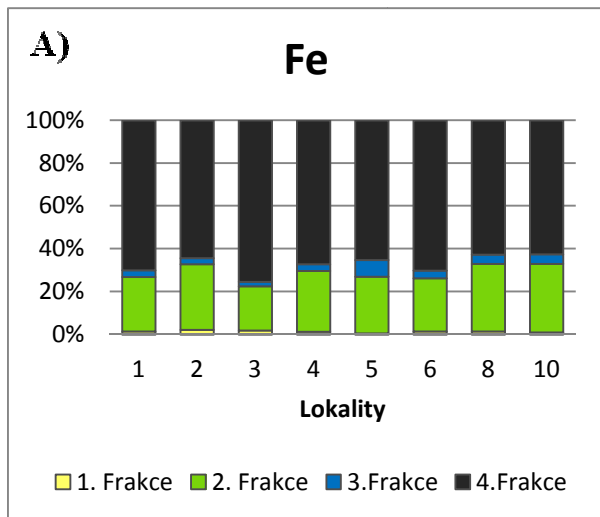
Příloha IV

Grafy sekvenční extrakce ze srpna 2012









Příloha V

A) Koncentrace stopových prvků (mg kg⁻¹) naměřené v larvách chrostíků Hydropsychidae za jednotlivé měsíce a roční průměry

| Lokality/ Měsíc | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|-------------------------------------|------------|------------|------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------------|
| As (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 2,2 | 2,2 | 1,6 | 1,6 | 2,8 | 2,0 | 1,6 | 2,0 | 3,2 | 2,0 |
| Červen | 2,2 | 2,0 | 2,6 | 3,0 | 2,4 | 1,8 | 1,2 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Srpen | 1,8 | 1,8 | 2,2 | 3,4 | 2,2 | 2,0 | 5,2 | 1,8 | 1,8 | 2,6 |
| Říjen | 2,4 | 1,6 | 2,0 | 3,4 | 3,0 | 3,0 | 2,0 | 2,2 | 2,2 | 2,4 |
| Prosinec | 2,0 | 1,0 | 1,8 | 3,2 | 3,4 | 2,6 | 2,2 | 2,6 | 2,0 | 2,6 |
| průměr | 2,1 | 1,7 | 2,0 | 2,9 | 2,8 | 2,3 | 2,4 | 1,9 | 2,0 | 2,1 |
| Al (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 727 | 586 | 304 | 505 | 831 | 673 | 451 | 924 | 652 | 498 |
| Červen | 809 | 465 | 925 | 1359 | 889 | 756 | 604 | 562 | 703 | 884 |
| Srpen | 1142 | 291 | 530 | 1154 | 781 | 833 | 765 | 773 | 1011 | 1564 |
| Říjen | 1227 | 205 | 630 | 1271 | 1036 | 1408 | 799 | 906 | 1135 | 1211 |
| Prosinec | 900 | 180 | 643 | 962 | 748 | 1060 | 1041 | 1150 | 1403 | 1156 |
| průměr | 961 | 345 | 606 | 1050 | 857 | 946 | 732 | 863 | 980 | 1063 |
| Cr (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 3,4 | 0,8 | 1,6 | 2,0 | 3,4 | 3,0 | 2,6 | 4,5 | 4,3 | 4,6 |
| Červen | 2,9 | 2,1 | 3,6 | 5,4 | 3,8 | 3,8 | 3,7 | 3,9 | 4,5 | 9,3 |
| Srpen | 3,7 | 1,2 | 2,1 | 4,6 | 3,3 | 3,5 | 4,1 | 4,7 | 5,0 | 13,6 |
| Říjen | 4,0 | 0,9 | 2,1 | 4,2 | 3,9 | 5,2 | 3,1 | 3,5 | 4,1 | 5,7 |
| Prosinec | 2,9 | 1,3 | 2,4 | 3,5 | 3,1 | 3,9 | 3,9 | 4,3 | 4,8 | 4,6 |
| průměr | 3,4 | 1,3 | 2,4 | 3,9 | 3,5 | 3,9 | 3,5 | 4,2 | 4,5 | 7,6 |
| Cu (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 19 | 25 | 19 | 20 | 19 | 22 | 18 | 22 | 19 | 22 |
| Červen | 18 | 23 | 20 | 28 | 23 | 24 | 23 | 23 | 24 | 36 |
| Srpen | 14 | 11 | 12 | 16 | 14 | 19 | 20 | 26 | 30 | 26 |
| Říjen | 16 | 12 | 9,7 | 16 | 19 | 20 | 15 | 17 | 16 | 19 |
| Prosinec | 15 | 17 | 16 | 21 | 19 | 20 | 19 | 22 | 18 | 23 |
| průměr | 17 | 18 | 15 | 20 | 19 | 21 | 19 | 22 | 21 | 25 |
| Ni (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 4,6 | 2,5 | 1,8 | 2,4 | 4,3 | 3,8 | 2,3 | 3,8 | 2,1 | 3,0 |
| Červen | 3,1 | 2,9 | 3,8 | 6,5 | 5,3 | 4,2 | 3,5 | 3,4 | 3,8 | 6,0 |
| Srpen | 4,1 | 1,3 | 2,8 | 4,5 | 3,3 | 3,4 | 4,0 | 5,3 | 4,1 | 8,4 |
| Říjen | 4,3 | 1,6 | 2,3 | 4,4 | 5,0 | 5,6 | 3,6 | 4,1 | 4,1 | 5,3 |
| Prosinec | 3,4 | 2,0 | 3,1 | 5,0 | 4,3 | 5,4 | 5,3 | 6,4 | 4,6 | 5,4 |
| průměr | 3,9 | 2,1 | 2,7 | 4,6 | 4,4 | 4,5 | 3,7 | 4,6 | 3,8 | 5,6 |

| | | | | | | | | | | |
|------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Pb | | | | | | | | | | |
| (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 1,7 | 0,6 | 0,9 | 1,1 | 3,8 | 2,8 | 2,4 | 2,8 | 2,2 | 3,2 |
| Červen | 1,8 | 1,4 | 2,9 | 4,5 | 4,1 | 3,4 | 2,9 | 3,2 | 3,3 | 8,7 |
| Srpen | 2,4 | 0,9 | 2,4 | 4,2 | 3,6 | 3,7 | 3,8 | 5,0 | 4,5 | 6,3 |
| Říjen | 2,2 | 0,6 | 2,1 | 3,9 | 3,9 | 4,9 | 3,9 | 7,4 | 3,7 | 4,5 |
| Prosinec | 1,7 | 0,6 | 2,3 | 3,8 | 3,8 | 5,3 | 5,7 | 6,4 | 5,5 | 7,1 |
| průměr | 2,0 | 0,8 | 2,12 | 3,5 | 3,84 | 4,0 | 3,7 | 5,0 | 3,8 | 6,0 |
| Hg | | | | | | | | | | |
| (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 0,066 | 0,020 | 0,061 | 0,057 | 0,020 | 0,063 | 0,086 | 0,110 | 0,190 | 0,190 |
| Červen | 0,108 | 0,266 | 0,181 | 0,165 | 0,136 | 0,257 | 0,196 | 0,187 | 0,167 | 0,397 |
| Srpen | 0,094 | 0,203 | 0,158 | 0,171 | 0,128 | 0,127 | 0,144 | 0,477 | 0,151 | 0,546 |
| Říjen | 0,073 | 0,393 | 0,338 | 0,310 | 0,174 | 0,151 | 0,175 | 0,122 | 0,125 | 0,220 |
| Prosinec | 0,057 | 0,391 | 0,316 | 0,343 | 0,207 | 0,149 | 0,118 | 0,133 | 0,167 | 0,181 |
| průměr | 0,073 | 0,252 | 0,205 | 0,203 | 0,131 | 0,143 | 0,135 | 0,195 | 0,141 | 0,288 |
| Zn | | | | | | | | | | |
| (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 118 | 142 | 91 | 101 | 172 | 123 | 123 | 144 | 136 | 130 |
| Červen | 132 | 103 | 102 | 153 | 145 | 131 | 175 | 191 | 138 | 260 |
| Srpen | 140 | 77 | 96 | 129 | 144 | 146 | 130 | 137 | 129 | 208 |
| Říjen | 106 | 90 | 92 | 117 | 134 | 124 | 110 | 110 | 117 | 153 |
| Prosinec | 103 | 99 | 96 | 108 | 121 | 134 | 122 | 138 | 125 | 128 |
| průměr | 120 | 102 | 956 | 122 | 143 | 131 | 132 | 144 | 129 | 176 |
| Fe | | | | | | | | | | |
| (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 1611 | 556 | 581 | 813 | 1878 | 1156 | 809 | 1184 | 718 | 1153 |
| Červen | 1348 | 964 | 1696 | 2548 | 1742 | 1253 | 1061 | 1016 | 873 | 1148 |
| Srpen | 1553 | 469 | 925 | 1857 | 1344 | 1238 | 1393 | 1505 | 1325 | 2185 |
| Říjen | 1929 | 478 | 1019 | 2051 | 1939 | 2342 | 1436 | 1702 | 1524 | 1792 |
| Prosinec | 1412 | 356 | 1113 | 1696 | 1425 | 1728 | 1780 | 1998 | 1707 | 1941 |
| průměr | 1571 | 565 | 1067 | 1793 | 1666 | 1543 | 1296 | 1481 | 1229 | 1644 |

B) Koncentrace stopových prvků (mg kg⁻¹) naměřené v pijavkách *Erpobdella* sp. za jednotlivé měsíce a roční průměry

| Lokality / Měsíc | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|-------------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|
| As (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 2,6 | 5,4 | 5,4 | 6,8 | 8,2 | 7,2 | 3,8 | 7,0 | 8,0 | 5,0 |
| Červen | 3,4 | 8,4 | 8,8 | 10 | 7,6 | 7,8 | 5,2 | 8,2 | 9,2 | 0,8 |
| Srpen | 3,8 | 2,6 | 4,2 | 5,4 | 4,2 | 2,6 | 3,0 | 3,0 | 3,2 | 3,6 |
| Říjen | 4,6 | 5,4 | 5,6 | 5,6 | 4,6 | 3,0 | 4,8 | 8,2 | 5,4 | 4,6 |
| Prosinec | 5,4 | 3,8 | 7,0 | 6,0 | 4,8 | 5,6 | 4,0 | 4,4 | 5,4 | 4,2 |
| průměr | 4,0 | 5,1 | 6,2 | 6,9 | 5,9 | 5,2 | 4,2 | 6,2 | 6,2 | 3,6 |
| Al (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 64 | 65 | 102 | 112 | 57 | 96 | 102 | 78 | 236 | 11 |
| Červen | 25 | 105 | 110 | 115 | 242 | 153 | 76 | 31 | 72 | 176 |
| Srpen | 38 | 28 | 47 | 31 | 91 | 357 | 178 | 46 | 96 | 36 |
| Říjen | 63 | 34 | 94 | 38 | 36 | 70 | 107 | 98 | 66 | 56 |
| Prosinec | 79 | 122 | 151 | 390 | 768 | 158 | 79 | 255 | 72 | 124 |
| průměr | 54 | 71 | 101 | 137 | 239 | 167 | 108 | 102 | 108 | 80,6 |
| Cr (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 0,4 | 0,4 | 0,6 | 2,3 | 2,4 | 0,4 | 0,4 | 1,1 | 0,9 | 0,8 |
| Červen | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 0,3 | 0,4 | 0,4 | 0,5 | 1,1 | 0,1 |
| Srpen | 0,1 | 0,5 | 0,4 | 0,5 | 0,2 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,7 |
| Říjen | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 0,5 | 0,9 | 0,3 | 0,4 | 0,2 |
| Prosinec | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | 0,4 | 0,2 | 0,1 |
| průměr | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,7 | 0,7 | 0,4 | 0,5 | 0,5 | 0,6 | 0,4 |
| Cu (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 21 | 26 | 32 | 51 | 47 | 41 | 43 | 54 | 35 | 17 |
| Červen | 45 | 47 | 72 | 69 | 66 | 70 | 46 | 73 | 79 | 6,6 |
| Srpen | 60 | 15 | 18 | 31 | 58 | 50 | 30 | 25 | 38 | 21 |
| Říjen | 50 | 16 | 21 | 30 | 46 | 63 | 34 | 46 | 38 | 35 |
| Prosinec | 42 | 17 | 27 | 43 | 50 | 62 | 41 | 28 | 38 | 13 |
| průměr | 43 | 24 | 34 | 45 | 53 | 57 | 39 | 45 | 46 | 18 |
| Ni (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 0,63 | 0,87 | 0,62 | 1,1 | 2,0 | 1,00 | 0,5 | 1,9 | 1,1 | 1,2 |
| Červen | 0,38 | 0,62 | 0,88 | 0,89 | 0,75 | 0,63 | 0,75 | 0,75 | 1,1 | 0,25 |
| Srpen | 0,37 | 0,63 | 0,63 | 0,61 | 2,1 | 0,75 | 0,62 | 0,38 | 0,39 | 0,88 |
| Říjen | 0,50 | 0,38 | 0,50 | 0,50 | 1,6 | 1,50 | 1,10 | 0,50 | 0,75 | 0,63 |
| Prosinec | 0,63 | 0,62 | 0,75 | 0,38 | 0,38 | 0,50 | 0,88 | 0,63 | 0,51 | 1,30 |
| průměr | 0,50 | 0,63 | 0,68 | 0,70 | 1,40 | 0,88 | 0,78 | 0,83 | 0,79 | 0,85 |
| Pb (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 0,7 | 1,9 | 2,3 | 2,5 | 3,9 | 3,2 | 3,8 | 3,0 | 2,4 | 1,0 |

| | | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Červen | 1,1 | 1,7 | 3,3 | 3,4 | 3,9 | 4,2 | 2,9 | 3,6 | 4,9 | 0,4 |
| Srpen | 1,4 | 0,9 | 2,2 | 2,4 | 6,7 | 3,0 | 2,0 | 1,2 | 3,5 | 1,6 |
| Říjen | 1,3 | 1,0 | 2,3 | 2,2 | 3,8 | 3,7 | 3,2 | 2,7 | 3,5 | 2,7 |
| Prosinec | 1,1 | 0,6 | 2,1 | 2,5 | 3,2 | 6,3 | 3,8 | 2,0 | 3,4 | 0,8 |
| průměr | 1,1 | 1,2 | 2,4 | 2,6 | 4,3 | 4,1 | 3,1 | 2,5 | 3,54 | 1,3 |
| Hg (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 0,084 | 0,081 | 0,125 | 0,161 | 0,362 | 0,348 | 0,946 | 0,235 | 0,218 | 0,167 |
| Červen | 0,131 | 0,252 | 0,294 | 0,198 | 0,155 | 0,176 | 0,347 | 0,273 | 0,470 | 0,054 |
| Srpen | 0,192 | 0,164 | 0,165 | 0,143 | 0,279 | 0,262 | 0,317 | 0,207 | 0,388 | 0,146 |
| Říjen | 0,174 | 0,191 | 0,205 | 0,134 | 0,191 | 0,381 | 1,179 | 0,237 | 0,253 | 0,285 |
| Prosinec | 0,112 | 0,189 | 0,234 | 0,157 | 0,201 | 0,292 | 0,445 | 0,213 | 0,350 | 0,233 |
| průměr | 0,124 | 0,167 | 0,192 | 0,143 | 0,202 | 0,232 | 0,552 | 0,209 | 0,294 | 0,160 |
| Zn (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 233 | 468 | 315 | 379 | 612 | 810 | 333 | 618 | 802 | 331 |
| Červen | 393 | 760 | 706 | 659 | 809 | 770 | 748 | 1024 | 1249 | 127 |
| Srpen | 454 | 162 | 281 | 290 | 344 | 325 | 321 | 298 | 419 | 359 |
| Říjen | 467 | 211 | 286 | 290 | 301 | 435 | 332 | 469 | 514 | 485 |
| Prosinec | 426 | 221 | 277 | 319 | 333 | 417 | 383 | 310 | 496 | 231 |
| průměr | 395 | 364 | 373 | 388 | 480 | 551 | 423 | 544 | 696 | 307 |
| Fe (mg.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Duben | 184 | 256 | 359 | 497 | 524 | 430 | 188 | 379 | 528 | 291 |
| Červen | 216 | 279 | 481 | 496 | 340 | 395 | 400 | 440 | 565 | 146 |
| Srpen | 132 | 283 | 261 | 348 | 211 | 279 | 222 | 237 | 191 | 456 |
| Říjen | 208 | 177 | 232 | 226 | 274 | 300 | 547 | 284 | 243 | 187 |
| Prosinec | 267 | 204 | 223 | 198 | 133 | 251 | 284 | 374 | 173 | 208 |
| průměr | 201 | 240 | 311 | 353 | 296 | 331 | 328 | 343 | 340 | 258 |

C) Koncentrace stopových prvků (mg kg⁻¹) naměřené v jepicích čel. Baetidae za duben

| Lokality/ prvky (mg.kg ⁻¹) | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|--|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| As | 1,2 | 2,0 | 1,2 | 1,2 | 1,0 | 1,0 | 1,2 | 1,6 | 1,6 | 1,4 |
| Al | 285 | 312 | 293 | 214 | 329 | 399 | 260 | 487 | 325 | 390 |
| Cr | 1,2 | 1,0 | 1,6 | 0,9 | 1,4 | 1,1 | 0,8 | 0,8 | 1,0 | 1,1 |
| Cu | 19 | 25 | 24 | 28 | 22 | 27 | 27 | 26 | 24 | 24 |
| Ni | 1,5 | 2,0 | 1,8 | 2,3 | 1,5 | 1,3 | 1,3 | 1,4 | 1,5 | 1,6 |
| Pb | 0,7 | 0,7 | 1,1 | 0,7 | 0,8 | 0,9 | 0,6 | 0,6 | 0,7 | 0,8 |
| Hg | 0,06 | 0,11 | 0,18 | 0,07 | 0,07 | 0,06 | 0,11 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| Zn | 213 | 251 | 221 | 253 | 246 | 254 | 275 | 260 | 264 | 292 |
| Fe | 590 | 442 | 659 | 393 | 481 | 476 | 317 | 293 | 387 | 431 |