

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Bioakumulace vybraných těžkých kovů ve vodním toku  
Březná**

**Bc. Zdeněk Vogl**

Diplomová práce  
předložená  
na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků  
na získání titulu Mgr. v oboru  
Hydrobiologie

Vedoucí práce: RNDr. Petr Hekera, Ph.D.

Olomouc 2016



Vogl Z. (2016). Bioakumulace vybraných těžkých kovů ve vodním toku Březná. Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 85 s., v češtině.

## **Abstrakt**

Kvalita vody ve vodním toku Březná je ovlivněna širokou škálou cizorodých látek, mezi které patří těžké kovy. Tyto jsou součástí zejména průmyslových odpadních vod produkovaných textilním závodem v horní části povodí. Jejich monitoring v zájmovém toku probíhá nepravidelně a pouze ve vodné fázi vodního prostředí. Pro posouzení míry ekologické zátěže je nezbytné se zaměřit na jejich sledování i v jiných složkách vodního ekosystému, především v těch biotických. Cílem práce bylo zhodnotit míru zatížení řeky Březná vybranými těžkými kovy (Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr).

Výzkum probíhal od května do září v roce 2014. Vybrané těžké kovy byly stanoveny ve vzorcích původního a instalovaného vodního mechorostu pramenička obecná (*Fontinalis antipyretica* Hedw.), plavenin a vody. Vzorky těchto matric byly odebírány ze zvolených lokalit řeky Březné, vzorky vodního mechorostu navíc z vybraných stanovišť referenčních toků, Tichá Orlice a Bystřice.

Vzorky vody odebrané ze zájmového toku vykazovaly obsahy vybraných kovů, které byly pod mezí detekce používaného přístroje AAS Avanta GBC. Téměř ve všech vzorcích vodního mechorostu a plavenin byly zjištěny detekovatelné koncentrace těchto prvků. Hodnoty obsahů vybraných kovů ve vzorcích instalovaného a původního mechorostu odebraných pod výpustěmi odpadních vod řeky Březná byly ve všech případech vyšší v porovnání s referenčními hodnotami. Prokazatelný rozdíl byl zjištěn pouze u chromu, jehož obsahy byly v původním mechorostu z této části zájmového toku cca 2,5krát vyšší než v přirozeně se vyskytujícím mechorostu z referenčního toku Tichá Orlice. Vzorky plavenin, hodnocené podle příslušných norem a legislativy stanovující kvalitativní limity pro vybrané látky (Normy environmentální kvality), obsahovaly nadlimitní koncentrace kadmia a niklu.

**Klíčová slova:** bioakumulační monitoring, *Fontinalis antipyretica*, plaveniny, řeka Březná, těžké kovy, voda

Vogl Z. (2016). Bioaccumulation of selected heavy metals in the water flow Brezna. MSc. thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, 85 pp., in Czech.

## **Abstract**

The quality of water in the river Březná is influenced by a variety of contaminants including heavy metals coming mainly from industrial waste water of textile industry on the upper stream. Monitoring of these metals is irregular and is done only in the water phase of the river environment. For more detailed research on ecological burden it is essential to examine other phases too, especially the biotic ones. The aim of this study was to evaluate the rate of contamination by selected heavy metals (Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr) in the Březná river.

The research was carried out from May to September 2014. Selected metals were determined in the samples of the original and installed moss *Fontinalis antipyretica*, suspended solids and water. Samples of these materials were collected from selected parts of the river Březná, samples of the moss were additionally collected from selected places of reference watercourses Tichá Orlice and Bystřice.

All water samples collected from Březná contained selected heavy metals below detection level of used device AAS Avanta GBC. Detectable concentrations of heavy metals were found in almost all samples of the moss and suspended solids. The values of contents of selected metals from places situated under wastewater drains in the Březná river were higher than the ones from reference watercourses in all cases. A provable difference was found only for chrome whose contents in the original moss were app. 2.5 times higher compared to the original moss from a reference watercourse Tichá Orlice. Samples of suspended solids evaluated according to relevant standards and legislation providing for qualitative limits for selected substances (Environmental Quality Standards) contained excessive concentrations of cadmium and nickel.

**Key words:** bioaccumulation monitoring, Březná river, *Fontinalis antipyretica*, heavy metals, suspended solids, water

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením RNDr. Petra Hekery, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci dne 4. ledna 2016

.....  
Podpis

## Obsah

Seznam tabulek.....	viii
Seznam obrázků .....	ix
Seznam příloh .....	xii
1. Úvod.....	1
2. Cíl práce.....	5
3. Materiál a metody.....	6
3.1. Charakteristika vodního toku Březná.....	6
3.1.1. Znečištění vodního toku odpadními vodami.....	7
3.2. Terénní průzkum zájmového úseku řeky Březné .....	9
3.2.1. Výběr lokalit pro chemický monitoring těžkých kovů.....	10
3.2.1.1. Popis zvolených lokalit .....	10
3.2.2. Výběr sentinelového vodního organismu .....	13
3.2.3. Výběr dalších matric pro chemický monitoring těžkých kovů .....	16
3.3. Volba a terénní průzkum referenčních vodních toků .....	16
3.3.1. Tichá Orlice.....	17
3.3.2. Bystřice.....	19
3.4. Instalace vzorkovačů plavenin a mechorostu v řece Březné .....	20
3.5. Odběr vzorků.....	21
3.5.1. Terénní měření vybraných parametrů vody .....	23
3.6. Laboratorní zpracování a analýza vzorků.....	23
4. Výsledky .....	25
4.1. Obsahy vybraných těžkých kovů v přirozeně se vyskytujícím mechorostu .....	25
4.1.1. Trendy obsahů sledovaných prvků v původním mechorostu .....	29
4.1.2. Obsahy vybraných kovů v původním mechorostu z jednotlivých lokalit řeky Březné a Tiché Orlice.....	33
4.2. Obsahy vybraných těžkých kovů v instalovaném mechorostu .....	33
4.2.1. Trendy obsahů sledovaných prvků v instalovaném mechorostu.....	37
4.3. Obsahy vybraných těžkých kovů v plaveninách.....	38
4.3.1. Trendy obsahů sledovaných prvků v plaveninách .....	43
4.3.2. Obsahy vybraných kovů v plaveninách z jednotlivých lokalit řeky Březné .....	47
4.4. Obsahy vybraných těžkých kovů ve vodě .....	47
4.5. Srovnání obsahů vybraných těžkých kovů mezi mechorostem a plaveninami.....	48
5. Diskuse .....	50

5.1.	Bioakumulace těžkých kovů ve vodním mechorostu.....	50
5.1.1.	Obsahy vybraných těžkých kovů v přirozeně se vyskytujícím mechorostu .....	50
5.1.2.	Obsahy vybraných těžkých kovů v instalovaném mechorostu .....	53
5.2.	Obsahy vybraných těžkých kovů v plaveninách a ve vodě .....	54
5.3.	Změny v obsazích vybraných kovů v mechorostu a plaveninách během monitoringu .....	55
5.4.	Porovnání zátěže sledovaných matric vybranými těžkými kovy.....	56
5.5.	Hodnocení míry zatížení vodního toku Březné vybranými těžkými kovy .....	57
6.	Závěr.....	60
7.	Literatura.....	62
8.	Přílohy .....	74

## Seznam tabulek

Tabulka 1 Kvantitativní limity normy environmentální kvality (NEK) a globální geogenní standardy dle Turekiana a Wedepohla (T&W) v porovnání s hodnotami obsahu plavenin zjištěnými v řece Březné a Labi. ....	59
Tabulka 2 Obsahy vybraných těžkých kovů ve vzorcích vodního mechorostu Fontinalis antipyretica (přirozený výskyt) odebraných z řeky Březné a Tiché Orlice během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014). ....	74
Tabulka 3 Obsahy vybraných těžkých kovů stanovené ve vzorcích prameničky obecné (Fontinalis antipyretica) odebraných z referenčního toku Bystřice a po 25denní expozici z řeky Březné. ....	75
Tabulka 4 Spearmanův korelační koeficient pro všechny obsahy vybraných těžkých kovů stanovených ve vzorcích přirozeně se vyskytujícího vodního mechorostu Fontinalis antipyretica z řeky Březné. ....	75
Tabulka 5 Obsahy vybraných těžkých kovů ve vzorcích plavenin odebraných z řeky Březné během čtyř odběrových termínů (29.6. 2014, 24.7.2014, 18.8. 2014, 12.9. 2014). ....	76
Tabulka 6 Naměřené hodnoty teploty vody (°C) během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014). ....	77
Tabulka 7 Naměřené hodnoty rozpuštěného kyslíku ve vodě (mg/l) během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014). ....	77
Tabulka 8 Naměřené hodnoty pH vody během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014). ....	78



## Seznam obrázků

Obrázek 1 Mapa zájmového území s vyznačenými lokalitami pro chemický monitoring vybraných těžkých kovů. Mapový podklad <a href="http://www.mapy.nature.cz">www.mapy.nature.cz</a> .....	10
Obrázek 2 Stanoviště č. 1 .....	11
Obrázek 3 Stanoviště č. 2 .....	11
Obrázek 4 Stanoviště č. 3 .....	12
Obrázek 5 Stanoviště č. 4 .....	12
Obrázek 6 Stanoviště č. 5 .....	13
Obrázek 7 Zvolená stanoviště za účelem sledování vybraných těžkých kovů ve vodním toku Tiché Orlici. Mapový podklad <a href="http://www.mapy.nature.cz">www.mapy.nature.cz</a> .....	18
Obrázek 8 Stanoviště č. 1 .....	18
Obrázek 9 Stanoviště č. 2 .....	19
Obrázek 10 Místo odběru prameničky obecné ( <i>Fontinalis antipyretica</i> ) z referenčního vodního toku Bystřice. Mapový podklad <a href="http://www.mapy.nature.cz">www.mapy.nature.cz</a> .....	20
Obrázek 11 Obsah niklu stanovený ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014). .....	25
Obrázek 12 Obsah zinku stanovený ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014). .....	26
Obrázek 13 Obsah mědi stanovený ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014). .....	27
Obrázek 14 Obsah olova stanovený ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014). .....	28
Obrázek 15 Obsah kadmia stanovený ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014).....	28
Obrázek 16 Obsah chromu stanovený ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014).....	29
Obrázek 17 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 30.6.2014).....	30
Obrázek 18 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 30.6.2014).....	30
Obrázek 19 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 25.7.2014).....	31
Obrázek 20 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 25.7.2014).....	31
Obrázek 21 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 19.8.2014). .....	32
Obrázek 22 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích <i>Fontinalis antipyretica</i> odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice (19.8. 2014).....	32
Obrázek 23 Obsah niklu před a po 25denní expozici <i>Fontinalis antipyretica</i> v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).....	34
Obrázek 24 Obsah zinku před a po 25denní expozici <i>Fontinalis antipyretica</i> v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).....	34
Obrázek 25 Obsah mědi před a po 25denní expozici <i>Fontinalis antipyretica</i> v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).....	35

Obrázek 26 Obsah olova před a po 25denní expozici Fontinalis antipyretica v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).....	36
Obrázek 27 Obsah kadmia před a po 25denní expozici Fontinalis antipyretica v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).....	36
Obrázek 28 Obsah chromu před a po 25denní expozici Fontinalis antipyretica v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).....	37
Obrázek 29 Průběh obsahů mědi a olova zjištěných v instalované Fontinalis antipyretica odebrané po 25denní expozici z lokalit řeky Březné (28.6.2014).....	38
Obrázek 30 Průběh obsahů niklu, zinku, kadmia a chromu zjištěných v instalované Fontinalis antipyretica odebrané po 25denní expozici z lokalit řeky Březné (28.6.2014).....	38
Obrázek 31 Obsah niklu stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).....	39
Obrázek 32 Obsah zinku stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).....	40
Obrázek 33 Obsah mědi stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).....	40
Obrázek 34 Obsah olova stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).....	41
Obrázek 35 Obsah kadmia stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).....	42
Obrázek 36 Obsah chromu stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).....	42
Obrázek 37 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (29.6.2014).....	43
Obrázek 38 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (29.6.2014).....	43
Obrázek 39 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (24.7.2014).....	44
Obrázek 40 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (24.7.2014).....	44
Obrázek 41 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (18.8.2014).....	45
Obrázek 42 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (18.8.2014).....	45
Obrázek 43 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (18.8.2014).....	46
Obrázek 44 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (12.9.2014).....	46
Obrázek 45 Box ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve Fontinalis antipyretica a v plaveninách odebraných ze zvolených lokalit zájmového toku během tří odběrových období (29. - 30.6.2014, 24. - 25.7.2014, 18. - 19. 8. 2014).....	49
Obrázek 46 Box ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve vzorcích vodního mechrostu Fontinalis antipyretica (přirozený výskyt) odebraných z řeky Březné a Tiché Orlice během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014). ....	79

Obrázek 47 Mean ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve vzorcích vodního mechorostu Fontinalis antipyretica (přirozený výskyt) odebraných z řeky Březné a Tiché Orlice během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014). .....	80
Obrázek 48 Box ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve vzorcích plavenin odebraných z řeky Březné během čtyř odběrových termínů (29.6. 2014, 24.7.2014, 18.8. 2014, 12.9. 2014). ....	81
Obrázek 49 Mean ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve vzorcích plavenin odebraných z řeky Březné během čtyř odběrových termínů (29.6. 2014, 24.7.2014, 18.8. 2014, 12.9. 2014). ....	82
Obrázek 50 Odpadní vody vypouštěné z ČOV v Bílé Vodě do recipientu (pořízeno 25.5.2014). ....	83
Obrázek 51 Výpusť vedoucí z textilního závodu Intercolor (pořízeno 6.7. 2013). ....	83
Obrázek 52 Odpadní vody přiváděné z ČOV v Bílé Vodě podzemním kanálem do odpadní strouhy (pořízeno 17.8.2014). ....	83
Obrázek 53 Odpadní vody odváděné odpadní strouhou do řeky Březné (pořízeno 17.8.2014). ....	84
Obrázek 54 Vzorek makrozoobentostu odebraný z lokality řeky Březné (pořízeno 14.5.2014). ....	84
Obrázek 55 Odběr vzorku přirozeně se vyskytujícího vodního mechorostu Fontinalis antipyretica z vybrané lokality řeky Březné (pořízeno 30.6.2014) .....	84
Obrázek 56 Instalace vodního mechorostu Fontinalis antipyretica prostřednictvím techniky „moss-bag“ ve zvolené lokalitě řeky Březné (pořízeno 3.6.2014). ....	84
Obrázek 57 Přeprava trsů vodního mechorostu Fontinalis antipyretica z referenčního toku Bystřice (pořízeno 2.6. 2014). ....	84
Obrázek 58 Instalace pasivního vzorkovače plavenin ve vybrané lokalitě řeky Březné (pořízeno 4.6.2014) .....	84

## Seznam příloh

<b>Příloha 1:</b> Tabulky .....	74
<b>Příloha 2:</b> Grafy .....	79
<b>Příloha 3:</b> Fotodokumentace .....	83

## **Poděkování**

Moc rád bych poděkoval svému vedoucímu diplomové práce RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D. za jeho vstřícný přístup a cenné rady, jak v laboratoři, tak při samotném zpracování této práce. Dále bych chtěl poděkovat Aloisi Kubíčkoví, provoznímu čistírny odpadních vod v Bíle Vodě. V neposlední řadě děkuji svým rodičům a své přítelkyni za jejich podporu během studia na vysoké škole.

## 1. Úvod

Mezi významné globální problémy patří stále častěji diskutované znečišťování životního prostředí cizorodými látkami. V současnosti se běžně používá téměř 100 tisíc chemických sloučenin, které se různými cestami dostávají do prostředí (Randák 2013). K polutantům ekologicky zatěžujícím vodní ekosystémy patří především organické sloučeniny chlóru, polychlorované bifenyly (PCB), karcinogenní polycyklické uhlovodíky a těžké kovy (Spurný 2015).

Za těžké kovy se označuje nesespecifická skupina kovů a polokovů, jejichž hustota je větší než  $5 \text{ g.cm}^3$  (Maršálek 2014). Představují skupinu asi 40 prvků s výjimkou alkalických kovů a kovů alkalických zemin. Do této skupiny látek se z důvodu analogického toxikologického působení zařazují i některé amfoterní prvky – arsen a selen (Adámek et al. 2010).

Těžké kovy jsou přirozeně přítomny v zemské kůře a rovněž ve vodním prostředí v závislosti na geologických podmínkách (Svobodová et al. 1996a). Přirozeně se kovy uvolňují do vod erozí podloží a vulkanickou činností (Maršálek 2014). V okolí rudných nalezišť může dojít ke značnému obohacení vodního ekosystému kovy. V tomto případě se jedná o tzv. přirozené pozadí (Svobodová et al. 1996a, Adámek et al. 2010) a při nálezu zvýšených koncentrací kovů o přirozené znečištění. V posledních desetiletích se k přirozenému výskytu přidává významný antropogenní příspěvek, který narušuje přirozenou rovnováhu a vede k mnohonásobnému zvýšení obsahu těžkých kovů v hydrosféře. Obecně hlavním zdrojem těžkých kovů jsou odpady z těžby surovin, ze zemědělství, z průmyslu a městských aglomerací (Modrá 2014). Kroupa a Bürgerová (1988) shrnuli poznatky o vlivu zemědělské výroby na obsah těžkých kovů v přilehlých vodních tocích. Podle Hanela a Luska (2005) hlavním zdrojem znečištění recipientu kovy jsou odpadní vody z těžby a zpracování rud, z hutí, z povrchové úpravy kovů, z textilního a kožedělného průmyslu. Přehled průmyslových procesů, produkujících odpady s obsahem sloučenin těžkých kovů uvádí Hyánek et al. (1991). Randák (2013) zdůrazňuje, že zdroji kontaminace vodních ekosystémů jsou také komunální odpadní vody tzv. „vyčištěné“ z čistíren odpadních vod.

Na rozdíl od organických polutantů jsou kovy perzistentní a v přírodě nepodléhají biologickému, chemickému ani fyzikálnímu rozkladu na neškodné produkty (Modrá 2014). V hydrosféře pak dochází k hromadění těchto kovů, obzvláště v sedimentech dna, kde je např. obsah olova o čtyři řády vyšší než ve vodě (Hanel a Lusk 2005). Množství

kovů v sedimentech obecně závisí na stupni zatížení dané lokality, na charakteru sedimentů (Svobodová et al. 1996a), na imobilizačních a remobilizačních procesech (Pitter 2009).

Kromě celkového obsahu kovů ve vodním prostředí má z toxikologického hlediska značný význam i jejich samotná forma výskytu (Vávrová 2004, Pitter 2009, Adámek et al. 2010). Podle Svobodové et al. (1996a) kovy snáze přecházejí do vodních organismů v rozpustné formě a ve formě jednoduchých iontů. Většina z nich je ve stopovém množství nezbytná pro životní pochody organismů, při vyšších koncentracích se však projevuje jejich toxicita. Za mimořádně nebezpečné těžké kovy lze považovat rtuť (Svobodová et al. 1996), dále pak kadmium, olovo a arsen (Spurný 2015). Právě tyto kovy mají schopnost se koncentrovat v živých organismech a způsobit řadu akutních či chronických onemocnění (Perry et al. 1988, Tölgyessy et al. 1989, Deflora et al. 1994, Gauthier et al. 1998, Itow et al. 1998, Patrick 2006, Serafim et Bebianno 2007). Obzvláště vysokého akumulčního koeficientu dosahují kovy v podobě organokovů, toxičtějších forem lipofilní povahy (Adámek et al. 2010). Jako příklad lze uvést vznik methyl-, dimethyl- a fenylrtuti (ATSDR 1999) nebo mono-, di-, trimethylarsinu (Bentley et Chasteen 2002). Podle Jacksona (1997) je z hlediska environmentálního zatížení nejdůležitější formou rtuti methylrtuť. Tato organická forma zaujímá v hydrosféře pouze malou část z celkového obsahu rtuti (cca 5 %) (Li et Cai 2013), přesto má výraznou tendenci bioakumulace v potravních řetězcích vodních ekosystémů (Houserová et al. 2005). Se zvyšující se hladinou trofického řetězce narůstá i koncentrace rtuti. Výsledkem tzv. biomagnifikace je nejvyšší zatížení posledních trofických článků, tedy vrcholových predátorů, resp. dravých ryb (Svobodová et al. 1996a, Lusk et Hanel 2005, Randák 2013, Maršálek 2014). Podle Watrase et Blooma (1992) se v rybách nachází přes 90 % methylrtuti z celkové rtuti a nejvíce se ukládá v jejich svalovině (Cibulka et al. 1991, Spurný 2015). Obecně jsou pro konzumaci nejproblematičtější staré, resp. hmotnostně vyšší exempláře dravých druhů ryb pocházející z volných vod a z významně znečištěných lokalit (Maršálek et al. 2005, 2006).

V současné době je národní a evropskou legislativou nařízeno sledování cizorodých látek v hydrosféře za účelem jakostní ochrany vod a odhalování případných rizik konzumace vodních organismů. Pro komplexní posouzení míry zátěže vodních ekosystémů se využívá kombinace chemického a biologického monitoringu (Bláhová et Svobodová 2014).

V rámci chemického monitoringu se sledují koncentrace polutantů včetně těžkých kovů v abiotických a biotických složkách vodního prostředí (Svobodová et al. 1996, Pitter 2009).

Z abiotických matric je sediment dna považován za významný indikátor zatížení vodních ekosystémů (Svobodová et al. 1996a, Pitter 2009). Lze ho využít téměř ve všech typech povrchových vod, kromě horních partií řek, kde jeho struktura je hrubší a sorpční kapacita nižší (Burton 2002). Pro informování o aktuálním či dlouhodobém stavu znečištění ve vodních tocích jsou vhodnou matricí splaveniny. Tyto se často transportují na velké vzdálenosti a snadno tak rozšiřují kontaminaci (Vignati et al. 2005). Naopak pro hodnocení dlouhodobé zátěže povrchových vod je nejméně vhodný jednorázový odběr vody (Bláhová et Svobodová 2014). Nově jsou pro tyto účely využívány pasivní odběry za použití pasivních vzorkovačů (Kočí et Grabic 2008).

Mezi nejvýznamnější akumulátorové sentinelové vodní organismy patří ryby (Bláhová et Svobodová 2014). Hellawell (1986), Rosenberg et Resh (1993) popisují striktní kritéria, která musí indikační druhy vodních organismů včetně ryb splňovat. Většina ryb je charakteristická svou migrací. Volba takovýchto druhů pro bioindikaci by adekvátně neodrážela skutečné znečištění zkoumaných lokalit, z tohoto důvodu je výběr rybích bioindikátorů omezen pouze na několik druhů (Svobodová et al. 1996a). Obecně vhodné jsou ve všech typech povrchových vod s výjimkou úhoře říčního (*Anguilla anguilla*, Linnaeus, 1758) dravé ryby, mimo ně se v tekoucích vodách využívá jelec tloušť (*Squalius cephalus*, Linnaeus, 1758) (Svobodová et al. 1987, Havelková et al. 2008), parma obecná (*Barbus barbus*, Linnaeus, 1758) a v dolních částech řek a údolních nádržích i cejn velký (*Abramis brama*, Linnaeus, 1758) (Svobodová et al. 1996a). Z dalších biologických matric se pro sledování těžkých kovů využívají biofilmy (Kohušová et al. 2011, Leontovyčová et al. 2012), vybraní živočichové ze skupiny makrozoobentosu (Obolewski 2010, Kolaříková et al. 2012) a některá makrofyta (Bláhová et Svobodová 2014).

Mezi významné akumulátorové sentinelové vyšší rostliny patří i vodní mechorosty (Siebert et al. 1996, Bruns et al. 1997), které jsou součástí flóry řek a jezer (Carballeira et al. 1998). Neselektivní mechanismy zahrnující výměnu iontů přes buněčnou stěnu dovolují adsorpci mikronutrientů a kovových kontaminantů ve formě kationtů (Mouvet et Claveri 1999, Bleuel et al. 2005, Fernandez et al. 2006). Procesy bioakumulace kovů vodními mechy se zkoumají od roku 1970 (Mouvet et Claveri 1999, Croisetiere et al. 2001, Rehe et al. 2001) a jsou běžně používány ve výzkumech



antropogenně zatížených řek a jezer (Engleman et McDuffett 1996). Používají se buď tzv. autochtonní mechy, tj. mechy přirozeně rostoucí na studovaném místě (Roeck et al. 1995, Bruns et al. 1997) nebo mechy přepravené z nekontaminovaného místa a zasazené do místa výzkumu - tzv. instalované (Ciffroy et al. 1997, Mersch et Reichard 1998, Rasmussen et Andersen 1999).

V současné době probíhá na území České republiky monitoring cizorodých látek v 257 profilech na významných vodních tocích (ČHMÚ 2015). Počet sledovaných lokalit i spektrum ukazatelů znečištění povrchových vod se vzhledem k narůstající antropogenní činnosti stále rozšiřuje (Bláhová et Svobodová 2014). Mimořádně důležité je sledování polutantů perzistentní povahy ve všech typech vodních ekosystémů (Svobodová et al. 1996). Tyto se často z antropogenních zdrojů dostávají do vodního prostředí v subletálních koncentracích a bioakumulují se v exponovaných vodních organismech. Jejich toxické účinky nejsou na první pohled patrné, projeví se až za několik let formou chronických onemocnění, změnou druhové diverzity a abundance vodní bioty (Randák 2013). Dlouhodobě exponované lokality cizorodými látkami mohou mít zhoršenou kvalitu vody natolik, že v nich není možný výskyt a produkce ryb. Taková místa jsou označena jako „mrtvá“ (Svobodová et al. 1987).

Stejně jako jiné vodní toky v České republice, tak i řeka Březná je znečištěna polutanty perzistentní povahy, konkrétně těžkými kovy. Jejich zdrojem je především textilní závod, který prostřednictvím čistírny odpadních vod nebo přímo vypouští své odpadní vody do recipientu. V této práci se snažím zjistit míru zatížení vodního toku Březné vybranými těžkými kovy prostřednictvím chemického monitoringu.

## 2. Cíl práce

Vodní tok Březná je obecně známý svou zhoršenou kvalitou vody. Je to dáno především výskytem emisně zpoplatněných cizorodých látek. Tyto jsou součástí průmyslových odpadních vod, které jsou vypouštěny oficiálně přes čistírnu odpadních vod v Bílé Vodě do recipientu. Na konci čistícího procesu však musí vykazovat povolené emisní hodnoty, které se pravidelně sledují na odtoku v tzv. „pročištěné“ odpadní vodě. Také ve vodním toku se tyto polutanty monitorují, avšak nepravidelně a pouze ve vodní matici. Pro posouzení míry ekologické zátěže je nezbytné se zaměřit na jejich sledování i v jiných složkách vodního ekosystému, především v těch biotických. Obzvláště nutné je sledování cizorodých látek perzistentní povahy, v tomto případě těžkých kovů.

Na základě výše uvedených faktů byl pro předloženou práci vytyčen následující cíl:

- Posoudit míru zatížení vodního toku Březné na základě analýzy obsahů vybraných těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb) ve zvolených složkách vodního ekosystému [voda, plaveniny a vodní mechorost pramenička obecná (*Fontinalis antipyretica* Hedw.)].

Výsledky této diplomové práce budou sloužit jako informační materiál o ekologickém stavu vodního toku Březné z hlediska zatížení vybranými těžkými kovy. Budou určeny především pro správce toku, závod Horní Moravu, resp. Povodí Moravy se sídlem v Šumperku, dále pro sportovní rybáře a místní obyvatele, kterých se znečištění přímo dotýká.

### 3. Materiál a metody

#### 3.1. Charakteristika vodního toku Březná

Řeka Březná se nachází na území Pardubického a Olomouckého kraje. Protéká katastrálním územím obcí - Malá Morava, Písařov, Červená Voda, Štítý, Drozdov, Cotkytle, Tatenice a Hoštejn (ČGS 2015).

Pramení na jihovýchodních svazích vrcholu Jeřábu v nadmořské výšce 890 m. Z těchto svahů stéká jihozápadním směrem v podobě lesní bystřiny až k obci Červené Vodě, resp. Bílé Vodě. V těchto místech se do něj vlévá pravostranný přítok, Červenovodský potok. Poté se stáčí k jihu, ve střední části povodí protéká otevřenou krajinnou tvořenou nelesními biotopy, šířka řečiště zde dosahuje 4-5 m. Vodní tok v tomto úseku má rozvolněný charakter. Nad městem Štítý tvoří jeho přítoky další dva vodní toky, Písařovský potok a Čistá. Pod městem se řeka Březná začíná svírat a prohlubovat, získává divoký charakter, řečiště dosahuje prudšího spádu a v kamenitém korytě se objevují mohutné přejeje. Spád se zmírňuje až pod obcí Drozdovskou Pilou, charakter toku však zůstává stejný. Vodní tok je v tomto úseku z okolních svahů napájen celou řadou potoků, nejvýznamnější z nich jsou potoky Jedelský, Cotkytelský a potok Šumvalák. Dále směrem k ústí vytváří meandry s šířkou řečiště až 6 m. V konečné fázi ústí jako levostranný přítok u obce Hoštejn do Moravské Sázavy ve výšce 310 m n. m. (Štefáček 2008).

Území povodí řeky Březné se rozkládá na ploše 130,441 km<sup>2</sup> a samotná délka toku činí 31,7 km. Z hydrologických parametrů vodního toku lze uvést průměrný průtok s 1,75 m<sup>3</sup>/s a specifický odtok s 16,1 l/s.km<sup>2</sup>.

Vodní tok je hospodářsky velice významný a po celé jeho délce spadá do pstruhového pásma (ČRS 2015).

Geomorfologicky povodí Březné náleží třem celkům, Hanušovické vrchovině, Kladské kotlině a Zábřežské vrchovině (Demek 1987). Reliéf území je velice členitý, tvořený 5 typy geomorfologických regionů. Největší podíl z celého povodí zabírají členité pahorkatiny. Podloží údolní nivy řeky Březné a jejích přítoků tvoří vrstvy fluvialních sedimentů (hlína, písek, štěrk). Ve střední, rovinaté části povodí se nachází fragmenty svrchno-křídových sedimentů, typu jílovce, slínovce a prachovce. Okolní svahy jsou převážně tvořeny metamorfovanými horninami, rulami a svory (ČGS 2015). Ve vyšších polohách je půdní složení zastoupeno acidními kambizeměmi, dystrickými kambizeměmi a místy i kambizemními podzoly. Na úpatí svahů směrem do nižších poloh se vyvinuly

luzizemě, často pseudoglejové a typické hnědozemě (Culek 1995). Klimatické poměry v povodí Březné se od severu k jihu značně liší. V severní části je průměrná roční teplota 4,5 °C a průměrný roční úhrn srážek činní 800-900 mm. Naopak směrem k jihu se průměrná roční teplota zvyšuje na 6,4 °C a úhrn srážek klesá na 700-800 mm za rok (Tolasz 2007).

### **3.1.1. Znečištění vodního toku odpadními vodami**

Vodní tok Březná vykazuje obecně zhoršenou kvalitu vody. Příčinou snížené jakosti jsou zejména průmyslové odpadní vody. V menší míře vodní tok zatěžují komunální odpadní vody vzhledem k jejich efektivnímu čištění v čistírnách odpadních vod (ČOV). Odpadní voda z domácností je tedy z velké části zbavena biologicky odbouratelných organických látek a nutrientů, především sloučenin dusíku, méně pak fosforu. Nicméně podle Randáka (2013) v současné době jsou právě splaškové odpadní vody považovány za nejčastější znečišťovatele téměř všech vodních toků na našem území. Příčinou jsou lidmi využívané, stále nové cizorodé chemické sloučeniny, tytu xenobiotik, kosmetických přípravků aj., které procházejí čistícím procesem do recipientů takřka beze změny. Pro vodní ekosystémy mohou následně představovat potenciální riziko, které se může projevit s časovým odstupem.

Kromě polutantů obsažených v komunálních odpadních vodách je řeka Březná navíc zatížena cizorodými látkami průmyslových odpadních vod, konkrétně textilních odpadních vod. Jejich zdrojem je textilní závod Intercolor nacházející se v horní části povodí, v Bíle Vodě.

V současné době je tato textilní společnost v povodí Březné jedinou svého druhu, avšak do roku 2005 tomu bylo jinak. Textilní výrobou se zabývala také firma San Valentino, která sídlila v bezprostřední blízkosti této textilní společnosti v bývalých prostorách závodu Perla.

Textilní společnost Intercolor od jejího založení v roce 1992 stále rozvíjí své výrobní technologie. V současnosti se zabývá barvením a úpravou pletenin a tkanin. Nezbytnou složkou výrobního procesu je voda, která je čerpána přímo z vodního toku. Celková roční spotřeba činí 244,9 tis. m<sup>3</sup>. Voda je součástí pracích a barvicích procesů širokého spektra textilního materiálu. Také používaná barviva se vyznačují širokým druhovým zastoupením (IC 2015). Konkrétně se jedná o tato barviva, jejichž vlastnosti popisuje Arient (1968): reaktivní, sirná, kypová, kyselá, disperzní, saturnová, bazická a kovokomplexní. Právě kovokomplexní barviva často smíchaná s kyselými představují

výraznou ekologickou zátěž pro životní prostředí, protože ve své molekule obsahují kationt některého těžkého kovu (nejčastěji chromu). Přesto se často používají pro jejich velmi dobrou stálost v praní (Hrdina 1996). Z barvení se do odpadních vod kromě vybraných těžkých kovů (Cr, Cu, Ni, Zn, Pb) dostávají soli, alkálie, oxidační látky, dále organické látky jako mýdla, tenzidy, organická barviva atd. (Kepák 2005). Z čistících procesů přírodních materiálů, jako je bavlna a vlna, jsou odpadní vody charakteristické svou vysokou alkalitou. Dále při mechanických úpravách textilních materiálů (např. při broušení) vzniká celá řada nerozpustných látek. Po smíchání odpadních vod ze všech technologických postupů se tvoří vysoce heterogenní směs.

Tyto textilní odpadní vody by měly být odváděny pouze do čistírny odpadních vod v Bílé Vodě, přesto bylo zaznamenáno i jejich nelegální vypouštění přímo do recipientu. Před pročištěním vykazují podle provozovatele ČOV vysoké hodnoty BSK<sub>5</sub> (až 942,1 mg/l), CHSK<sub>Cr</sub> (až 3316,6 mg/l), pH (10-13) a teploty (30-35 °C). Mimo jiné mají proměnlivé zbarvení dané různým poměrem používaných barviv.

Do čistírny odpadních vod kromě průmyslových odpadních vod jsou přiváděny prostřednictvím jednotné kanalizace také odpadní vody komunální. Čistící proces zde probíhá ve třech stupních, v primárním, sekundárním a terciálním. Textilní odpadní vody jsou čištěny především v prvním stupni složeném z mechanické a chemické fáze čištění. V mechanické části jsou odpadní vody zbaveny hrubých nečistot, zachycených na česlech, sítích a v lapačích písku. Podstatný proces čištění textilních odpadních vod zahrnuje chemická část, založena na metodě chemického číření. Jedná se o proces používaný pro odstranění suspendovaných a koloidně dispergovaných látek z vody. Jeho podstatou je převedení malých částic na větší a jejich následné separaci prostřednictvím sedimentace. Tohoto procesu lze dosáhnout destabilizací zmíněných látek a následným spojením s přípravky sloučenin tzv. kolagulanty (Adámek et al. 2010), v tomto případě síranem železnatým, neboli zelenou skalicí. Kromě odpadů z textilního závodu tato čistící metoda je vhodná i pro odstranění fosforu obsaženého v komunálních odpadních vodách. Dochází totiž k jeho navázání na zoxidované železité ionty. V daném případě je tedy terciální stupeň zakomponován v chemické části primární fáze čištění. Při nízkém pH se dále do čistících nádrží přidává suspenze oxidu vápenatého, která vyrovnává acidobazickou rovnováhu odpadní vody. Výsledkem chemického číření jsou mechanicky odstranitelné vločky určené k odvozu na skládku.

Po chemickém pročištění se odpadní voda odvádí do aktivačních nádrží, kde prostřednictvím mikroorganismů (tzv. aktivačního kalu) a vysokých dávek kyslíku

dochází k mineralizaci biologicky odbouratelných organických látek na látky anorganické (např. voda, CO<sub>2</sub> atd.). Tato biologická fáze čištění je vhodná především pro splaškové odpadní vody, které mají velké zastoupení těchto organických látek v podobě fekálií. Poté jsou odpadní vody se zbytky aktivačního kalu odváděny do kruhové dosazovací nádrže, kde dojde k jejich separaci prostřednictvím sedimentace a následnému vypouštění do recipientu.

Na konci čistícího procesu odpadní vody vykazují snížené hodnoty BSK<sub>5</sub> (pod 40 mg/l), CHSK<sub>Cr</sub> (pod 230 mg/l) a pH (7-8). Také teplota vody se výrazně snižuje, přesto je cca o 4 °C vyšší než teplota vody ve vodním toku, dochází tedy k tepelnému znečištění (Pitter 2009). Kromě výše uvedených emisních ukazatelů v pročištěné odpadní vodě se dále sledují rozpuštěné anorganické soli (RAS), absorbovatelné organicky vázané halogeny (AOX), chloristany, sírany, povrchově aktivní látky (PAL), uhlovodíky (C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub>), nerozpustné látky a vybrané kovy (Cu, Fe, Zn, Ni, Cr, Cr<sup>VI</sup>).

Mimo sledování emisních hodnot vybraných ukazatelů na odtoku odpadní vody se provádí také chemický monitoring přímo ve vodním toku. Ten vykonávají pracovníci Vodohospodářských laboratoří Povodí Moravy ve dvou profilech. První se nachází na 20 říčním kilometru v Mlýnickém Dvoře, tj. cca 1 km pod výpustí odpadní vody z ČOV v Bílé Vodě. Druhý monitorovací profil je umístěn až na samotném ústí řeky Březné u obce Hoštejn. V obou monitorovacích profilech se sledují vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti vody včetně obsahu těžkých kovů. Tyto jsou kontrolovány pouze ve vodní matici dvanáctkrát ročně. Chemický monitoring v Mlýnickém Dvoře se od monitoringu v Hoštejně liší pouze tím, že sledování parametrů vody se zde neprovádí každý rok (poslední byl vykonán v roce 2013).

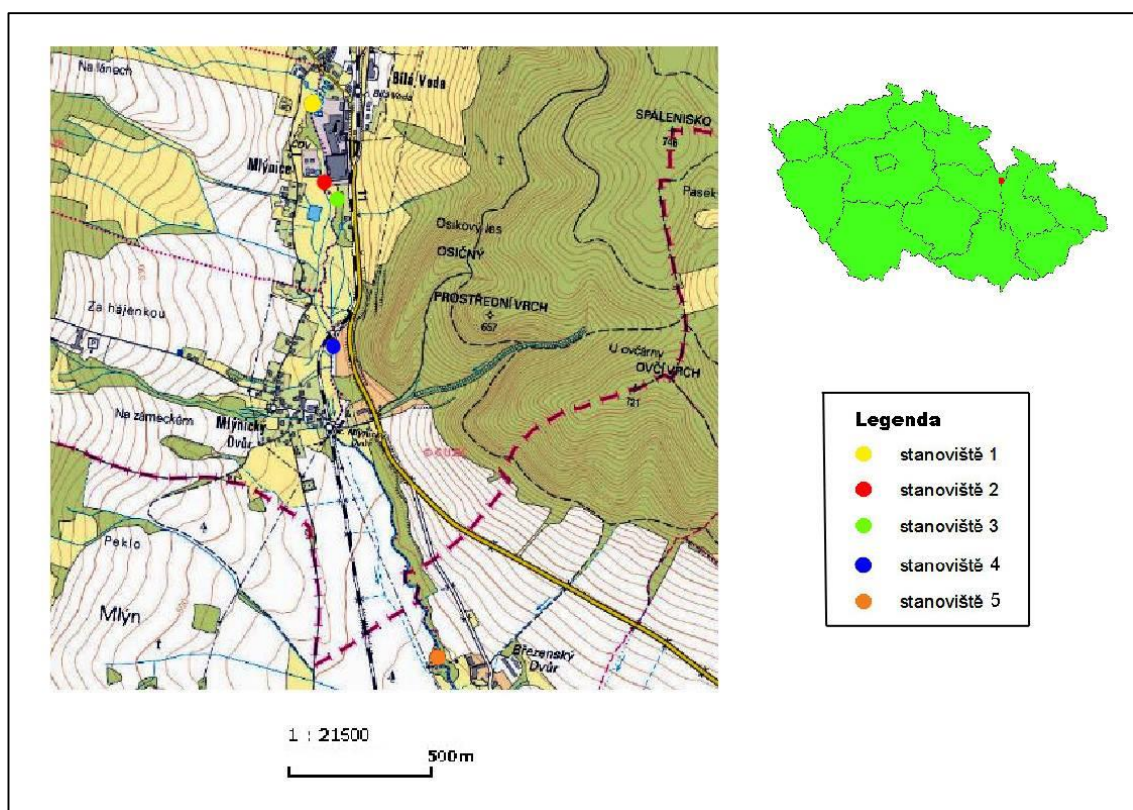
### **3.2. Terénní průzkum zájmového úseku řeky Březné**

Terénní průzkum vodního toku Březné se konal v květnu roku 2014. Nebyl však uskutečněn v celé jeho délce, ale pouze v jeho horní části, v místech, kde jakost vody je ovlivněna průmyslovými odpadními vodami a také nad jejich výpustěmi. Konkrétně bylo prozkoumáno 8 km, a to od obce Březné (18 říční kilometr) až k Moravskému Karlovu (26 říční kilometr).

Cílem terénního průzkumu bylo vybrat vhodné lokality pro chemický monitoring vybraných těžkých kovů a s ním i související výběr vhodného sentinelového organismu a dalších složek vodního ekosystému.

### 3.2.1. Výběr lokalit pro chemický monitoring těžkých kovů

Během terénního průzkumu bylo stanoveno celkem pět lokalit reprezentujících míru zatížení vodního toku vybranými těžkými kovy. Pouze jedna z nich byla situována nad permanentním zdrojem znečištění, tj. 300 m nad výpustí ČOV v Bílé Vodě. Ostatní čtyři stanoviště byla zvolena v nepravidelné vzdálenosti po proudu pod tímto zdrojem.



Obrázek 1 Mapa zájmového území s vyznačenými lokalitami pro chemický monitoring vybraných těžkých kovů. Mapový podklad [www.mapy.nature.cz](http://www.mapy.nature.cz)

#### 3.2.1.1. Popis zvolených lokalit

Zvolené lokality byly charakterizovány přesnou polohou ve vodním toku, základními hydromorfologickými parametry říčního koryta, popisem břehové linie a širšího okolí.

### Stanoviště 1

GPS souřadnice: 50.016282N, 16.744973E

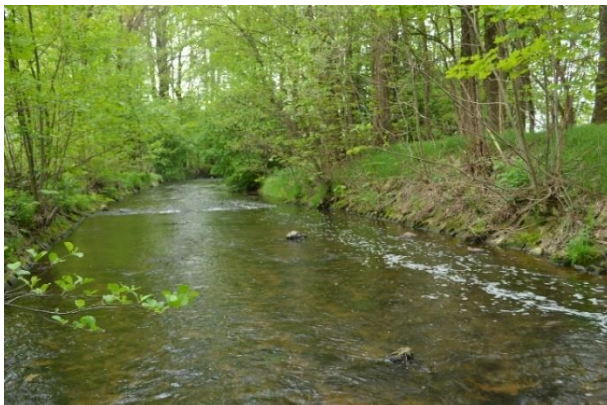


Obrázek 2 Stanoviště č. 1

První stanoviště představuje nejvýše vybranou lokalitu ve vodním toku. Přesně se nachází 300 m nad výpustí odpadních vod ČOV v Bílé Vodě. Vodní tok je v této části napřímen a charakterizován silným proudem. Příčinou vysoké rychlosti vody je náhlá změna nivelety způsobená stabilizačním stupněm. Šířka řečiště dosahuje 3,5 m a hloubka vody se pohybuje v rozmezí 25-40 cm. Sediment dna je velmi hrubý, složený z kamenů (do 30 cm), šterku a ojediněle i písku. Břehy mají prudší sklon. Břehovou vegetaci tvoří především travní porosty s fragmenty olše lepkavé (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). V blízkosti vodního toku se nachází pozemky využívané k pastvě koní a výše po proudu protíná recipient relativně frekventovaný silniční most.

### Stanoviště 2

GPS souřadnice: 50.013266N, 16.746214E



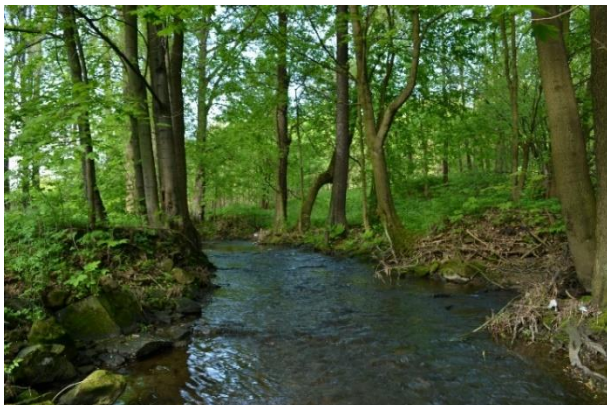
Obrázek 3 Stanoviště č. 2

Druhá lokalita se nachází přímo pod zdrojem znečištění (tj. pod výpustí ČOV a textilního závodu). Řečiště je v daném úseku napřímené a mírně rozšířené. Šířka koryta měří 4 m a výška vodního sloupce činí pouze 10 - 20 cm. Sediment dna má převážně kamenito-šterkový charakter (5-20 cm) místy překrytý nánosy bahna. Vzhledem k poměrně malé velikostní struktuře dnového substrátu převažuje zde laminární proudění s nižší rychlostí. Břehy jsou svažité, zpevněné dlaždicemi a kořeny stromů, nejčastěji olšin. V bezprostřední blízkosti toku se na jedné straně rozkládá areál textilního závodu a na straně druhé rozsáhlý komplex čistírny odpadních vod.



### Stanoviště 3

GPS souřadnice: 50.012687N, 16.747123E

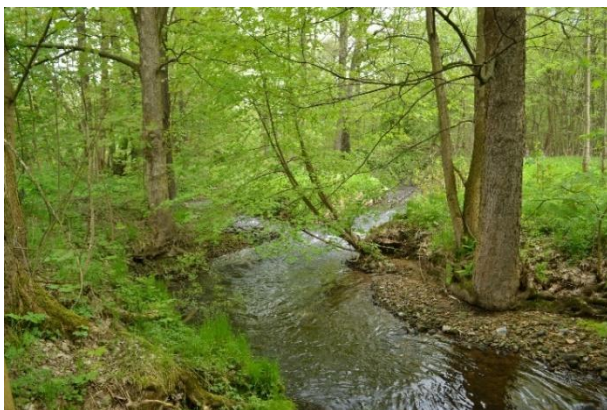


Obrázek 4 Stanoviště č. 3

Třetí stanoviště reprezentuje druhou odpadní výpušť vedoucí z textilního závodu přímo do recipientu. Od předešlé lokality je vzdálené pouze 150 m, přitom charakter vodního toku je zde výrazně odlišný. Geometrie toku je nepozměněná, koryto se zužuje (do 3 m), zvyšuje se rychlost proudu a hloubka vody dosahuje místy až 70 cm. Sediment dna je velice pestrý, od velkých kamenů (až 40 cm) po šterko-písčito-bahnité nánosy. Břehy se vyznačují mírnějším sklonem a jsou lemovány vzrostlými javoro-olšinovými porosty. Okolí této části toku je zcela zalesněné nívnými dřevinami.

### Stanoviště 4

GPS souřadnice: 50.007002N, 16.747822E



Obrázek 5 Stanoviště č. 4

Čtvrté stanoviště bylo zvoleno na soutoku řeky Březné s odpadní strouhou, která se vine podél vodního toku téměř od ČOV v Bílé Vodě. Do stoky jsou v případě náhlých silných srážek či jiných důvodů, které souvisí s přesáhnutím kapacity ČOV, nepravidelně z této čistírny přiváděny nepročištěné odpadní vody podzemním kanálem (viz Obrázek č. 52 kapitola Přílohy). Vybraná lokalita se nachází u Mlýnického Dvora, 700 m po proudu od předchozího stanoviště. V daném úseku vodní tok vytváří zákruty, střídá se silný proud s mírným. Šířka koryta je variabilní (od 3- 4,5 m), taktéž hloubka vody (15 - 60 cm). Dnový sediment je složený z větších kamenů (do 30 cm), šterkopísku a ve výsepních zónách z bahna. Sklonitost břehů se snižuje a jejich linii tvoří bylinné porosty s fragmenty javoru mleče (*Acer platanoides* L.). Okolní pozemky jsou taktéž zalesněné jako u předchozí lokality.

## Stanoviště 5

GPS souřadnice: 49.995181N, 16.755941E



Obrázek 6 Stanoviště č. 5

Poslední lokalita č. 5 se nachází nejnižší ze všech předchozích stanovišť, a to před obcí Březnou. Do této části řeky Březné neústí žádná výpusť či kanál, který by přiváděl odpadní vody, kvalita vodního toku může být ovlivněna pouze z výše uvedených zdrojů případně okolních pozemků. Vodní tok

je v tomto úseku rozvolněný s převládajícím silným proudem. Šířka řečiště dosahuje 5 m a výška vodního sloupce měří místy 65 cm. Převažuje zde kamenito-šterkový sediment s lokálními nánosy písku a bahna. Břeh má pouze na pravé straně prudký sklon, což je dáno zpevňujícím kamenitým záhozem. Břehovou vegetaci tvoří travní porosty. V širším okolí toku se rozkládají rozsáhlé zemědělsky využívané pozemky.

### **3.2.2. Výběr sentinelového vodního organismu**

Součástí terénního průzkumu zájmového úseku řeky Březné bylo vybrat vhodný sentinelový vodní organismus pro účely chemického monitoringu. Sentinelovým organismem se rozumí bioakumulativní indikátor, který kumuluje ve svém těle polutanty z prostředí (Bláhová et Svobodová 2014), v tomto případě těžké kovy. Každý takový indikační organismus, který má být zvolen v ekologicky zatíženém vodním ekosystému, musí dále splňovat následující kritéria:

- Taxonomická spolehlivost a snadná determinace.
- Rozšíření na všech monitorovacích lokalitách.
- Omezená pohyblivost (stanovištní druh) a dlouhověkost.
- Vysoká početnost (resp. biomasa).
- Dostatek biologických a autekologických informací.
- Nízká genetická a ekologická variabilita.
- Schopnost tolerovat vysoké koncentrace polutantů v prostředí (Helawell 1986).

Ryby jako konečný produkční článek vodních ekosystémů jsou významnými indikátory stavu zatížení vodního prostředí kovy. Reagují na kontaminaci svým zdravotním stavem, druhovou, velikostní a věkovou strukturou a abundancí. Kromě toho ve svých tělech velice intenzivně kumulují některé těžké kovy, zejména rtuť (Svobodová et al. 1996). Nicméně pro účely chemického monitoringu je jejich druhový výběr značně omezen (Svobodová et al. 1996a). Většina z nich totiž nesplňuje některou z výše uvedených podmínek.

Vodní tok Březná náleží v celé jeho délce do pstruhového pásma, čemuž odpovídá i jeho rybí obsádka. Tato je podle Českého rybářského svazu Místní organizace Králíky a Zábřehu tvořena převážně vysazenými lososovitými druhy. Jedná se o pstruha obecného potočního (*Salmo trutta fario*, Linnaeus, 1758) a pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum, 1792). Podle Svobodové et al. (1996), Spurného (2015) nelze vysazené ryby do volných vod využít jako indikátory zatížení vodního prostředí perzistentními polutanty. Mimo jiné se lososovité ryby vyznačují svou zvýšenou mobilitou (Lusk et Hanel 2005). Z těchto důvodů volba ryb za účelem chemického monitoringu vybraných těžkých kovů nebyla možná.

Výběr sentinelového vodního organismu byl dále zaměřen na potravní skupiny ryb. Těmi jsou ve vyšších partiích tekoucích vod zejména bentičtí živočichové větší než 1 mm, tzv. makrozoobentos. Podle Lišky (2007), Cida et al. (2010), Opatřilové et al. (2011) je tato skupina živočichů velmi dobrým indikátorem zatížení říčních ekosystémů těžkými kovy. Hlavním důvodem její dobré indikace je fixace po celou dobu života nebo po jeho vývojovou fázi na dno příslušné lokality (Liška 2007). Bentičtí živočichové navíc citlivě reagují na vysoké koncentrace těžkých kovů pomalejším růstem a rozmnožováním (Rainbow et Mardsen 2004) nebo redukcí druhové diverzity či abundance (Jop 1991). Svobodová et al. (1996a) dále upozorňují na obsah olova a kadmia v biomase makrozoobentosu, který je řádově vyšší než ve svalovině ryb.

K bioakumulačním studiím se často využívá následujících druhů, případně zástupců vyšších taxonomických jednotek: *Hydropsychidae*, *Erpobdella* sp., *Asellus aquaticus* (Linnaeus, 1758), *Tubifex tubifex* (O. F. Müller, 1774), *Sphaerium* sp., *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Wallace et al. 2003).

Ve vybraných stanovištích v řece Březné proběhl v dvoudenním rozsahu (14.5 - 16.5.2014) kvantitativní odběr vzorků makrozoobentosu se zaměřením na sentinelové druhy (viz výše). Odběr vzorků byl proveden ve všech typech mezohabitatů (ČSN 757703), které se nacházely ve sledovaném úseku (cca 30m) dané lokality. K

samotnému odběru bentických živočichů byla použita kombinace dvou metod, tzv. „kick-sampling“, tj. rozrušování dnových sedimentů nohou a následné zachycení unášených částic do nastavené bentosové sítě. Druhou velice efektivní metodou bylo prosté obírání živočichů z kamenů entomologickou pinzetou (Liška 2007). Veškerý odebraný makrozoobentos byl následně determinován přímo v terénu.

Při analýze vzorků bentických živočichů byly zaznamenány celkem tři sentinelové organismy: *Asellus aquaticus*, *Hydropsyche* sp., *Erpobdella octoculata* (Linnaeus, 1758). První dva byly zjištěny na každé zvolené lokalitě, ovšem jejich početnost, resp. biomasa neodpovídala potřebě laboratorní analýzy. Jiný problém měla hltanovka bahenní, tato byla nalezena pouze na jednom stanovišti (č. 2). Z toho vyplývá, že ani zástupce makrozoobentosu nebylo možné použít jako biakumulační indikátory vybraných těžkých kovů.

Ve vodních tocích podhorského charakteru se dále ke sledování ekologické zátěže využívají vodní mechorosty (Dietz 1973, Empain 1977, Whitton et al. 1981, Zechmeister et al. 2003). Tyto díky svým morfologickým a fyziologickým vlastnostem (Frost 1990) jsou vhodné pro monitoring těžkých kovů v prostředí (Say et Whitton 1983, Jones et Peterson 1985, Mouvet 1985, Tyler 1990). Vodní mechorosty tolerují vysoké koncentrace těchto polutantů ve vodě a navíc je z ní za určitých podmínek (Phillips et Rainbow 1993) efektivně přijímají do svých buněk (Mouvet 1984, Claveri et al. 1994). Biokoncentrační hodnoty těžkých kovů v meších jsou pak několikanásobně vyšší než hodnoty v okolním prostředí (Claveri et al. 1994). Empain (1998) dále poukazuje na pomalou desorpci kovů z vodních mechorostů. Z těchto důvodů se často využívají k posouzení kvality vody v nepravidelně zatěžovaných recipientech průmyslovými odpadními vodami (Samecka-Cymerman et al. 1991), Gonçaves et al. 1992, Lopez et Carballeira 1993, Mouvet et al. 1993).

Mezi nejčastěji využívané sentinelové vodní mechorosty patří následující druhy: *Fontinalis antipyretica*, *Scapania undulata* (L.) Dumort., *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) Cardot. (Cenci 2000, Cesa et al. 2008). Tyto mají významné biakumulační schopnosti a navíc jsou široce distribuovány v lotických systémech celé Evropy (Ramade, 1992; Roy et al., 1996).

Právě *Fontinalis antipyretica* byl nalezen v dostatečném množství ve všech zvolených lokalitách vodního toku Březné. Z tohoto důvodu jeho biomasa byla použita k chemickému monitoringu vybraných těžkých kovů.

### **3.2.3. Výběr dalších matric pro chemický monitoring těžkých kovů**

Součástí výběru vhodného bioakumulačního indikátoru v řece Březné bylo stanovit další matrice vodního ekosystému pro chemický monitoring vybraných těžkých kovů. Tyto měly být abiotického původu charakterizující míru zatížení životního prostředí sentinelového organismu.

Nejpoužívanější abiotickou matricí ve všech typech vodních ekosystémů je voda. Tato složka vodního prostředí sice neodráží jeho dlouhodobé zatížení polutanty perzistentní povahy, ale je nezbytná pro stanovení biokoncentračního faktoru (Svobodová et al. 1996). Z tohoto důvodu byla voda odebírána také ve vodním toku Březné.

Mezi významné matrice neživého původu pro sledování těžkých kovů v tekoucích vodách dále patří sediment dna a plaveniny. Použití první složky vodního prostředí je omezeno zejména ve vyšších partiích řek, kde dnové sedimenty jsou hrubšího charakteru (Burton 2002). Totéž platí i pro zájmový úsek řeky Březné.

Naopak v těchto částech vodních toků se pro tyto účely běžně využívají plaveniny. Jedná se o jemné částice, které jsou rozptýleny v celém průtočném profilu. Tyto částice jsou trvale obklopené vodou a unášeny vodním proudem. Plaveniny tvoří nepřesně definovanou hranici se splaveninami. Širší hranici tvoří písky s velikostí částic v rozmezí od 0,05-7 mm. Vše závisí na hydraulické povaze vodního proudu a zejména na unášecí síle (Tlapák et Henrynek 2001).

Plaveniny mohou být použity pro sledování aktuální či dlouhodobé ekologické zátěže vodního prostředí. Mimo jiné se používají pro hodnocení míry kontaminace na větší vzdálenosti ve vodním toku. Franců et Geršl (2009), Leontovyčová et al. (2012) doporučují používat pasivní vzorkovače plavenin pro zjištění dlouhodobého zatížení vodního ekosystému těžkými kovy. Z těchto důvodů byly použity i v lokalitách zájmového toku.

### **3.3. Volba a terénní průzkum referenčních vodních toků**

Referenčními vodními toky se v tomto případě rozumí recipienty, které nejsou zatíženy průmyslovými odpadními vodami. Celkem byly vybrány dva vodní toky, nicméně každý za jiným účelem.

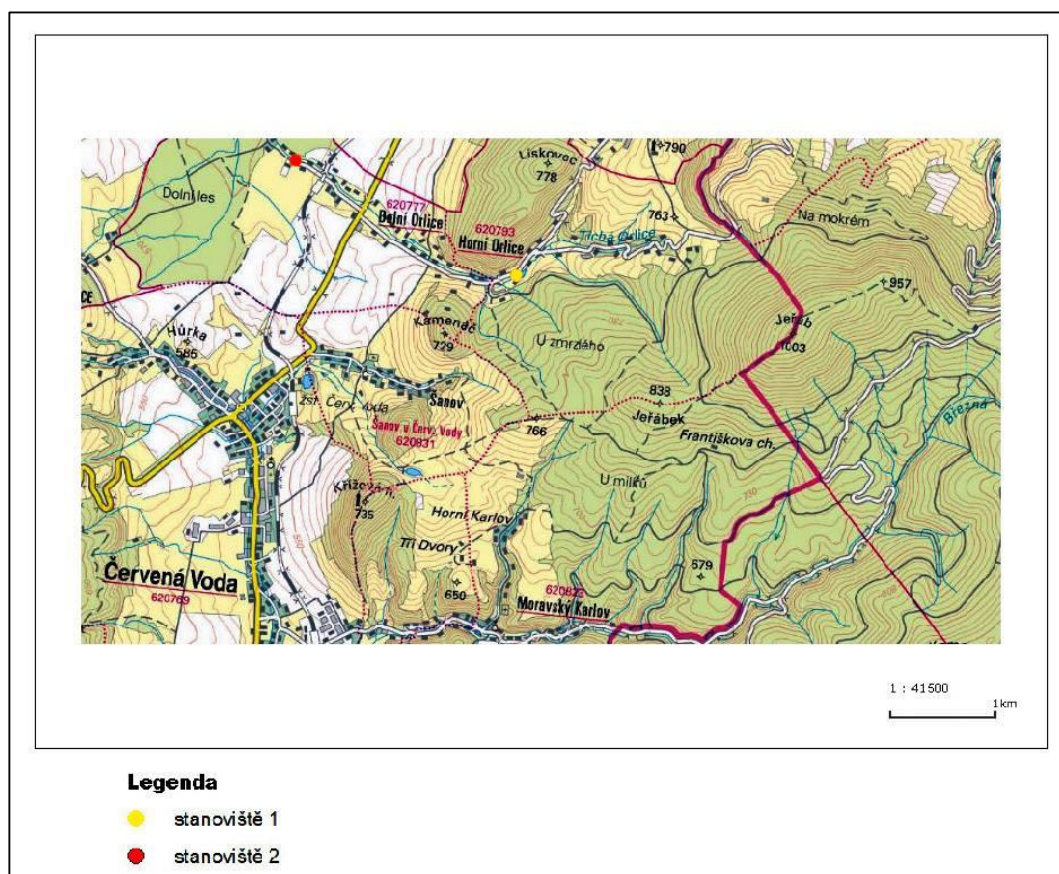
### 3.3.1. Tichá Orlice

První referenční vodní tok představovala Tichá Orlice. Tato pramení pod stejným vrcholem jako řeka Březná, ovšem na jeho západním svahu (850 m.n.m). Od pramene stéká severozápadním směrem lesním porostem a po cca 2 km protéká prvními zástavbami, obcemi Horní Orlicí a Dolní Orlicí (Štefáček 2008). V tomto úseku je geologické podloží shodné se zájmovým územím řeky Březné.

Terénní průzkum byl uskutečněn 18. 5. 2014 v 3,5km úseku vodního toku Tiché Orlice. Tato prozkoumaná část recipientu se nachází na katastrálním území výše uvedených obcí.

Cílem průzkumu bylo nalézt v dostatečném množství vodní mechorek - *Fontinalis antipyretica* a použít je pro monitoring vybraných těžkých kovů, jak je tomu ve vodním toku Březné. Biokoncentrační hodnoty těžkých kovů ve vzorcích mechorek všech sledovaných lokalit by bylo možné poté mezi sebou porovnat a prokázat tak míru znečištění zájmového toku.

Pramenička obecná (*Fontinalis antipyretica*) byla zaznamenána v potřebné biomase pouze na dvou místech v toku. Tato byla následně zvolena pro chemický monitoring vybraných těžkých kovů.



Obrázek 7 Zvolená stanoviště za účelem sledování vybraných těžkých kovů ve vodním toku Tiché Orlice. Mapový podklad [www.mapy.nature.cz](http://www.mapy.nature.cz)

### Stanoviště č. 1

GPS souřadnice: 50.059239N, 16.774895E



Obrázek 8 Stanoviště č. 1

První stanoviště se nachází přímo v obci Horní Orlice. Jedná se o výše položenou lokalitu v referenčním vodním toku. V této části se Tichá Orlice vyznačuje svým přírodě blízkým charakterem. Geometrie toku je zachovalá, stejně tak i jeho hydrologické parametry. Střídá se zde rychlejší proud s mírným. Výška vodního sloupce se pohybuje od 15 - 30 cm a šířka koryta činí 1,5 m. Dnový sediment je hrubší, složený z kamenů (do 15 cm), šterku a lokálně i písku. Břehy se vyznačují mírným sklonem. Břehová vegetace je tvořena převážně travními a keřovými porosty.

V blízkosti vodního toku se nachází několik staveb s pozemky sloužící pro rekreační účely.

## Stanoviště č. 2

GPS souřadnice: 50.067199N, 16.743714E



Obrázek 9 Stanoviště č. 2

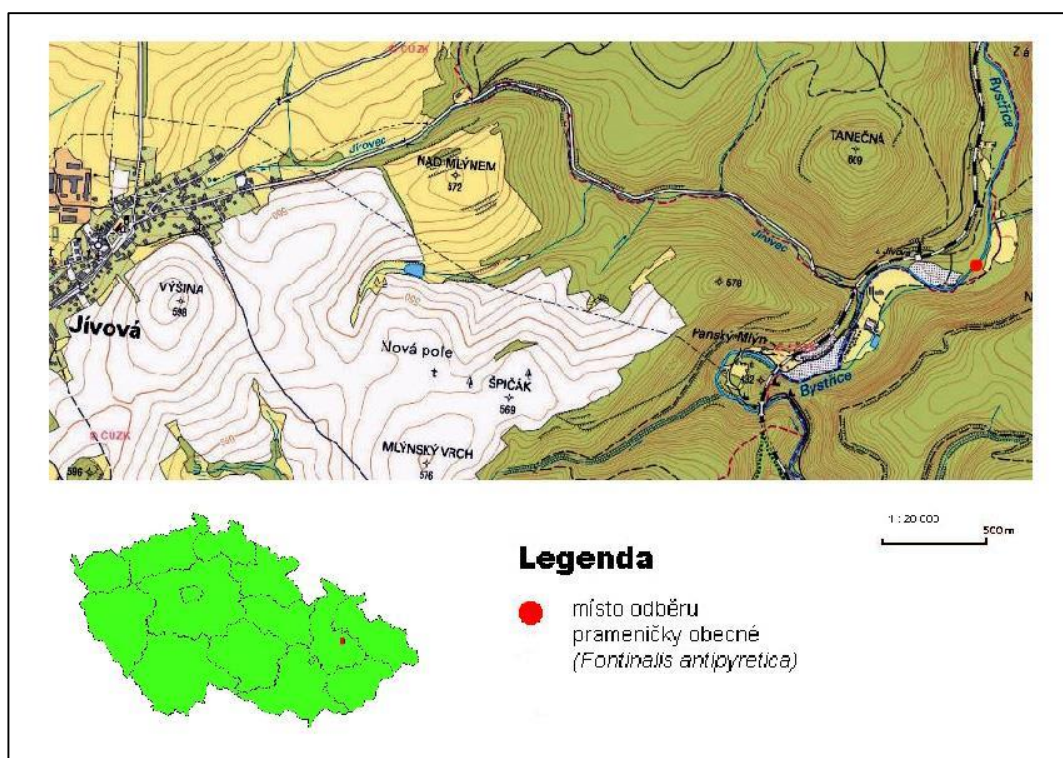
Druhá lokalita byla zvolena 2,5 km po proudu od předchozího stanoviště v obci Dolní Orlice. V tomto úseku je recipient z hydromorfologického hlediska výrazně antropogenně ovlivněn. Koryto toku je napřímené a zúžené (šířka do 1 m). Proud vody se zde vyznačuje svou relativně vysokou rychlostí a hloubka vody dosahuje místy až 40 cm. Sediment dna má zejména štěrko-písčité charakter s ojedinělým výskytem kamenů (do 15 cm). Břehy jsou příkré, zpevněné zarostlými betonovými dlaždicemi. Břehovou vegetaci tvoří stromové porosty olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) a javoru mleče (*Acer platanoides*). Okolní pozemky jsou intenzivně zemědělsky obhospodařované.

### **3.3.2. Bystřice**

Druhým referenčním vodním tokem se stala Bystřice. Tato pramení ve výšce 660 m n.m. v lesnaté oblasti cca 4 km nad obcí Děřfichov nad Bystřicí. Z těchto míst teče převážně jižním směrem a po 53,9 km tvoří v Olomouci levostranný přítok řeky Moravy. Téměř po celé jeho délce protéká Přírodním parkem Údolí Bystřice (Štefáček 2008). To napovídá, že se jedná o ekologicky zachovalý recipient bez průmyslového zatížení.

Řeka Bystřice byla záměrně vybrána za účelem odběru trsů prameničky obecné (*Fontinalis antipyretica*). Tento vodní mechorek byl nalezen v dostatečné biomase pouze v jedné lokalitě (49.710061N, 17.445895E) předem vytipovaného 2km úseku vodního toku. Prozkoumaná část recipientu se nachází na katastrálním území obce Jívové (28 - 30 říční kilometr). Odebrané rostliny (2.6 2014) byly následně druhý den instalovány do všech zvolených lokalit řeky Březné za účelem bioakumulačního monitoringu vybraných těžkých kovů.





Obrázek 10 Místo odběru prameničky obecné (*Fontinalis antipyretica*) z referenčního vodního toku Bystřice. Mapový podklad [www.mapy.nature.cz](http://www.mapy.nature.cz)

### 3.4. Instalace vzorkovačů plavenin a mechorostu v řece Březné

#### Instalace pasivních vzorkovačů plavenin

Pasivní vzorkovače plavenin byly vyrobeny z umělohmotného pletiva (velikost ok 1,5 cm), z pružné silonové tkaniny (velikost ok 0,1 mm) a silonové šňůry. Pletivo u každého vzorkovače bylo vytvarováno do nálevkovitého tvaru (délka 25 cm, průměr otvoru 10 cm) a do jeho vnitřního prostoru byla připevněna silonovou šňůrou silonová tkanina.

Takto připravené vzorkovače plavenin byly instalovány ve sledovaných stanovištích zájmového toku (viz Obrázek č. 58 kapitola Přílohy). Jejich instalace spočívala v připevnění přední části k dřevěnému kůlu, který byl zatlučen do sedimentů dna a zadní části ke kamenu (velikost nad 25 cm). Tímto způsobem byly vzorkovače fixovány cca 10 cm nade dnem natočené směrem proti proudu.

Unášené částice vodou byly postupně zachytávány do silonové tkaniny ve vzorkovači. Díky její flexibilitě bylo zamezeno zpětnému vyplavování plavenin do vodního toku.

Nainstalované pasivní vzorkovače plavenin (4. 6. 2014) byly ponechány v místech monitoringu celkem 100 dní. Pouze silonové tkaniny se vždy po 25 denní expozici v toku měnily za nové (resp. čisté).

#### Instalace prameničky obecné (*Fontinalis antipyretica*)

Instalace vodních mechorostů z nekontaminovaného vodního toku do zatíženého vodního toku těžkými kovy je prováděna v celé řadě studií (Kelly et al. 1987, Carter et Porter 1997, Ciffroy et al. 1997, Mersch et Reichard 1998, Rasmussen et Andersen 1999). Často je využívána technika tzv. moss-bag, kdy trsy mechů jsou umístěny do síťových pytlíků (Witton et al. 1991), v nichž jsou exponovány do sledovaného toku.

Vodní mechorost *Fontinalis antipyretica* byl odebrán z referenčního vodního toku Bystřice a následně instalován (3.6.2014) prostřednictvím techniky moss-bag do vybraných lokalit řeky Březné. Doba expozice instalovaných mechorostů trvala 25 dní. Před vlastní instalací proběhl odběr několika trsů mechorostu za účelem stanovení počáteční koncentrace sledovaných těžkých kovů. Přesný postup odběru je popsán v následující kapitole.

„Síťové pytlíky“ byly vyrobeny z umělohmotného pletiva (velikost ok 1,5 cm) a silonové šňůry (viz Obrázek č. 56 kapitola Přílohy). Jejich rozměry činily 25 x 30 x 10 cm. Instalace mechorostu v moss-bag probíhala obdobně jako u pasivních plaveninových vzorkovačů s tím rozdílem, že musely být položeny v bezprostřední blízkosti dna. Kelly et al. (1987) uvádějí, že pozice mechu v síťce, hustota zabalení, velikost oka síťky a způsob instalace má na příjem těžkých kovů menší vliv.

### **3.5. Odběr vzorků**

#### Pramenička obecná (*Fontinalis antipyretica*)

Odběr vzorků přirozeně se vyskytující prameničky obecné ze všech sledovaných lokalit řeky Březné a referenčního vodního toku Tiché Orlice byl proveden celkem třikrát během tří měsíců (červen, červenec, srpen 2014). Trsy mechů byly odebírány v dostatečné hloubce, aby se zabránilo fyziologickému stresu z expozice na vzduchu (Wehr et al. 1983).

Pouze jednorázově (v červnu 2014) byly odejmuty vzorky instalovaného mechu po 25 denní expozici ze stanovišť zájmového toku.

Trsy vodního mechu byly po vyjmutí z toku promyty v čisté plastové nádobě vodou z odebíraného místa, aby se odstranily živočichové, zbytky sedimentů a další hrubé

nečistoty. Poté se vložily do polyetylenových sáčků s popisem zahrnujícím číslo a datum odběru, název toku a číslo lokality. Takto zaznamenané vzorky byly uloženy v chladicí tašce a připraveny k transportu do laboratoře. Všechny odběry vzorků mechorostů probíhaly v souladu s ČSN 75 7721.

### Plaveniny

Plaveniny zachycené v plaveninových pasivních vzorkovačích byly odejmuty ve všech zvolených lokalitách celkem 4 krát. Každý odběr se konal v 25 denních intervalech v měsících červnu, červenci, srpnu a září roku 2014. Veškeré odběry byly provedeny podle ČSN 75 7051.

Naplavené částice byly vyjmuty ze silonové tkaniny a následně rozprostřeny v čisté plastové nádobě, kde byly zbaveny živočichů a hrubých nečistot organického původu. Poté se vložily do plastových vzorkovnic (1000 ml) označených obdobným způsobem jako vzorkovnice mechů. Tyto byly den před vlastním odběrem promyty destilovanou vodou s koncentrovanou kyselinou dusičnou ( $2 \text{ ml/l}^{-1}$ ). Vzorkovnice s plaveninami byly následně transportovány v chladicí tašce do laboratoře.

### Voda

Odběr vzorků vody proběhl dle ČSN 75 7051 ve stejném období jako odběr vzorků přirozeně se vyskytujících mechorostů, ovšem pouze ve vybraných lokalitách zájmového toku. Odběr vody navíc proběhl jednorázově 18.6.2014 na odtoku ČOV v Bílé Vodě, v odpadní strouze vedoucí z téže ČOV a z výpustě odvádějící průmyslové odpadní vody z textilního závodu přímo do recipientu.

Odběr vody ve sledovaných lokalitách byl prováděn vždy uprostřed recipientu cca 15 cm pod hladinou do plastových vzorkovnic (1000 ml). Tyto byly předem vymyty destilovanou vodou s koncentrovanou kyselinou dusičnou ( $2 \text{ ml/l}^{-1}$ ). Před vlastním odběrem se vzorkovnice propláchly vodou přímo z místa odběru. Odebrané vzorky byly následně zakonzervovány 3 ml kyseliny dusičné a v řádně označených vzorkovnicích uložených chladících taškách byly převezeny k laboratorní analýze.

### **3.5.1. Terénní měření vybraných parametrů vody**

Při každém odběru vzorků vody bylo ve všech zvolených lokalitách provedeno měření vybraných fyzikálně-chemických parametrů vody. Konkrétně se jednalo o tyto ukazatele: teplota vody, obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě a pH.

Teplota vody a obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě byly měřeny oxymetrem (firmy Hanna) s membránovou elektrodou. Právě zjištěná hodnota teploty vody je součástí digitální kalibrace před vlastním měřením obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě.

Při zjišťování hodnoty pH pomocí pH-metru (firmy Voltcraft) bylo nutné nejprve přístroj nakalibrovat prostřednictvím standardních pufrů pH 4 a 7. Poté mohlo dojít k vlastnímu měření.

### **3.6. Laboratorní zpracování a analýza vzorků**

Vzorky vody, mechorostu a plavenin se v laboratorních podmínkách před vlastní analýzou těžkých kovů musely nejprve upravit.

Úprava vody spočívala pouze v její filtraci přes filtrační papír. Vzorky vody tak byly zbaveny případných hrubých nečistot a plavenin.

Trsy mechů byly propláchnuty destilovanou vodou. Poté se z jejich stélek odebraly apikální části (2 cm) (Wells et Brown 1990) určené pro analýzu, aby se minimalizovaly chyby způsobené různou akumulací kapacitou jednotlivých částí rostlin (Wehr et al. 1983). Terminální fyloidy navíc lépe odrážejí stav znečištění (Whitton et al. 1991).

Vrcholové části mechorostu všech vzorků se sušily 10 dní na filtračním papíru. Poté byla sušina z každého vzorku zhomogenizována ve třecí misce a navážena (elektronická váha Precisa 1212 M) na 0,5 gramu.

Všechny odebrané vzorky plavenin byly nejprve vysušeny v sušárně (SANYO-Gallenkamp) při teplotě 105 °C po dobu 2 hodin. Poté byly jednotlivé vzorky rozdrceny ve třecí misce na malé frakce a prosety přes plastové sítko (0,5 mm). Navážka upravených vzorků byla stejná jako u mechorostů.

Pro další úpravu vzorků mechorostu a plavenin byla zvolena metoda pseudototální mineralizace. Navážená sušina těchto matric byla odděleně vložena do teflonových nádob a následně zpracována v mikrovlnném mineralizačním přístroji (BERGHOF SW-2). Každá mineralizační nádoba se vzorkem mechu obsahovala 7 ml HNO<sub>3</sub>, 1 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a se vzorkem plavenin 1 ml HNO<sub>3</sub>, 3 ml HCl. Délka mineralizačního procesu trvala 40 minut

a následné chlazení 15 minut. Výsledné mineralizáty byly doplněny destilovanou vodou do objemu 50 ml a poté přefiltrovány.

Upravené vzorky všech matric byly následně analyzovány na obsah vybraných těžkých kovů (nikl, zinek, měď, olovo, chrom a kadmium) pomocí atomového spektrometru GBC AVANTA  $\Sigma$  v plamenové verzi na plameni acetylen - vzduch (chrom na plameni acetylen - oxid dusný).

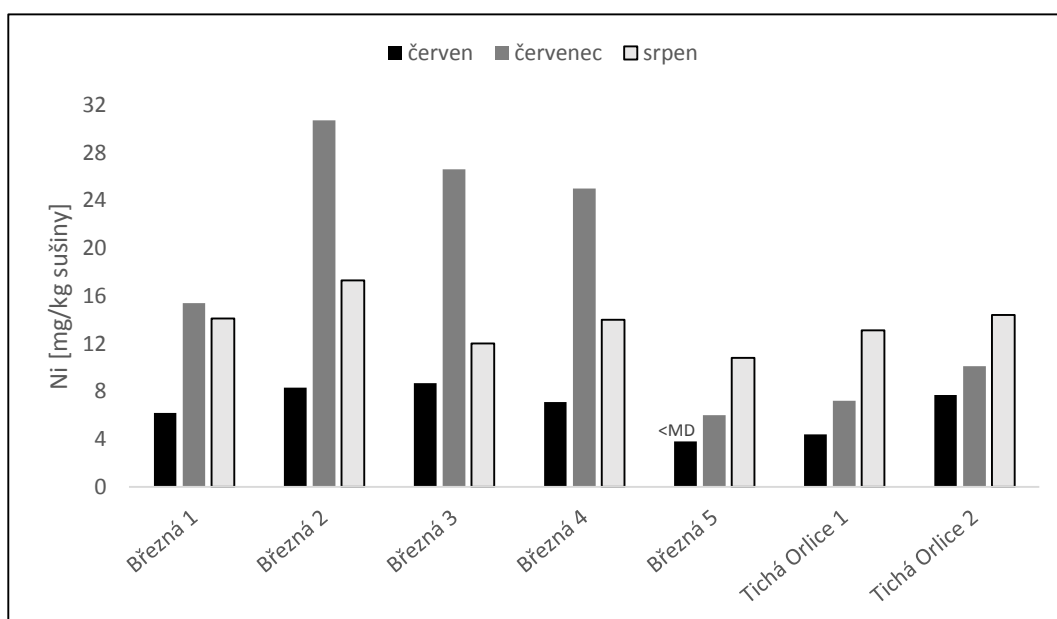
## 4. Výsledky

Výsledky práce jsou rozděleny do pěti hlavních částí zabývajících se maticemi vodního ekosystému. První a druhá část se věnuje zjištěným obsahům vybraných těžkých kovů (Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr) v přirozeně se vyskytujícím či instalovaném vodním mechorostu pramenička obecná (*Fontinalis antipyretica*). Ve třetí a čtvrté části jsou popsány stanovené hodnoty obsahů těchto kovů v plaveninách a ve vodě. Na závěr této kapitoly jsou porovnány obsahy sledovaných prvků mezi vybranými maticemi.

### 4.1. Obsahy vybraných těžkých kovů v přirozeně se vyskytujícím mechorostu

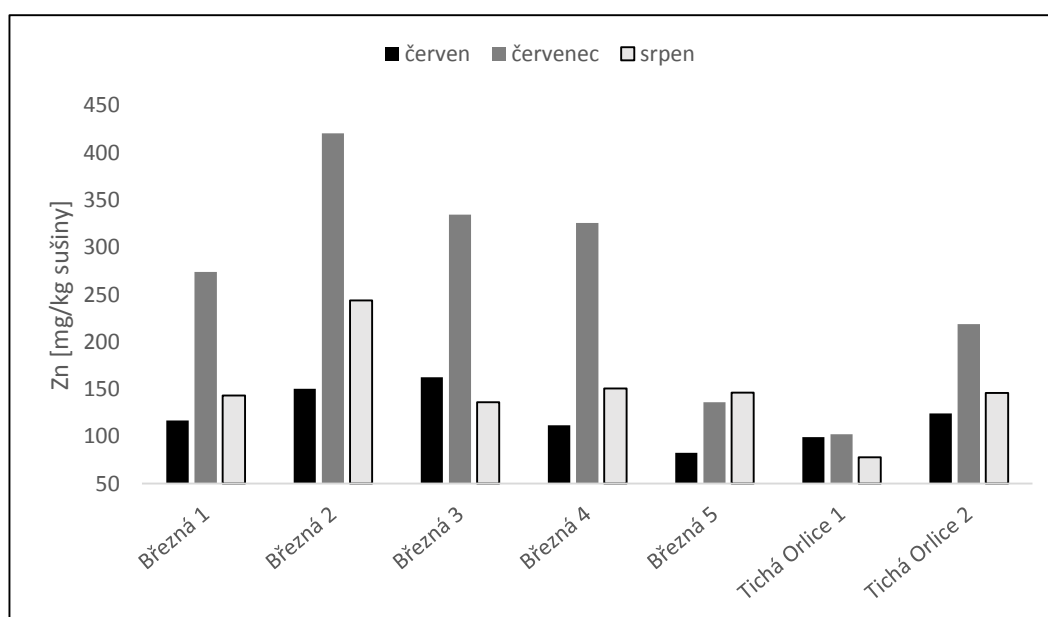
Vybrané těžké kovy byly analyzovány ve vzorcích přirozeně rostoucí prameničky obecné v zájmovém vodním toku Březné a referenčním recipientu Tiché Orlice. Veškeré zjištěné obsahy těchto kovů za všechny tři odběrová období jsou uvedeny v kapitole Přílohy (Tabulka č. 2).

Vyšší hodnoty obsahu niklu byly zjištěny v řece Březné pod zdroji odpadních vod tj. v lokalitách č. 2 - 4 v červenci (25.7. 2014). Nejvyšší hodnota (30,7 mg/kg) byla stanovena ve vzorku z lokality číslo dvě, reprezentující výpusť z čistírny odpadních vod v Bílé Vodě a první výpusť vedoucí z textilního závodu do recipientu. Naopak nižší obsahy niklu byly analyzovány v meších odebraných 30.6. 2014. Nejnižší hodnota (resp. hodnota pod mezí detekce přístroje, < 3,8 mg/kg) byla zjištěna v zájmovém toku ve vzorku z lokality č. 5 (nejvzdálenější monitorovací stanoviště od zdrojů znečištění).



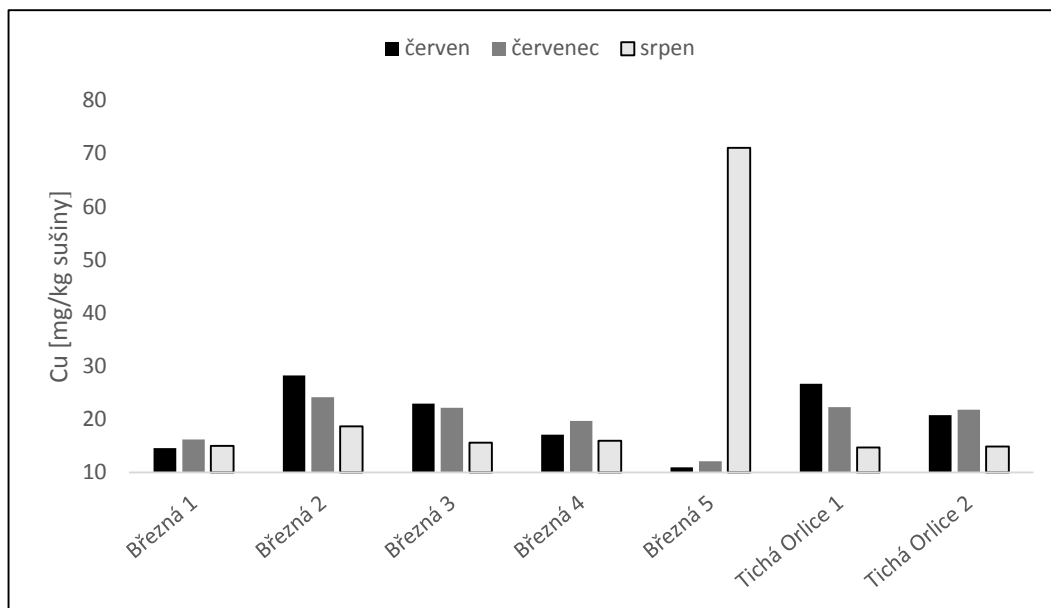
Obrázek 11 Obsah niklu stanovený ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

Vyšší obsahy zinku byly zjištěny stejně jako u niklu v červenci ve vzorcích odebraných ze stanovišť č. 1 - 4 řeky Březné. Nejvyšší hodnota (420,8 mg/kg sušiny) byla opět naměřena ve vzorku druhé lokality pod výše zmíněnými výpustěmi odpadních vod. Obsahy tohoto kovu naměřené v červnu byly oproti červencovým hodnotám ve všech případech nižší. Nejnižší stanovená akumulací hodnota zinku (82,6 mg/kg sušiny) byla v zájmovém toku zjištěna v šestém měsíci ve vzorku odebraném taktéž z lokality č. 5. Nicméně v porovnání s referenčním recipientem byl nejnižší obsah zinku (77,9 mg/kg sušiny) stanoven v srpnu (19.8. 2014) ve vzorku z Tiché Orlice, z výše položené lokality č. 1.



Obrázek 12 Obsah zinku stanovený ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014).

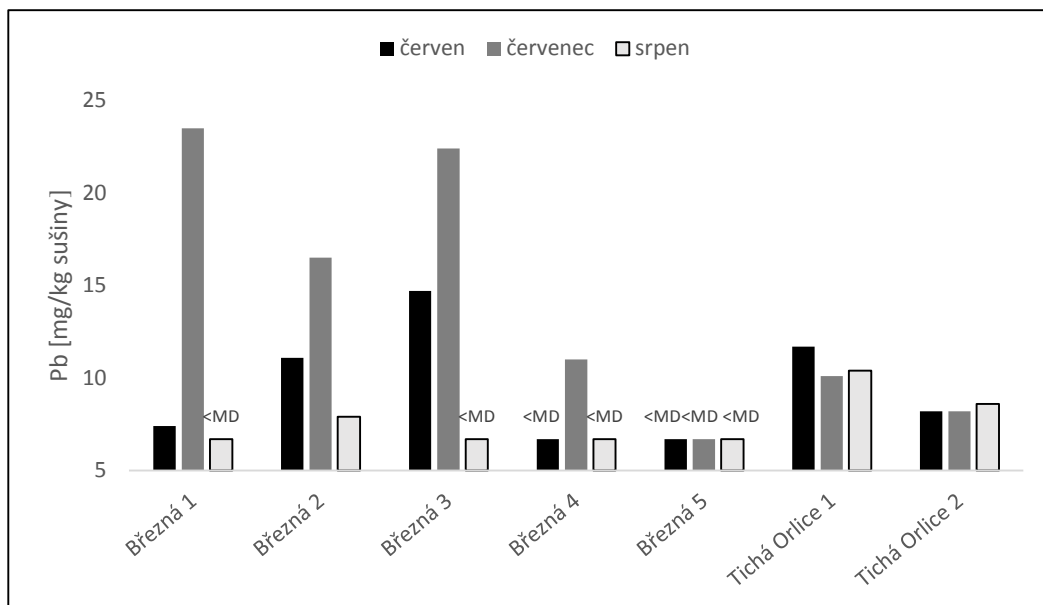
Vyšší obsahy mědi byly analyzovány v meších odebraných zejména v červnu z druhé lokality řeky Březné (28,3 mg/kg sušiny) a z první lokality referenčního toku (26,7 mg/kg sušiny). Nižší hodnoty byly naopak zaznamenány v srpnu, vyjma vzorku z páté lokality (nejvzdálenější od zdroje průmyslových odpadních vod). V tomto byla naopak nejvyšší ze všech měření (71,1 mg/kg sušiny). Paradoxně v předešlých dvou měsících byly ve vzorcích ze stanoviště č. 5 zjištěny v obou případech nejnižší hodnoty mědi (v červnu 11 mg/kg sušiny a v červenci 12,1 mg/kg sušiny).



Obrázek 13 Obsah mědi stanovený ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014).

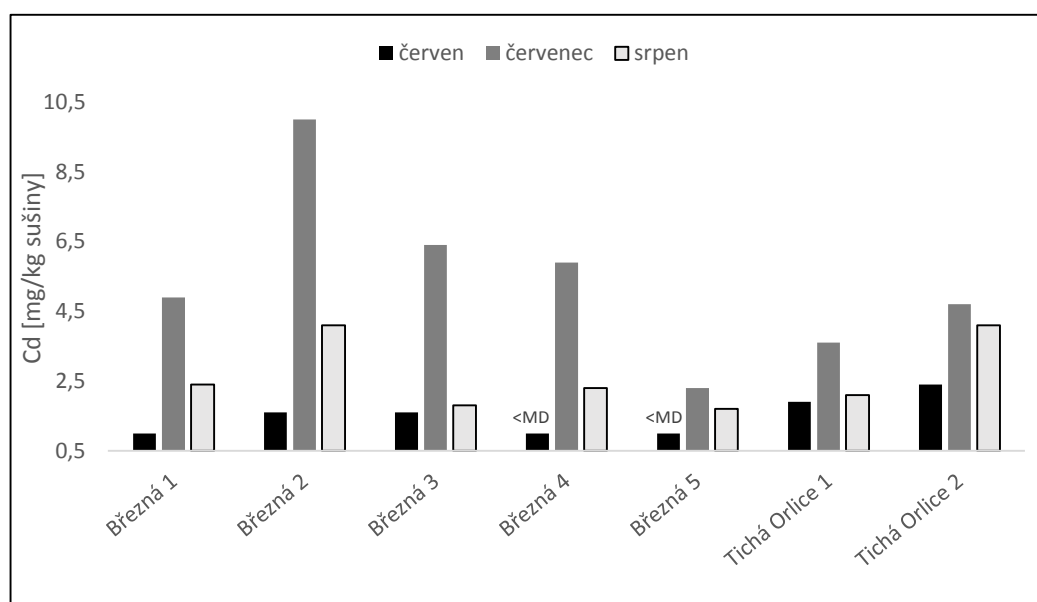
Vysoké obsahy olova byly stanoveny ve vzorcích odebraných ze zájmového vodního toku v červenci (vyjma vzorku z lokality č. 5). Nejvyšší akumulace bylo dosaženo nad výpustí odpadních vod z ČOV v Bílé Vodě (23,5 mg/kg sušiny, lokalita č. 1) a pod druhou výpustí textilního závodu (22,4 mg/kg sušiny, lokalita č. 3). Naopak hodnoty, které nebylo možné detekovat (< 6,7 mg/kg sušiny) byly zjištěny ve všech případech ve vzorcích z nejbližšího monitorovacího místa. Dále obsah olova nebylo možné určit v červnu ve vzorku z části zájmového toku reprezentující soutok s odpadní strouhou (z lokality č. 4) a v srpnu ve vzorcích téměř všech stanovišť sledovaného toku.





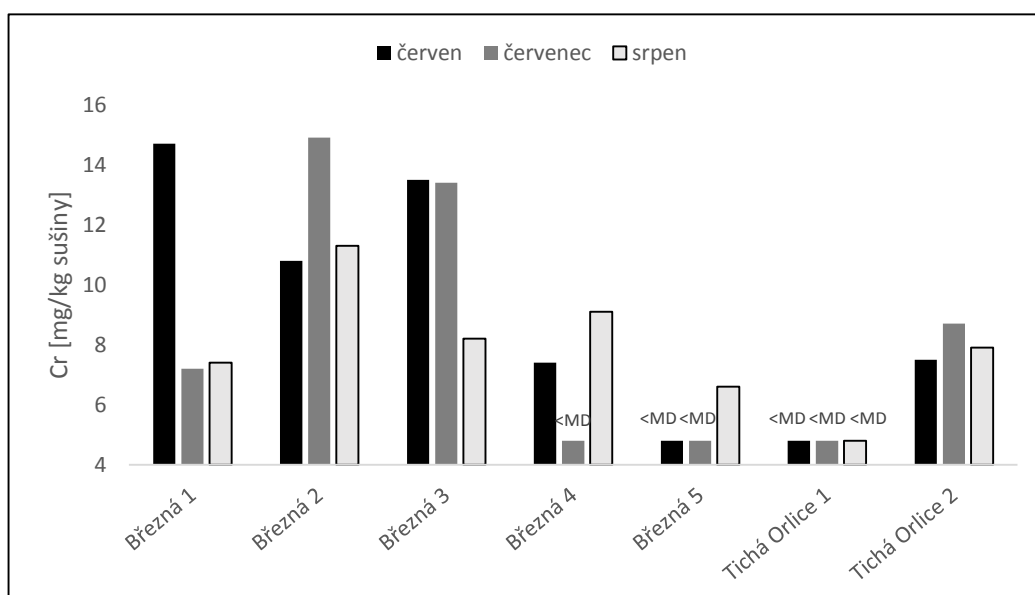
Obrázek 14 Obsah olova stanovený ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březná a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

Obsah kadmia dosahoval vyšších hodnot taktéž v červenci a to ve vzorcích ze všech lokalit včetně z těch referenčního toku. Nejvyšší hodnota (10 mg/kg sušiny) byla naměřena ve vzorku odebraného pod výpustěmi vedoucí z ČOV a textilní společnosti (lokalita č. 2). Naopak nižší akumulace kadmia byly zjištěny v meších v červnu, z toho ze dvou posledních stanovišť zájmového toku byly pod mezí detekce přístroje (< 1 mg/kg sušiny).



Obrázek 15 Obsah kadmia stanovený ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březná a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje

Vyšší hodnoty obsahu chromu byly stanoveny v meších odebraných z prvních tří lokalit řeky Březné. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v červnu ve vzorcích odebraných nad permanentním zdrojem znečištění, tj. nad výpustí z ČOV (14,7 mg/kg sušiny, lokalita č.1) a v červenci pod tímto zdrojem (14,9 mg/kg sušiny, lokalita č. 2). Ve třetím stanovišti reprezentující druhou výpusť textilního závodu byly obsahy ve vzorcích takřka vyrovnané. Nedetekovatelné hodnoty (< 4,8 mg/kg sušiny) naopak vykazovaly mechy odebrané z výše položené lokality Tiché Orlice ve všech odběrových obdobích. Taktéž obsahy pod mezí detekce přístroje byly zjištěny v červenci ve vzorku odebraného na soutoku s odpadním kanálem (lokalita č. 4) a společně s červnovým odběrem ve vzorcích z poslední zvolené lokality řeky Březné (z lokality č. 5).



Obrázek 16 Obsah chromu stanovený ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ve třech termínech (30.6.2014, 25.7.2014 a 19.8.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

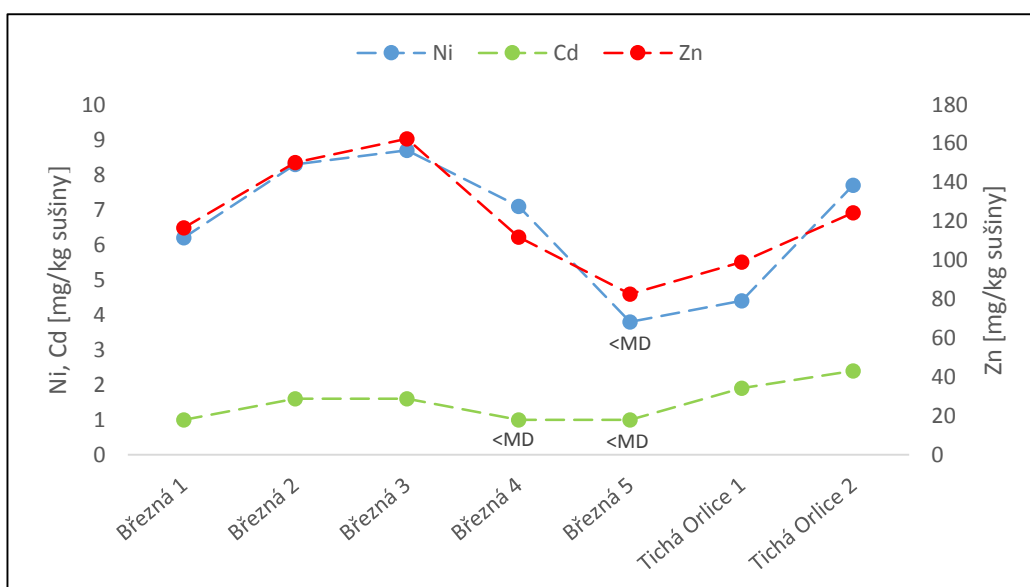
#### 4.1.1. Trendy obsahů sledovaných prvků v původním mechorostu

Trend obsahů prvků byl sledován v jednotlivém období mezi vybranými lokalitami řeky Březné a referenčního vodního toku Tiché Orlice. Změny v obsazích kovů v podélných profilech vodních toků byly mezi sebou následně srovnány. Tyto trendy jsou níže graficky znázorněné pro každý odběrový termín zvlášť.

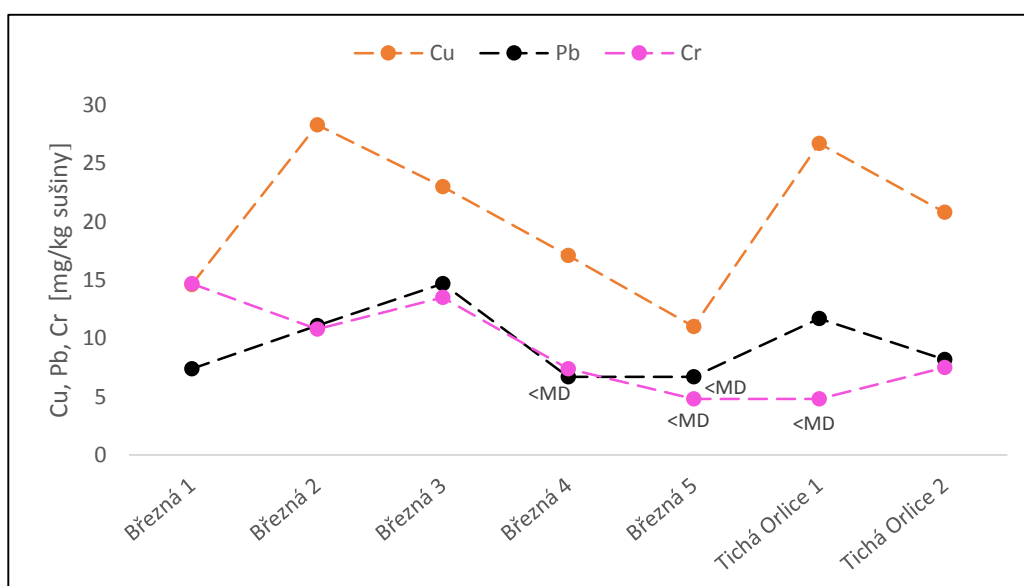
V prvním odběrovém období (30. 6. 2014) byl zaznamenán téměř shodný průběh u niklu, zinku a kadmia. Obsahy těchto prvků v zájmovém toku stouply v lokalitách pod

zdroji znečištění a s jejich vzdáleností po proudu se výrazně snížily. V Tiché Orlici naopak jejich akumulace po proudu přibývala.

Podobný trend probíhal v řece Březné i v referenčním toku u mědi a olova. V zájmovém toku se tyto prvky chovaly obdobně jako zinek, nikl a kadmium, pouze v Tiché Orlici měly opačný trend než tyto kovy. Zcela odlišný průběh byl zaznamenán u chromu.

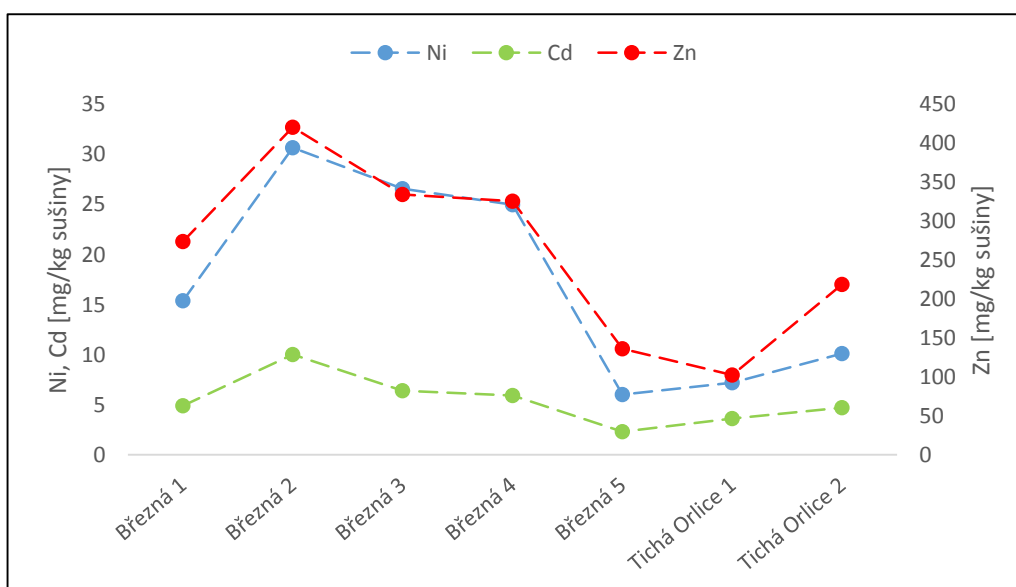


Obrázek 17 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 30.6.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

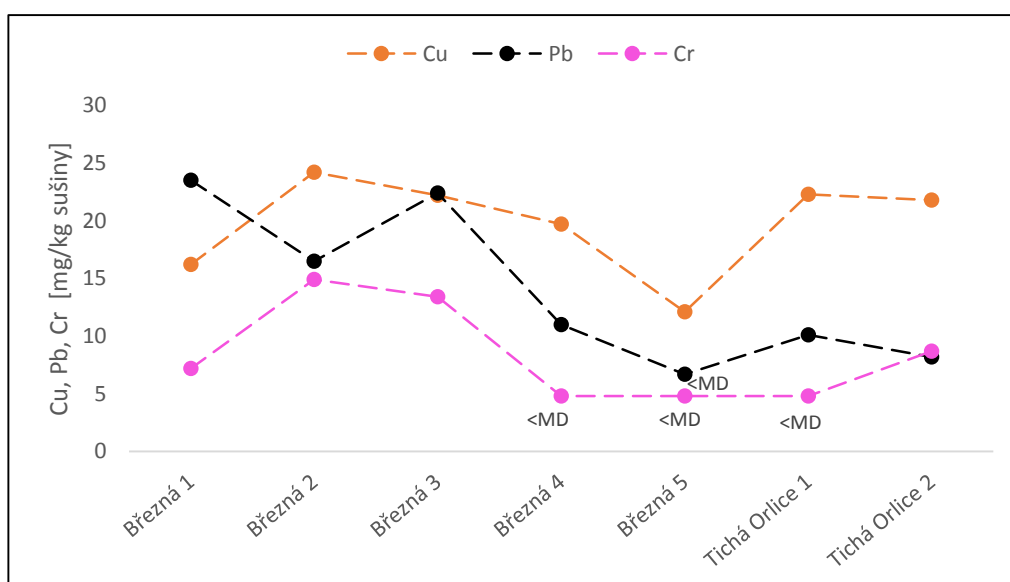


Obrázek 18 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 30.6.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

Taktéž v druhém odběrovém období (25.7. 2014) byl trend obsahů niklu, zinku a kadmia téměř stejný jako v předchozím termínu. K výraznějšímu poklesu obsahů těchto prvků však došlo až v nejvzdálenější lokalitě od zdrojů znečištění. V zájmovém toku se podobně vyvíjely s těmito prvky také měď, méně pak chrom. Měď měla s olovem shodný průběh v referenčním toku, v řece Březné se olovo chovalo odlišným způsobem.

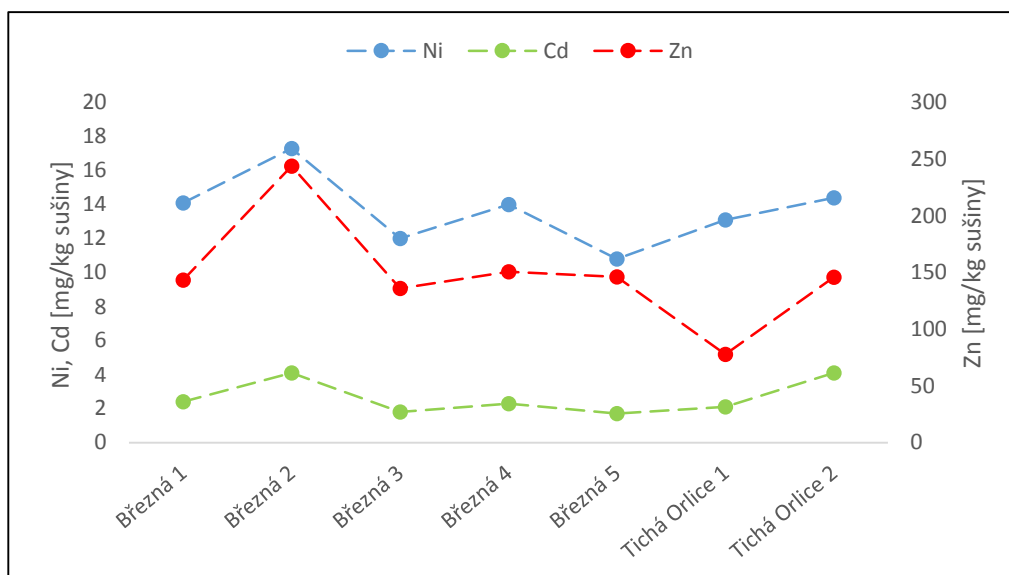


Obrázek 19 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 25.7.2014).

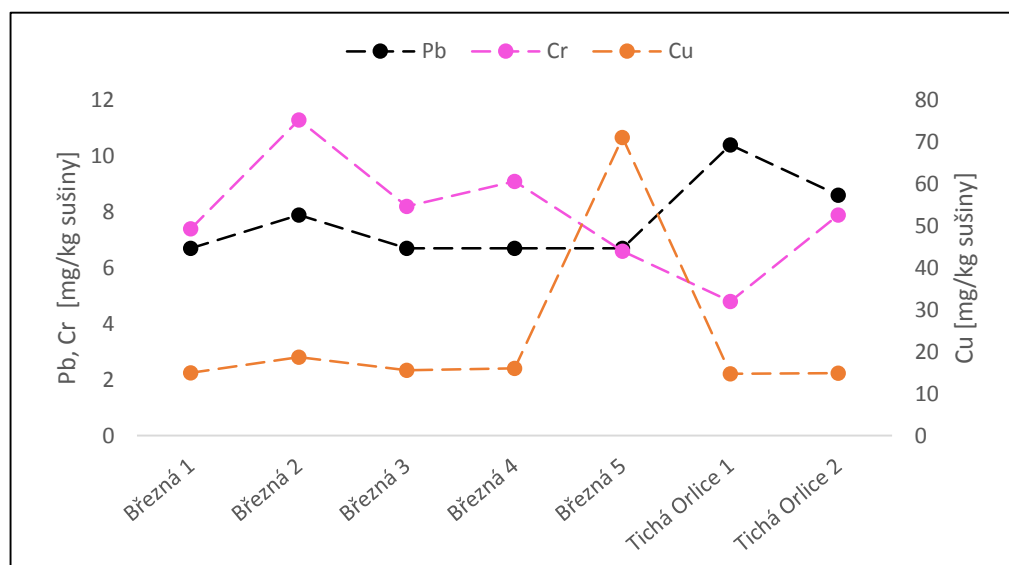


Obrázek 20 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 25.7.2014). Pozn. < MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

V srpnu (19.8. 2014) byl zcela shodný průběh u niklu a kadmia a dále u zinku a chromu. Taktéž měď vykazovala podobný trend jako zinek a chrom vyjma výrazného koncentračního nárůstu v nejvzdálenějším monitorovacím stanovišti zájmového toku. Toto výrazné zvýšení se vymykalo trendům všech ostatních prvků. U všech obsahů kovů, vyjma olova (většina hodnot pod mezi detekce přístroje) a mědi, byl pozorován dále po proudu pod výpustěmi z ČOV a textilního závodu pozvolný pokles koncentrací.



Obrázek 21 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice ( 19.8.2014).



Obrázek 22 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* odebraných z lokalit řeky Březné a Tiché Orlice (19.8. 2014).

Bez ohledu na období byl sledován vztah mezi obsahy vybraných těžkých kovů v zájmovém vodním toku. Kompletní vypočtené korelační koeficienty jsou znázorněny v kapitole Přílohy (Tabulka č. 4).

Značné pozitivní korelace byly zaznamenány mezi niklem a kadmiem (0,90), niklem a zinkem (0,89), zinkem a kadmiem (0,85). Zato negativní korelace nebyly prokázány v žádném případě.

#### **4.1.2. Obsahy vybraných kovů v původním mechorostu z jednotlivých lokalit řeky Březné a Tiché Orlice**

Mezi vybranými lokalitami vodního toku Březné a Tiché Orlice byl sledován trend v obsazích jednotlivých prvků. Pro každý prvek byly vytvořeny dva grafy znázorňující rozptyl zjištěných obsahů v každé lokalitě (Box plot) a průběh průměrných hodnot mezi stanovišti (Mean plot). Tyto jsou znázorněny v kapitole Přílohy (Obrázek č. 46-47).

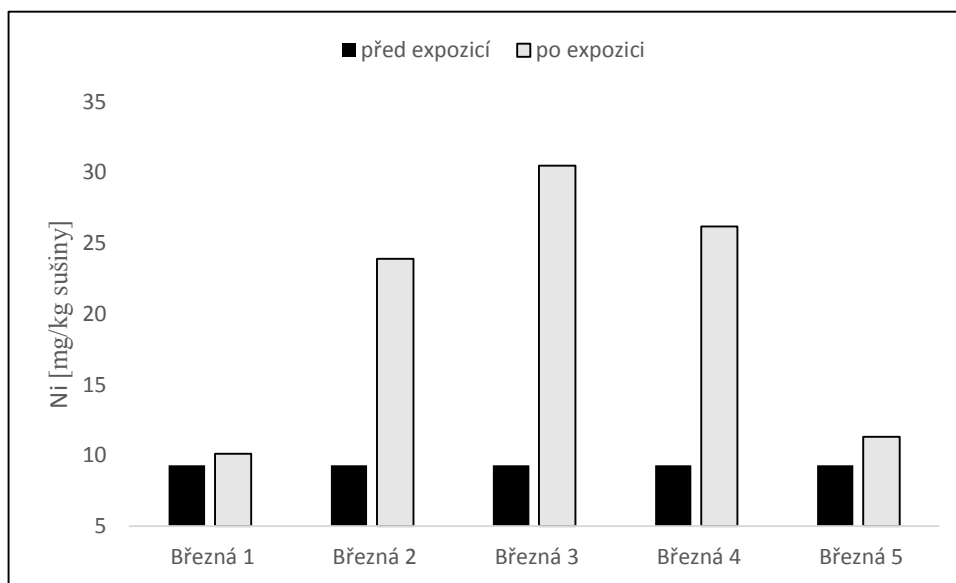
Téměř u všech prvků (vyjma mědi) byly zjištěny vysoké obsahy v meších pod výpustí z čistírny odpadních vod v Bílé Vodě a výpustěmi textilního závodu (lokalita č. 2 a 3). Naopak velice nízké hodnoty vybraných kovů (mimo měď) byly stanoveny ve vzorcích z nejvzdálenější monitorovací lokality (č. 5) zájmového toku a z výše položeného stanoviště Tiché Orlice (vyjma olova). Nicméně signifikantní rozdíl mezi obsahy jednotlivých prvků sledovaných ve zvolených lokalitách obou toků byl prokázán pouze u chromu (ANOVA;  $df = 6$ ;  $F = 4,71$ ;  $p = 0,008$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Podle Tukey-Kramer testu akumulace chromu v meších byla prokazatelně vyšší v lokalitě č. 2 (zájmového toku) než v lokalitě č. 5 a č. 1 (referenčního toku), dále v lokalitě č. 3 než lokalitě č. 1 (referenčního toku).

#### **4.2. Obsahy vybraných těžkých kovů v instalovaném mechorostu**

Za účelem bioakumulačních studií vybraných těžkých kovů byly v řece Březné instalovány trsy prameničky obecné převezené z referenčního vodního toku Bystřice. Veškeré zjištěné obsahy těchto prvků před a po expoziční době jsou shrnuty v kapitole Přílohy (Tabulka č. 3).

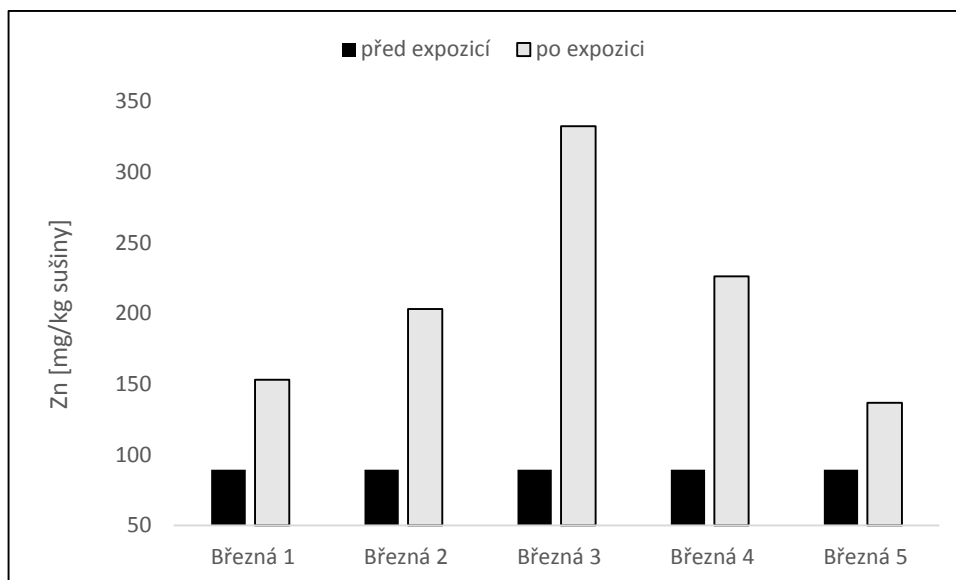
Obsah niklu před expozicí činil 9,3 mg/kg sušiny. Po 25 dnech byl zaznamenán nejvyšší nárůst (30,5 mg/kg sušiny) ve vzorku z lokality reprezentující druhou výpust' textilního závodu (lokalita č. 3). Naopak nejméně se obsah niklu zvýšil ve vzorcích

odebraných nad výpustěmi odpadních vod (10,1 mg/kg sušiny, lokalita č. 1) a v nejbližším stanovišti (č. 5) od zdrojů znečištění (11,3 mg/kg sušiny).



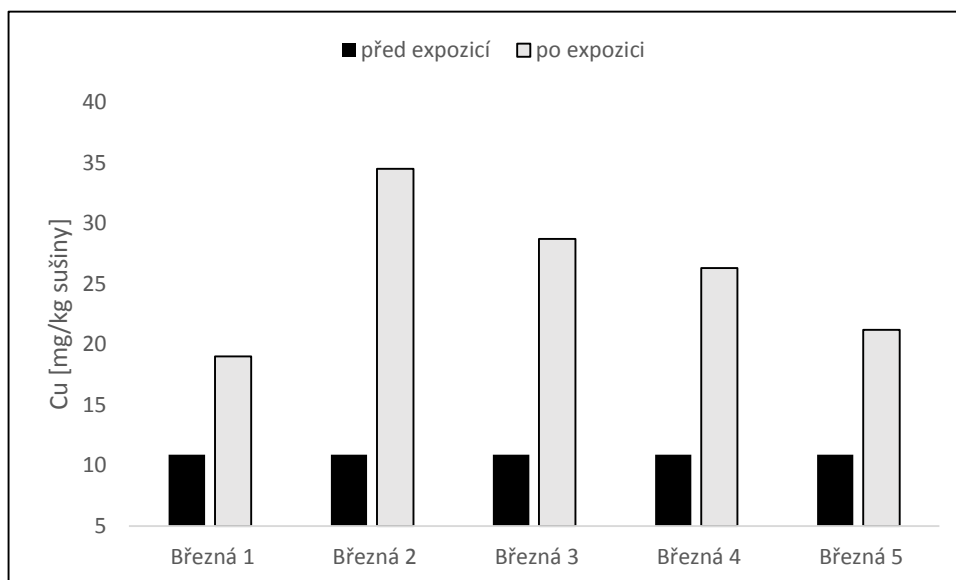
Obrázek 23 Obsah niklu před a po 25denní expozici *Fontinalis antipyretica* v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).

U zinku byla zjištěna počáteční hodnota (před instalací mečů) 89,4 mg/kg sušiny. Stejně jako u niklu byl stanoven nejvyšší nárůst (332,4 mg/kg sušiny) ve vzorku odebraného pod druhou výpustí textilní společnosti (lokalita č. 3). Od tohoto stanoviště proti nebo po proudu byl obsah zinku v instalovaných meších výrazně nižší. Nejnižší hodnota (136,8 mg/kg sušiny) byla zaznamenána ve vzorku z nejbližší zvolené lokality (č. 5) od výpustí odpadních vod.



Obrázek 24 Obsah zinku před a po 25denní expozici *Fontinalis antipyretica* v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).

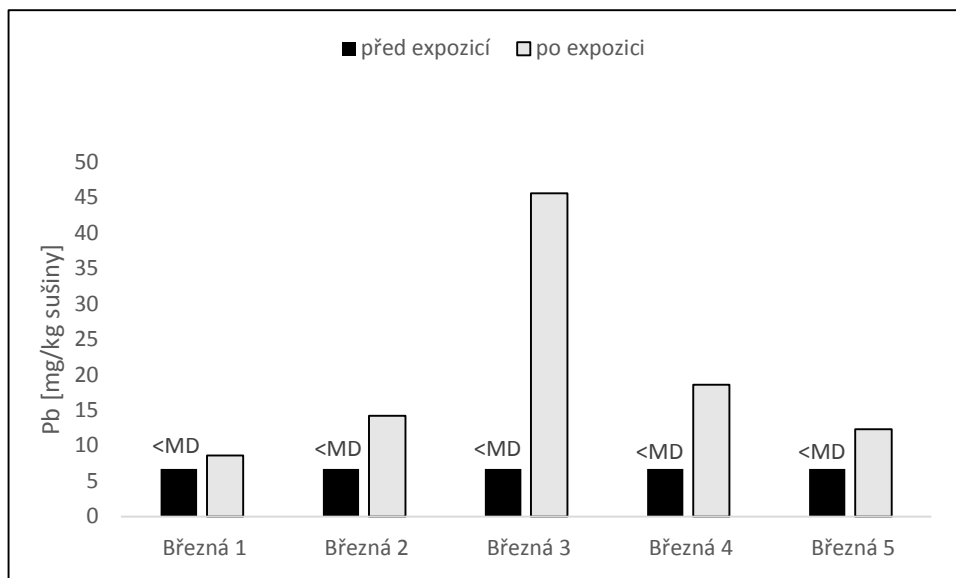
Hodnota obsahu mědi v meších před expozicí činila 10,9 mg/kg sušiny. Markantní nárůst (34,5 mg/kg sušiny) byl vyhodnocen ve vzorku odebraného pod výpustí vedoucí z ČOV a textilního závodu (lokalita č. 2). Se vzdáleností po proudu se obsahy mědi v meších postupně snížily. Nejnižší hodnota (19 mg/kg sušiny) byla však naměřena ve vzorku nad zdroji znečištění (lokalita č. 1).



Obrázek 25 Obsah mědi před a po 25denní expozici *Fontinalis antipyretica* v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).

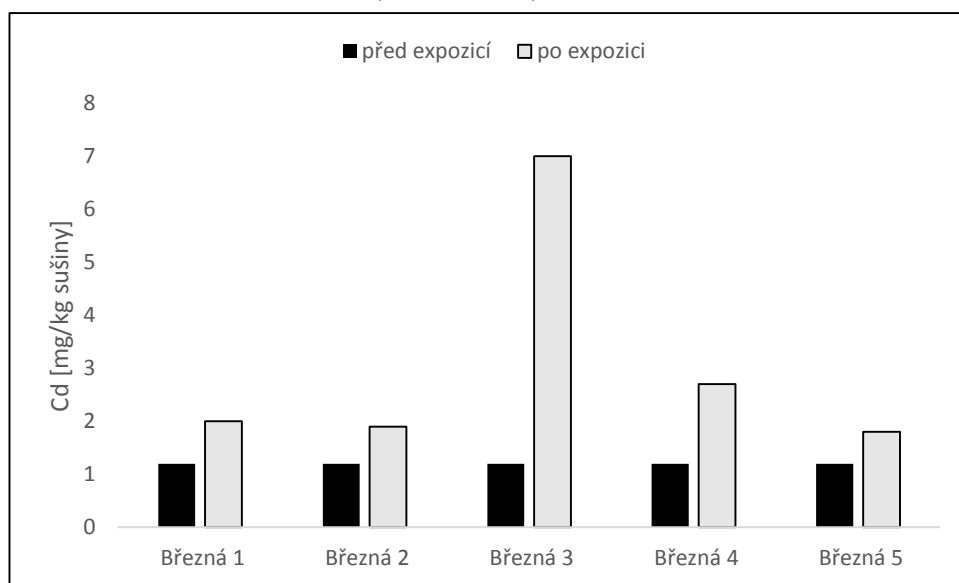
Počáteční hodnota olova byla tak nízká, že ji přístroj nebyl schopný přesně stanovit (< 6,7 mg/kg sušiny). Tato nedetekovatelnost obsahu olova před expozicí omezila přesné srovnání s obsahy po expoziční době. Přesto byla zaznamenána výrazná akumulace tohoto prvku stejně jako u niklu a zinku ve vzorku odebraného pod druhou výpustí textilní společnosti. Obsahy zjištěné ve vzorcích mechu z ostatních lokalit byly znatelně nižší a nejnižší hodnota (8,6 mg/kg sušiny) byla naměřena ve vzorku nad výpustí čistírny odpadních vod v Bílé Vodě.





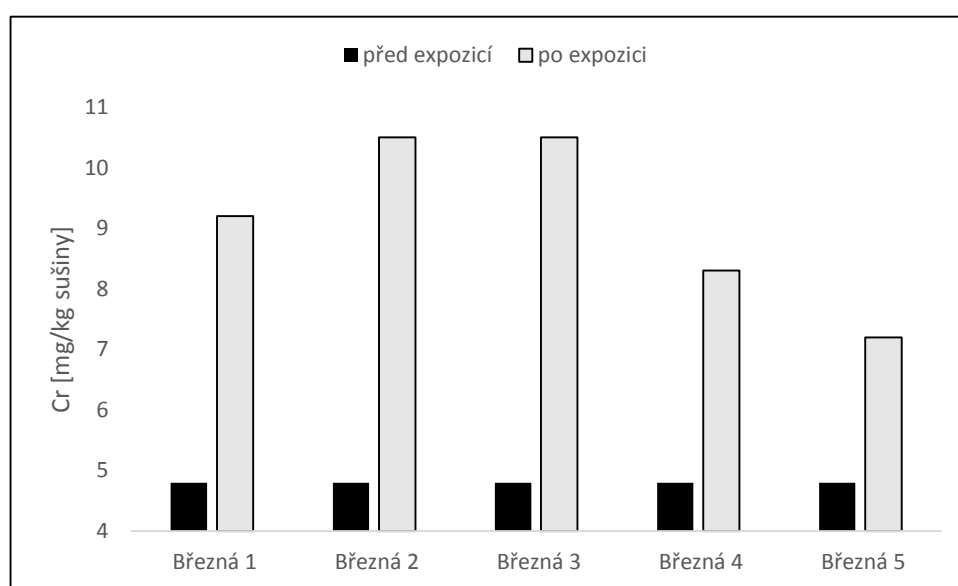
Obrázek 26 Obsah olova před a po 25denní expozici *Fontinalis antipyretica* v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

Taktéž obsah kadmia se po 25denní expozici výrazně zvýšil (7 mg/kg sušiny) pod druhou výpustí (lokalita č. 3) ve srovnání s hodnotou (1,2 mg/kg sušiny) před instalací. Ve vzorcích ostatních stanovišť byly akumulace kadmia zřetelně nižší a takřka vyrovnané. Nejnižší hodnota (1,8 mg/kg sušiny) byla stanovena v mechorostu instalovaném v toku u obce Březné (lokalita č. 5).



Obrázek 27 Obsah kadmia před a po 25denní expozici *Fontinalis antipyretica* v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).

Obdobně jako u olova také u chromu byly hodnoty před expozicí pod mezí detekce přístroje (< 4,8 mg/kg sušiny). Naopak po 25denním vystavení v zájmovém toku došlo k výraznému nárůstu obsahu chromu ve vzorku odebraného nad permanentním zdrojem znečištění (lokalita č. 1, nad výpustí ČOV). Ještě více byl obsažen v meších instalovaných pod oběma výpustěmi textilní společnosti (lokalita č. 2-3), zde byly hodnoty vyrovnané (10,5 mg/kg sušiny). Nejnižší akumulace (7,2 mg/kg sušiny) byla opět ve vzorku z lokality (č. 5) zvolené nejdále po proudu.

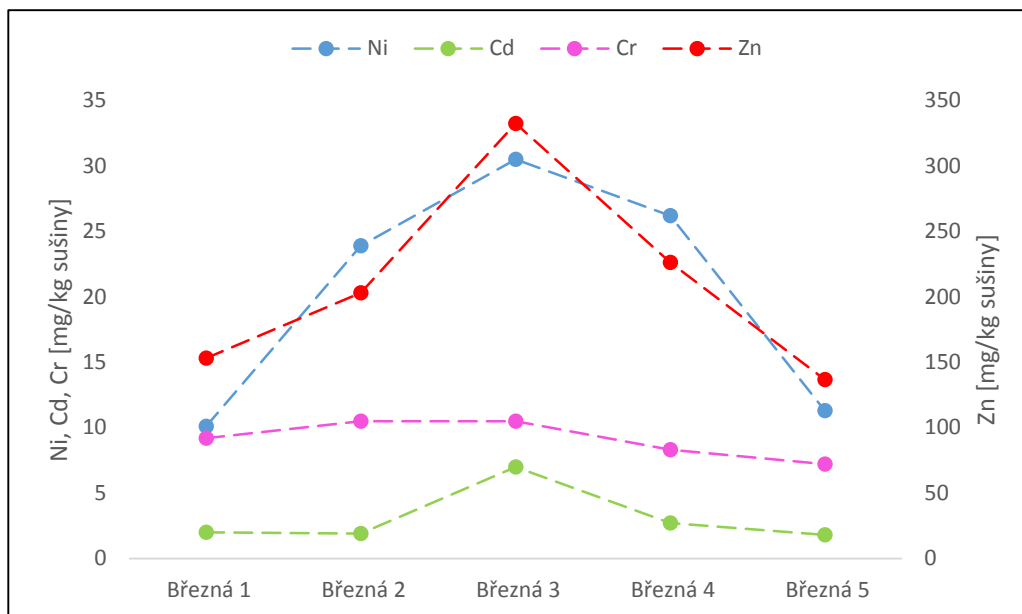


Obrázek 28 Obsah chromu před a po 25denní expozici *Fontinalis antipyretica* v lokalitách zájmového toku (instalace 3.6.2014 a odběr vzorků 28.6.2014).

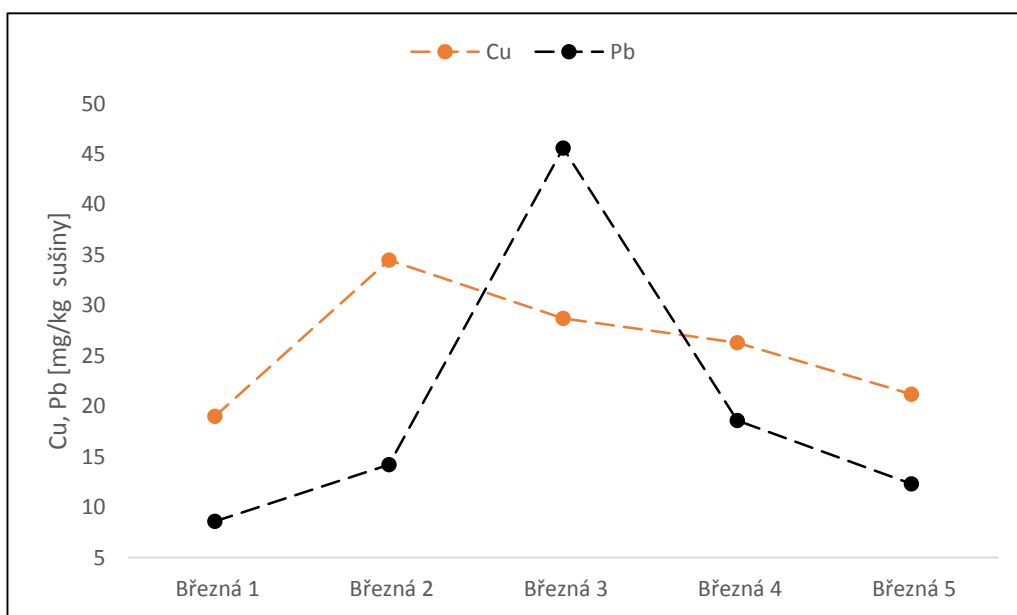
#### 4.2.1. Trendy obsahů sledovaných prvků v instalovaném mechorostu

Po 25denní expozici trsů instalovaného mechorostu v zájmovém toku byl sledován vzájemný průběh zjištěných obsahů jednotlivých kovů v podélném profilu tohoto recipientu. Trendy obsahů prvků, které byly mezi sebou srovnány, znázorňují níže uvedené grafy.

Zcela shodný trend byl zachycen u niklu, zinku, olova, méně pak kadmia. U těchto kovů byl zaznamenán výrazný nárůst obsahů pod druhou výpustí textilního závodu. Odlišný průběh měly obsahy mědi a chromu.



Obrázek 30 Průběh obsahů niklu, zinku, kadmia a chromu zjištěných v instalované *Fontinalis antipyretica* odebrané po 25denní expozici z lokalit řeky Březné (28.6.2014).



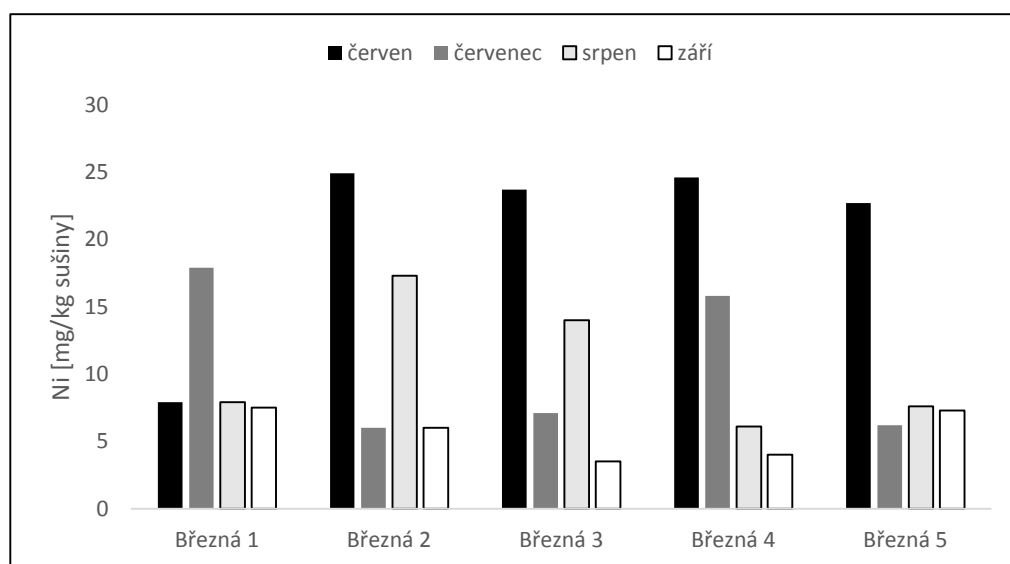
Obrázek 29 Průběh obsahů mědi a olova zjištěných v instalované *Fontinalis antipyretica* odebrané po 25denní expozici z lokalit řeky Březné (28.6.2014).

### 4.3. Obsahy vybraných těžkých kovů v plaveninách

Další sledovanou maticí ve vodním toku Březné za účelem chemického monitoringu vybraných těžkých kovů se staly plaveniny.

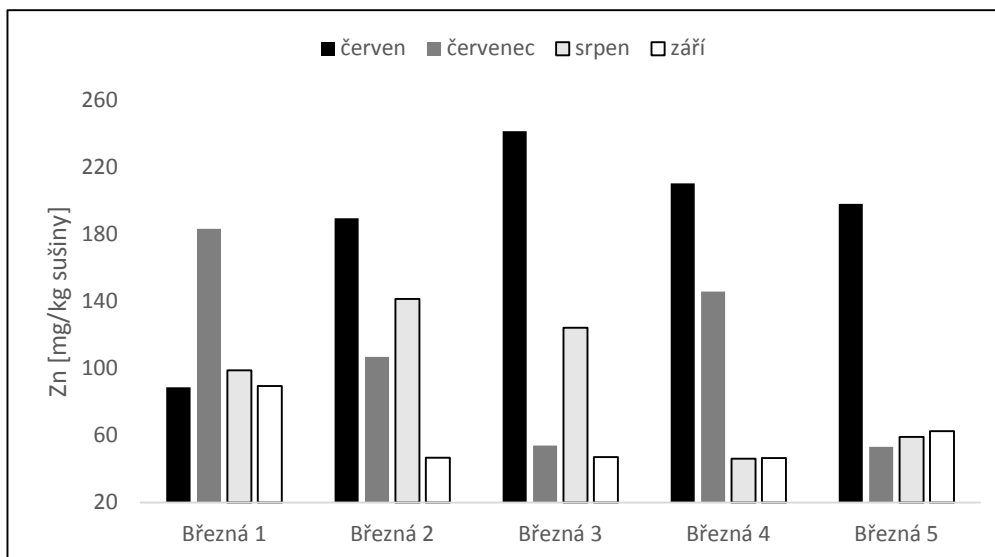
Kompletní hodnoty všech obsahů těchto prvků za všechny čtyři odběrové období jsou shrnuty v Tabulce č. 5 v kapitole Přílohy.

Nejvyšší hodnoty niklu byly zaznamenány v červnu (29.6.2014) ve vzorcích všech lokalit zvolených po proudu pod permanentním zdrojem znečištění (pod výpustí ČOV). Tyto obsahy byly téměř vyrovnané, pohybovaly se v rozmezí od 22,7 - 24,9 mg/kg sušiny. Naopak nízké akumulace byly zjištěny v září (12.9.2014), z toho nejnižší byla ve vzorku plavenin odebraného pod druhou výpustí textilního závodu (3,5 mg/kg sušiny).



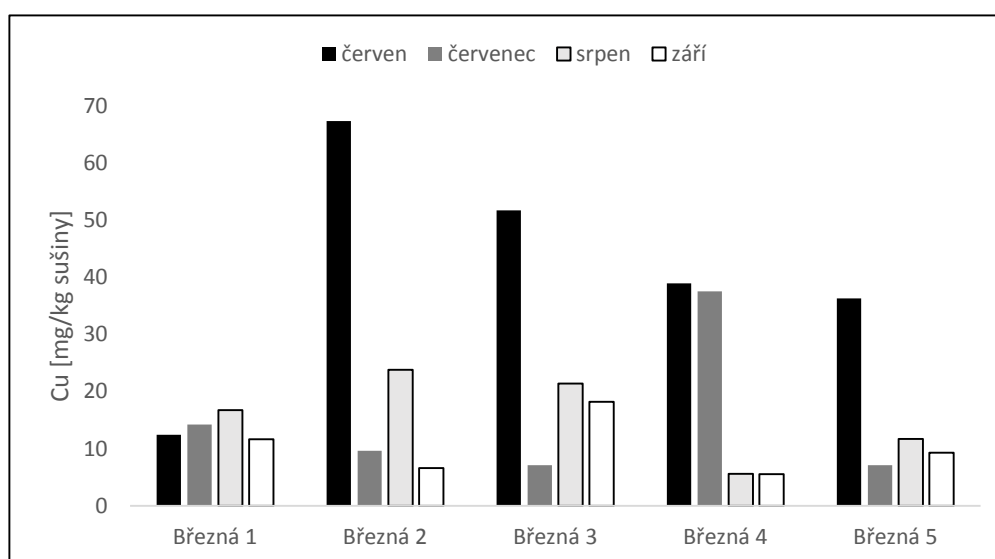
Obrázek 31 Obsah niklu stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březná ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).

Stejně jako u niklu také u zinku byly vyšší akumulace zaznamenány v prvním sledovaném měsíci ve vzorcích téměř všech lokalit. Nejvyšší z nich (241,6 mg/kg sušiny) byla ve vzorku z lokality reprezentující druhou výpusť přivádějící průmyslové odpadní vody (lokalita č. 3). Nejnižší obsahy zinku naměřené v září ve vzorcích z úseku reprezentujícího výpustě odpadních vod (lokalita č. 2 - 3) a soutok s odpadní struhou (lokalita č. 4) byly takřka vyrovnané. Rozmezí obsahů se pohybovalo od 46,6 - 47,1 mg/kg sušiny.



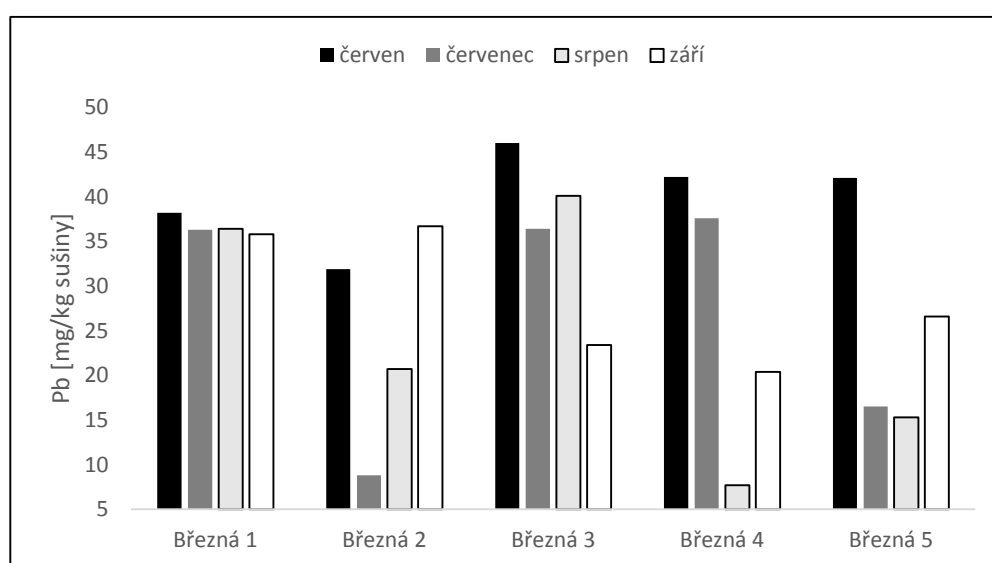
Obrázek 32 Obsah zinku stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).

Vyšší hodnoty obsahu mědi byly taktéž naměřeny v červnu ve vzorcích odebraných téměř ze všech lokalit zájmového toku. Nejvyšší (67,3 mg/kg sušiny) z nich obsahovaly plaveniny zachycené přímo pod výpustí z ČOV a textilního závodu. Nižší obsahy mědi byly zjištěny převážně v červenci (24.7.2014) a září. V sedmém měsíci byl zaznamenán pouze výrazný nárůst na soutoku s odpadní strouhou nepravidelně přivádějící odpadní vody. Ve vzorcích z této části toku byly naopak stanoveny nejnižší hodnoty v osmém (5,6 mg/kg sušiny) a devátém měsíci (5,5 mg/kg sušiny).



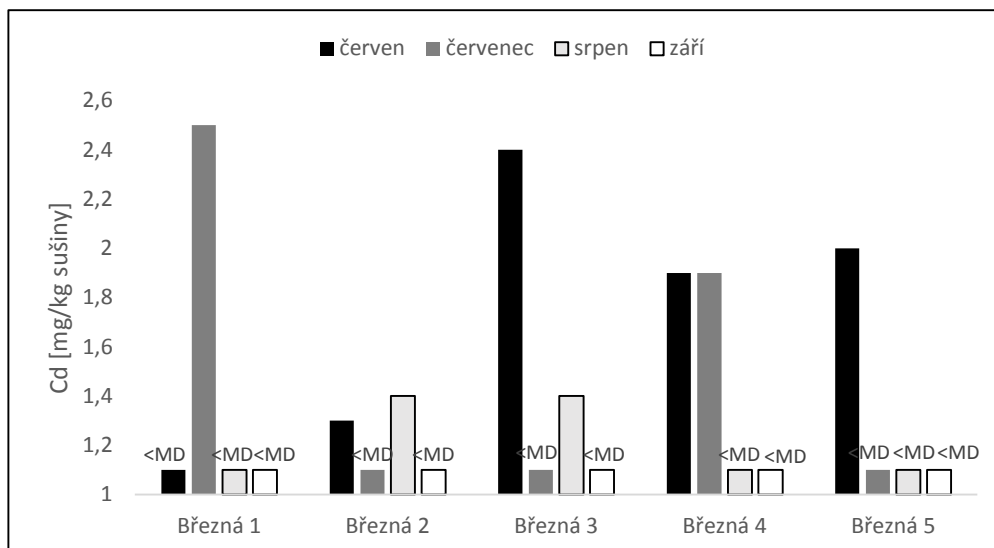
Obrázek 33 Obsah mědi stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).

Vysoké a zároveň takřka vyrovnané hodnoty obsahu olova (v rozmezí 35,8 - 38,2 mg/kg sušiny) byly zjištěny ve všech sledovaných obdobích ve vzorcích nad zdroji odpadních vod (lokalita č. 1). Nicméně takto vysoké obsahy byly zaznamenány i ve vzorcích z ostatních lokalit pouze v červnu. Naopak nižší hodnoty převažovaly v měsíci srpnu, z toho nejnižší akumulace byla prokázána opět v plaveninách odebraných na soutoku s odpadním kanálem (7,7 mg/kg sušiny).



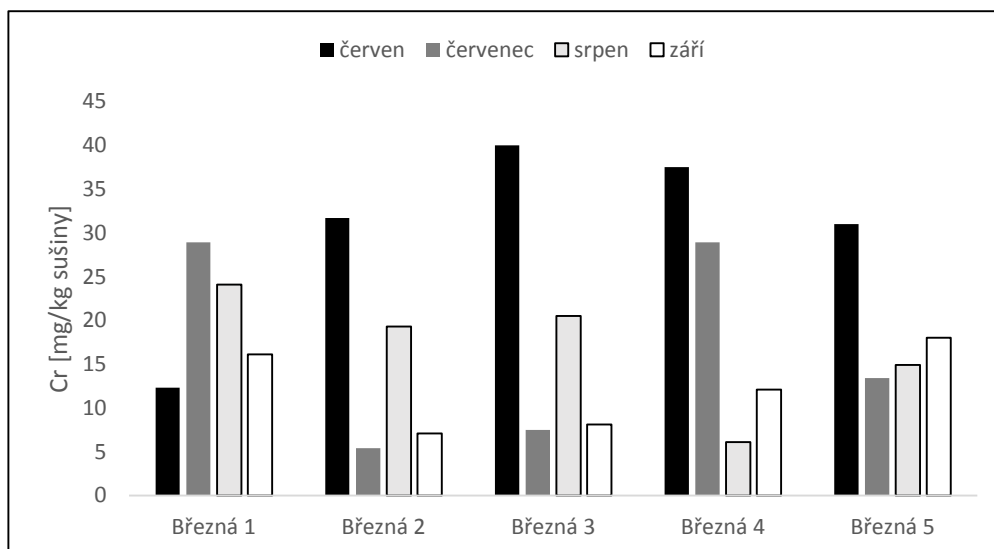
Obrázek 34 Obsah olova stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).

Při analýze kadmia v plaveninách byly ve většině případech (v září ve všech případech) hodnoty pod mezí detekce přístroje (< 1,1 mg/kg sušiny). Pouze v měsíci červnu a červenci se objevilo několik výrazných nárůstů koncentrací. Nejvyšší z nich byly v sedmém měsíci v plaveninách nad výpustěmi odpadních vod (2,5 mg/kg sušiny) a v červenci pod druhou výpustí textilního závodu (2,4 mg/kg sušiny).



Obrázek 35 Obsah kadmia stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březná ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

Vysoké hodnoty obsahu chromu převažovaly v prvním sledovaném měsíci. Nejvyšší z nich (40 mg/kg sušiny) byla stanovena v plaveninách pod druhou výpustí textilní společnosti (lokalita č. 3). Nicméně ve vzorcích odebraných pod oběma výpustěmi tohoto závodu byly v červenci a září zjištěny naopak nízké hodnoty. Nejnižší obsah (5,4 mg/kg sušiny) chromu v plaveninách byl zaznamenán v sedmém měsíci pod první výpustí průmyslových odpadních vod (lokalita č. 2).

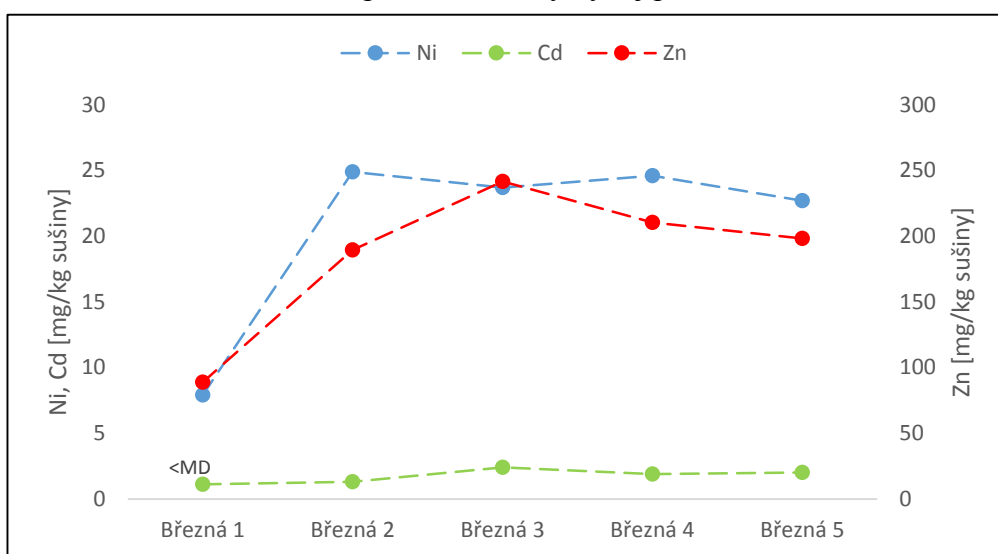


Obrázek 36 Obsah chromu stanovený ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březná ve čtyřech termínech (29.6.2014, 24.7.2014, 18.8.2014 a 12.9.2014).

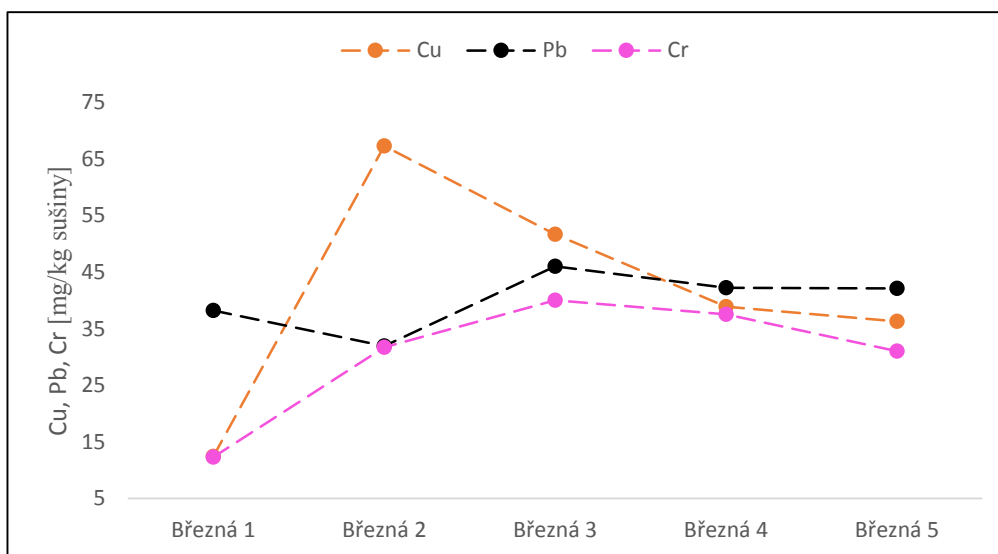
#### 4.3.1. Trendy obsahů sledovaných prvků v plaveninách

Obdobné srovnání trendů obsahů těžkých kovů jako u přirozeně se vyskytujícího vodního mechorostu bylo provedeno také u plavenin. Průběhy obsahů prvků v podélném profilu zájmového toku jsou graficky znázorněny taktéž rozděleně pro určité období (viz níže).

V prvním sledovaném období (29.6.2014) byl zaznamenán shodný vývoj u zinku, chromu a kadmia. Obsahy těchto prvků se výrazně navyšovaly až k lokalitě reprezentující druhou výpusť textilního závodu, poté došlo k pozvolnému klesání. Takto klesající trend byl pozorován i u mědi a olova, nicméně jejich průběh výše proti proudu se od zmíněných prvků značně lišil. S mědí měl v počátku shodný vývoj pouze nikl.



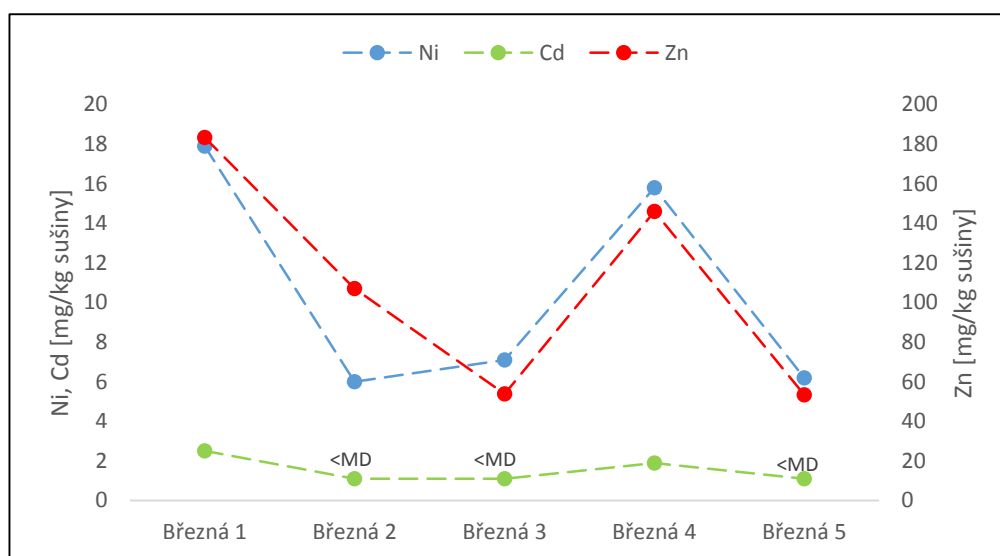
Obrázek 38 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (29.6.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.



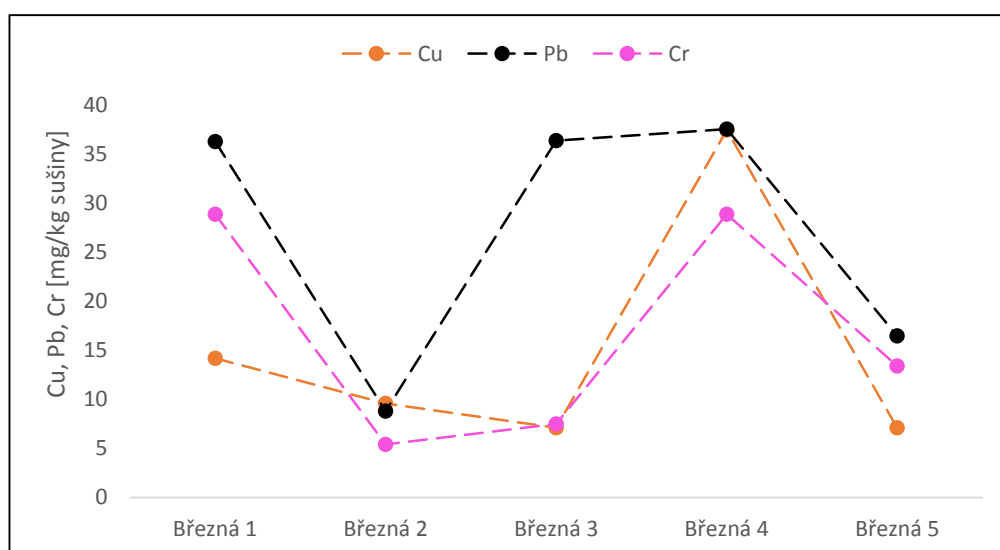
Obrázek 37 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (29.6.2014).



Zcela odlišný průběh byl ve srovnání s prvním obdobím sledován v červenci (24.7.2014). Naprosto stejný trend byl zaznamenán u obsahů niklu a chromu a dále zinku a mědi. Také u kadmia lze očekávat podobný průběh s některými výše uvedenými prvky. U všech těchto kovů došlo k výraznému snížení jejich hodnot pod výpustěmi a naopak k markantnímu nárůstu na soutoku s odpaní strouhou. Toto nelze tvrdit u olova, které mělo odlišný vývoj.

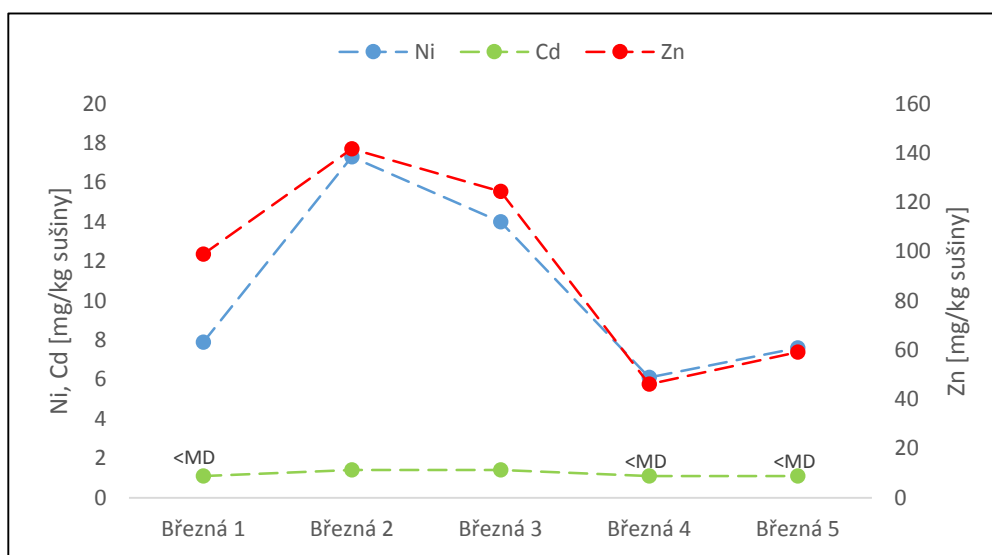


Obrázek 39 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (24.7.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

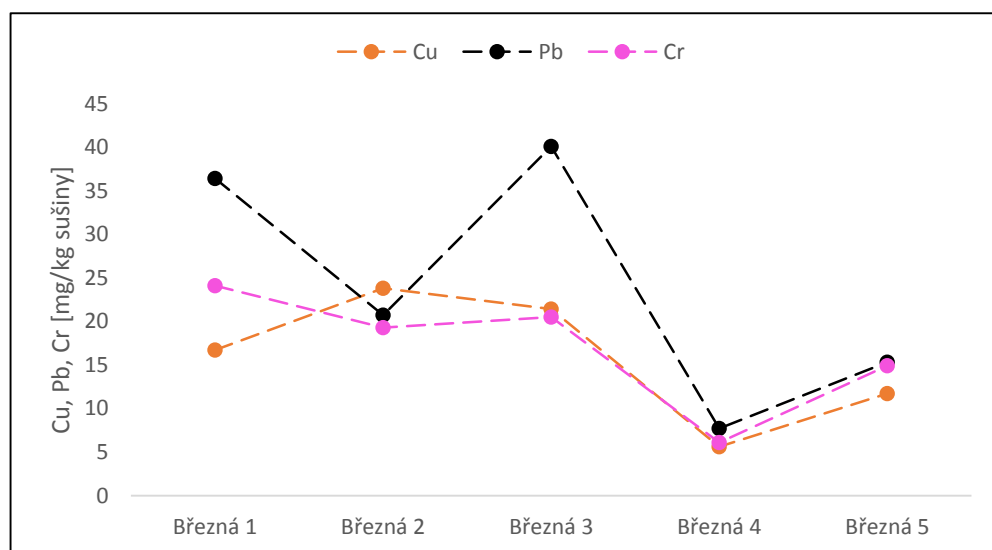


Obrázek 40 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (24.7.2014).

V srpnu (18.8.2014) byly sledovány naprosto stejné trendy u niklu, zinku a mědi. Hodnoty těchto kovů se výrazně zvýšily pod výpustí ČOV a textilního závodu, poté došlo k jejich opětovnému snížení. Podobný průběh s nimi mělo také kadmium. Stejný vývoj byl dále zaznamenán u olova a chromu, zde naopak došlo k výraznému snížení ve výše uvedené lokalitě.

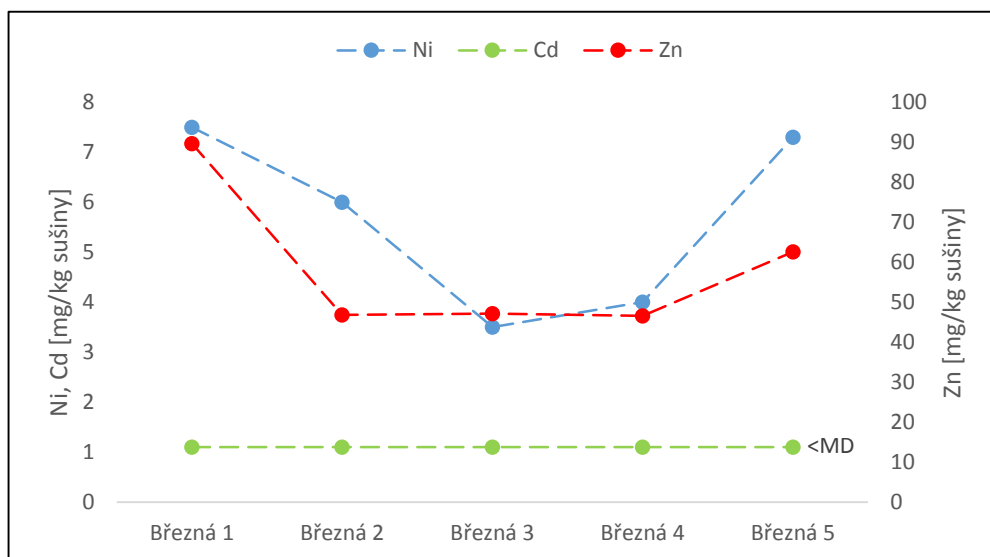


Obrázek 41 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (18.8.2014). Pozn. <MD = hodnota pod mezí detekce přístroje.

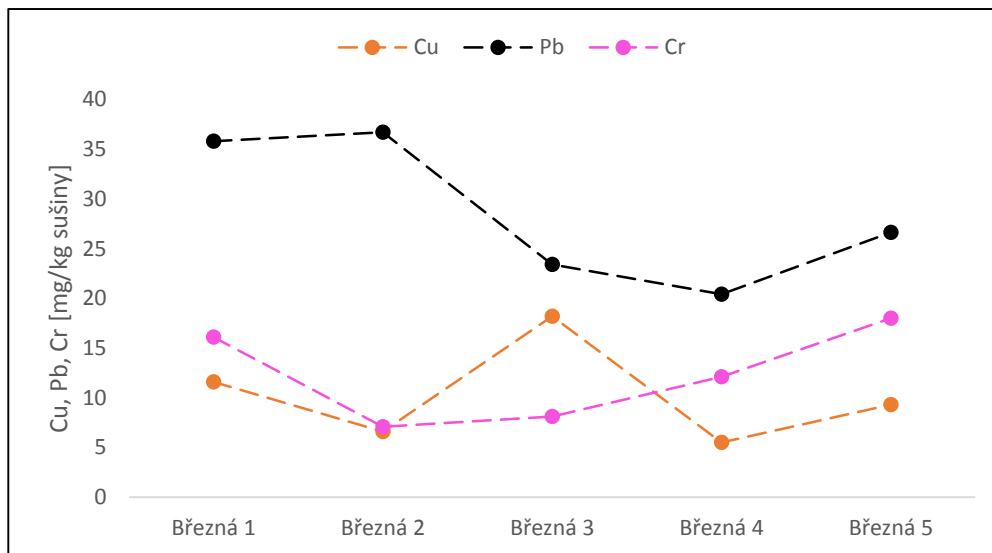


Obrázek 42 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (18.8.2014).

V posledním monitorovaném období (12.9.2014) byl sledován shodný trend pouze u zinku a mědi. Nicméně obsah mědi se pod druhou výpustí přivádějící průmyslové odpadní vody ve srovnání se zinkem výrazně zvýšil. Všechny sledované hodnoty jednotlivých prvků měly (vyjma kadmia a olova) v počátku klesavý charakter. Ke znatelnému nárůstu těchto obsahů (vyjma obsahu mědi) došlo se zvyšující se vzdáleností po proudu od zdrojů odpadních vod.



Obrázek 43 Průběh obsahů niklu, kadmia a zinku zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (18.8.2014). Pozn. <MD = hodnoty pod mezí detekce přístroje



Obrázek 44 Průběh obsahů mědi, olova a chromu zjištěných ve vzorcích plavenin odebraných z lokalit řeky Březné (12.9.2014).

#### **4.3.2. Obsahy vybraných kovů v plaveninách z jednotlivých lokalit řeky Březné**

Mezi zvolenými lokalitami zájmového toku byl sledován vývoj v obsazích jednotlivých těžkých kovů stanovených ve vzorcích plavenin.

Také v tomto případě byly hodnoty kovů graficky znázorněny v podobě Box plotů a Mean plotů (viz kapitola Přílohy, Obrázek č. 48-49).

Vysoké obsahy niklu, zinku a mědi byly zjištěny ve vzorcích plavenin odebraných pod výpustí čistírny odpadních vod v Bílé Vodě a první výpustí vedoucí z textilního závodu. Naopak nízké hodnoty těchto prvků vykazovaly plaveniny nad výpustěmi odpadních vod (vyjma zinku) a v nejbližším monitorovacím stanovišti.

U hodnot kadmia, olova a chromu byl průběh zcela jiný. Vysoké hodnoty naměřené ve vzorcích odebraných nad výpustěmi odpadních vod náležely kadmium a olovu. Vysoké akumulace chromu byly ve vzorcích na soutoku s odpadní struhou. Nicméně pro tyto kovy byly společně nízké hodnoty zaznamenány ve vzorcích pod permanentním zdrojem znečištění (pod ČOV).

Přestože hodnoty obsahů jednotlivých prvků se mezi zvolenými lokalitami na první pohled liší, tak nebyly mezi nimi prokazatelné rozdíly.

#### **4.4. Obsahy vybraných těžkých kovů ve vodě**

Vybrané těžké kovy byly mimo jiné analyzovány ve vodě odebrané v zájmovém toku ze zvolených lokalit a přímo ze zdrojů odpadních vod. Odběr vody z vodního toku proběhl ve třech termínech jako u přirozeně rostoucího mechorostu, pouze jednorázově (18.6. 2014) byly odebrány vzorky odpadní vody.

Společně s odběry vody z recipientu byly měřeny její vybrané fyzikálně-chemické parametry, jejichž hodnoty jsou shrnuty v Tabulkách č. 6 - 8 (kapitola Přílohy).

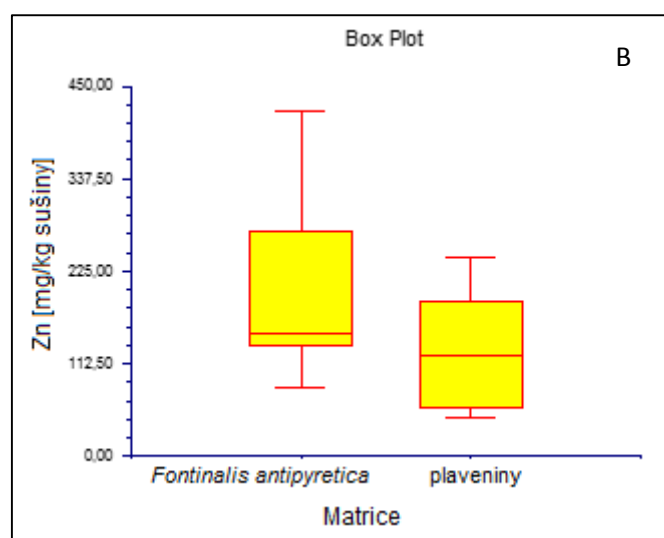
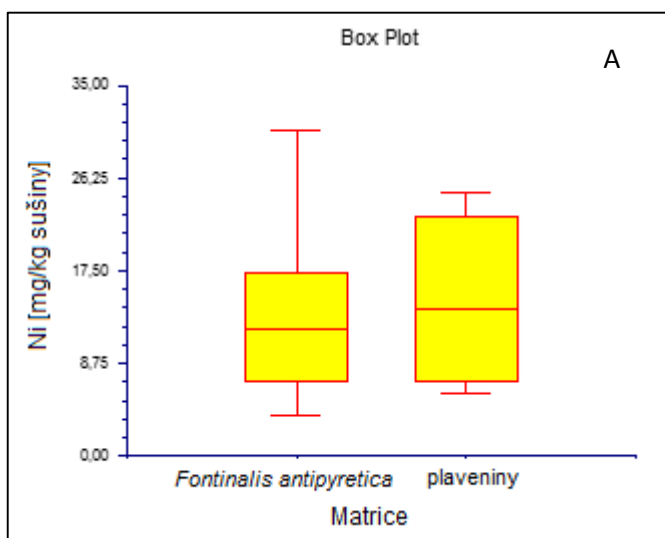
Veškeré hodnoty obsahů prvků zjištěné ve vzorcích z vodního toku byly pod mezí detekce používaného přístroje AAS Avanta GBC. Pouze v jednorázově odebraných vzorcích odpadních vod se podařilo detekovat obsahy u zinku a mědi. V odpadní vodě odtékající z čistírny odpadních vod v Bílé Vodě bylo obsaženo 0,053 mg/l zinku a 0,105 mg/l mědi, dále v odpadní vodě odtékající z výpustě textilního závodu bylo naměřeno 0,076 mg/l Zn a 0,024 mg/l mědi. Prokazatelná hodnota obsahu zinku (0,03 mg/l) byla také zjištěna ve vodě odpadní strouhy pod ČOV.

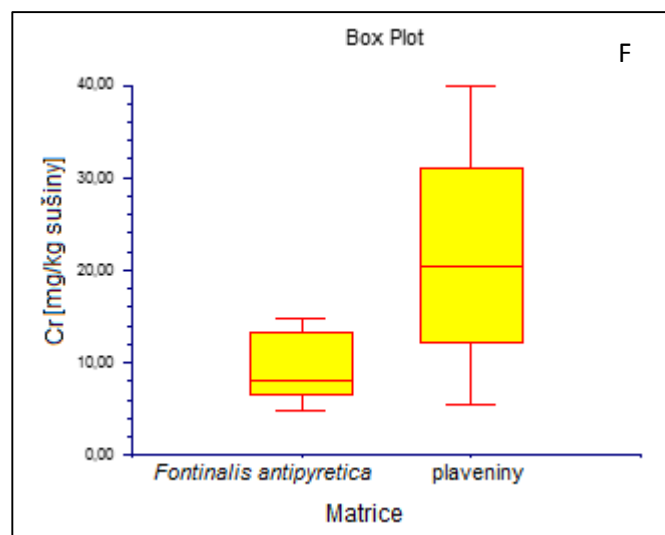
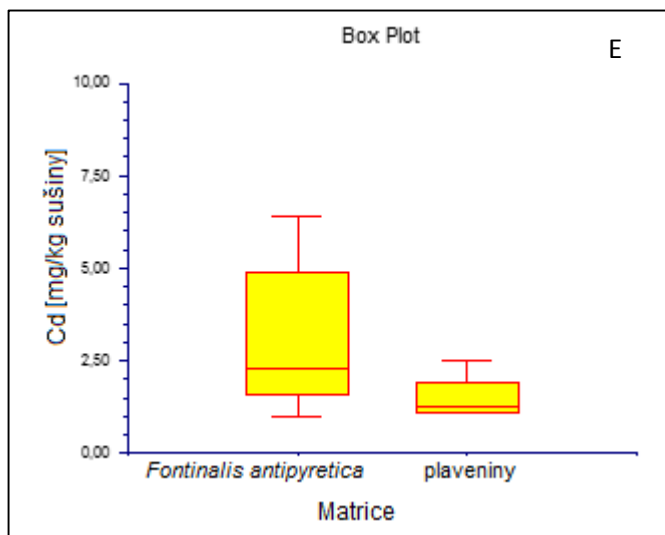
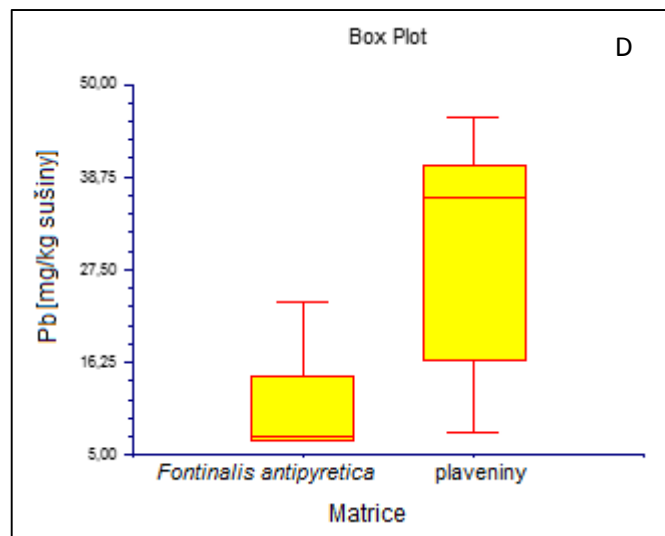
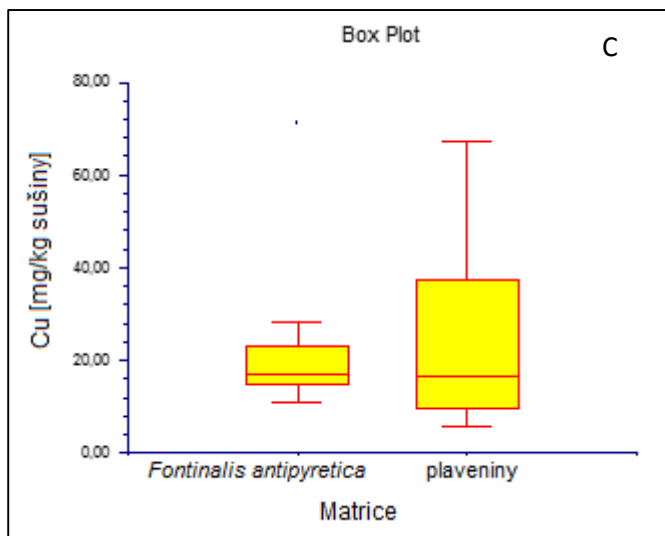
#### 4.5. Srovnání obsahů vybraných těžkých kovů mezi mechorostem a plaveninami

Na základě analýzy vybraných těžkých kovů ve vzorcích původního mechorostu *Fontinalis antipyretica* a plavenin bylo možné zjistit, která složka vodního ekosystému řeky Březné je více zatížena těmito polutanty. Pro srovnání zátěže jednotlivých matic kovy byly použity pouze jejich obsahy zjištěné během prvních tří odběrových období (červen, červenec, srpen).

Téměř u všech sledovaných kovů byly prokázány významné rozdíly v jejich zatížení buďto plavenin nebo mechorostu. Pouze u niklu (ANOVA;  $df = 1$ ;  $F = 0,01$ ;  $p = 0,9315$ ;  $\alpha = 0,05$ ) a mědi (ANOVA;  $df = 1$ ;  $F = 0,16$ ;  $p = 0,6905$ ;  $\alpha = 0,05$ ) nebyly hodnoty mezi těmito maticemi signifikantně odlišné.

Prokazatelně vyšší akumulace ve vzorcích *Fontinalis antipyretica* vykazoval zinek (ANOVA;  $df = 1$ ;  $F = 4,70$ ;  $p = 0,0389$ ;  $\alpha = 0,05$ ) a kadmium (ANOVA;  $df = 1$ ;  $F = 28,83$ ;  $p = 0,0001$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Plaveniny byly v opačném případě významně zatíženy olovem (ANOVA;  $df = 1$ ;  $F = 28,83$ ;  $p = 0,0000$ ;  $\alpha = 0,05$ ) a chromem (ANOVA;  $df = 1$ ;  $F = 15,69$ ;  $p = 0,0004$ ;  $\alpha = 0,05$ ).





Obrázek 45 Box ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve *Fontinalis antipyretica* a v plaveninách odebraných ze zvolených lokalit zájmového toku během tří odběrových období (29. - 30.6.2014, 24. - 25.7.2014, 18. - 19. 8. 2014).

## 5. Diskuse

Jakost vody ve vodním toku Březná je ovlivněna cizorodými látkami perzistentní povahy, konkrétně těžkými kovy. Tyto jsou součástí zejména průmyslových odpadních vod produkovaných textilním závodem v horní části povodí. Cílem práce bylo zhodnotit míru zatížení řeky Březné těmito polutanty prostřednictvím chemického monitoringu. Pro tuto studii byly vybrány tři složky vodního ekosystému, pomocí nichž mohla být ekologická zátěž posouzena. Jednalo se o biotickou matici, vodní mechorost pramenička obecná (*Fontinalis antipyretica*) a dvě abiotické složky - plaveniny a voda.

### 5.1. Bioakumulace těžkých kovů ve vodním mechorostu

Vodní mechorost pramenička obecná (*Fontinalis antipyretica*) patří mezi vhodné indikátory dlouhodobého zatížení tekoucích vod cizorodými látkami zejména těžkými kovy (Pekka et al. 2008). Většina vodních mechorostů totiž během vegetačního období, tedy období růstu, více kumuluje do svých stélek kromě životně nezbytných nutrientů právě tyto polutanty perzistentní povahy (Fernandez et al. 2006). Vzhledem k těmto faktům bioakumulační monitoring vybraných těžkých kovů (Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr) ve vodním mechorostu *Fontinalis antipyretica* probíhal právě v letních měsících.

V této studii byly pro posouzení zatížení zájmového toku monitorovány vybrané těžké kovy v přirozeně se vyskytujícím a instalovaném vodním mechorostu *Fontinalis antipyretica*.

Akumulační schopnost ať už původního či instalovaného vodního mechorostu mohla být ovlivněna vzájemně působícími faktory, které se v každém sledovaném vodním toku liší v závislosti na čase a prostoru. Svobodová et al. (1996a), Modrá (2014) uvádějí faktory vodního prostředí, které mají vliv na příjem těžkých kovů vodním mechorostem. Především se jedná o tyto vlivy - pH, teplota vody, světlo, koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, tvrdost vody, roční období, obsahy kovů ve vodním prostředí, kompetice mezi kovy, množství minerální a organické hmoty dispergované ve vodě, průtok, rychlost proudu, složení dnových sedimentů a biologicko-fyziologický stav mechu.

#### 5.1.1. Obsahy vybraných těžkých kovů v přirozeně se vyskytujícím mechorostu

Ve vzorcích přirozeně rostoucího mechorostu odebraných z řeky Březné a referenčního toku Tiché Orlice (nezatížený průmyslovými odpadními vodami) byly

stanoveny hodnoty obsahu těchto kovů. Tyto mohly být mezi sebou následně porovnány vzhledem ke stejnému geologickému podloží obou toků (ČGS 2015).

Nejvyšší hodnoty obsahu niklu byly zjištěny pod zdroji odpadních vod (lokality č. 2-4). Pohybovaly se v rozmezí 7,1 - 30,7 mg/kg sušiny. Téměř o polovinu nižší obsahy byly stanoveny ve vzorcích z ostatních zvolených lokalit zájmového toku (< 3,8 - 15,4 mg/kg sušiny) a z referenčního toku (4,4 - 14,4 mg/kg sušiny), přesto mezi nimi nebyl signifikantní rozdíl. Podle Kepáka (2005) je nikl součástí většiny barviv textilního průmyslu. Z vody je přijímán vodními mechorosty v jednoduché iontové formě ( $\text{Ni}^{2+}$ ) stejně jako ostatní kovy (Bleuel et al. 2005, Fernandez et al. 2006). Jeho účinky nejsou příliš toxické, patří však mezi potenciální karcinogeny (Pitter 2009).

Obsahy zinku ve vzorcích mechorostu ze zájmového toku se pohybovaly v rozmezí 82,6 - 420,8 mg/kg sušiny. Nejvyšší hodnoty byly opět naměřeny pod zdroji odpadních vod a také nad nimi. V meších z Tiché Orlice byly zjištěné obsahy opět nižší než v zájmovém toku (77,9 - 218,7 mg/kg sušiny). Zinek patří mezi významné esenciální prvky (Watanabe et al. 1997) a je běžnou součástí půd a sedimentů odkud je uvolňován za určitých podmínek do vody (Nriagu 1980). Mezi antropogenní zdroje zinku v přírodních vodách patří především atmosférický spad, průmyslové odpadní vody včetně textilních odpadních vod a deponované čistírenské kaly (Pitter 2009). Podle Modré (2014) jsou vyšší obsahy zinku v málo mineralizovaných vodách více toxické pro vodní organismy. To však není případ vody ve sledovaných tocích.

Kadmium se nejvíce vyskytovalo v mechorostu pod výpustí z čistírny odpadních vod v Bílé Vodě a první výpustí textilního závodu (1,6 - 10 mg/kg sušiny), ve vzorcích z ostatních sledovaných lokalit zájmového toku byly obsahy kadmia nižší (< 1,0 - 6,4 mg/kg sušiny). Obsahy kadmia ve vzorcích z referenčního toku se pohybovaly v rozmezí 1,9 - 4,7 mg/kg sušiny. Kadmium podle Tölgyessyho (1989) doprovází zinek v jeho rudách. Z jejich zpracování přechází do odpadních vod a do atmosféry. Mezi významné antropogenní zdroje tohoto prvku patří atmosférické depozice, fosforečnanová hnojiva (obsahují až 170 mg kadmia na kg hnojiva) a odpadní vody, popřípadě čistírenské kaly (Pitter 2009). Některé z těchto zdrojů mohly být důvodem vyšších obsahů kadmia ve vzorcích mechorostu odebraných ze zájmového popřípadě referenčního toku. Sledování kadmia v životním prostředí je velmi důležité, protože se řadí mezi významně nebezpečné jedy, obzvláště pro vodní organismy (Maršálek 2014).

U mědi byly obsahy v meších zájmového (11 - 28,3 mg/kg sušiny) a referenčního toku (14,7 - 26,7 mg/kg sušiny) téměř vyrovnané. Výjimkou byla naměřená koncentrace



(71,1 mg/kg sušiny) ve vzorku odebraného v srpnu z nejbližší zvolené lokality zájmového toku. Nejpravděpodobněji tento výrazný nárůst obsahu způsobily fungicidní přípravky na bázi mědi (Pitter 2009), kterými byly v tomto období v okolí recipientu ošetřeny zemědělsky využívané pozemky. V ostatních případech (vyjma vzorků pod vypustěmi odpadních vod, kde byly zjištěny vyšší koncentrace) naakumulované obsahy mědi ve *Fontinalis antipyretica* spíše odrážely přirozené pozadí toku.

Značné výkyvy v obsazích olova byly zjištěny pod vypustěmi odpadních vod a nad nimi (vzorky z lokality č. 1-3), tyto se pohybovaly od hodnot pod mezí detekce přístroje, tj. < 6,7 až po hodnoty 23,5 mg/kg sušiny. Téměř ve všech vzorcích z ostatních lokalit řeky Březné byl obsah olova velmi nízký (pod mezí detekce používané přístrojové techniky). Zato vyšší a vyrovnanější obsahy byly zjištěny v referenčním toku (8,2 -11,7 mg/kg sušiny). Rozdíl mezi hodnotami obsahu ve vzorcích z obou toků však nebyl prokazatelně významný.

Hlavním zdrojem kontaminace životního prostředí olovem je antropogenní činnost (Maršálek 2014). Podle Hoffmana et al. (2010) se do vodního prostředí globálně dostává suchou či mokrou atmosférickou depozicí. Významným antropogenním zdrojem olova dříve byly výfukové plyny motorových vozidel obsahující rozkladné produkty tetraetylolova, olovené rozvody pitné vody a pesticidy na bázi olova (Pitter 2009, Maršálek 2014). Tyto se dnes již nevyužívají popřípadě velmi omezeně. Nicméně vzhledem k perzistentním vlastnostem těžkých kovů, může být olovo dlouhodobě deponováno v okolních sedimentech bývalých zdrojů znečištění (Adámek et al. 2010). To by mohlo vysvětlit vyšší obsahy ve vzorcích mechorostu odebraných z referenčního toku a první lokality zájmového toku, kde se v jejich blízkosti nachází silniční komunikace. Přesto významnější vliv na zatížení olovem v tomto případně pravděpodobně mají textilní odpadní vody (Pitter 2009, Adámek et al. 2010).

Nejvyšší obsahy chromu byly stanoveny téměř ve všech vzorcích odebraných pod vypustěmi odpadních vod (8,2 - 14,9 mg/kg sušiny). Naopak nejnižší byly zjištěny v meších z nejbližší lokality od zdrojů znečištění (< 4,8 - 6,6 mg/kg sušiny) a z výše položené lokality referenčního toku (u všech vzorků - obsahy pod mezí detekce přístroje). Chrom se přirozeně vyskytuje jako součást hornin a půd, kromě toho jeho antropogenním zdrojem jsou odpadní vody z textilního průmyslu, kde je součástí některých barvicích lázní (Arient 1968, Hrdina 1996, Pitter 2009). To je zřejmě hlavní důvod proč byly hodnoty obsahu chromu ve vodním mechorostu signifikantně vyšší pod vypustěmi textilního závodu. Chrom patří mezi esenciální prvky, ve vyšších koncentracích je ale

toxický pokud se vyskytuje v oxidačním stupni VI (Pitter 2009). V této formě ho lze očekávat i ve vodě zájmového toku, kde byly během monitorovacího období zaznamenány výrazné oxidační podmínky, koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě se pohybovala v rozmezí 8,52 - 12,26 mg/l. Oxidačními a redukčními procesy chromu ve vodách se detailně zabývali Schroeder et Lee (1975).

U většiny odebraných vzorků přirozeně se vyskytujícího vodního mechorostu byly zjištěny výrazné korelace mezi niklem, zinkem a kadmíem. Mezi zinkem a kadmíem a zinkem a niklem byly podle Pittra (2009), Adámka et al. (2010) prokázány synergistické vztahy. To znamená, že samotné zjištěné obsahy těchto kovů nemusí představovat až takové riziko jako jejich vzájemně se zesilující negativní účinky. Obzvláště posílení toxických účinků u kadmia představuje pro všechny vodní organismy závažné zdravotní problémy (Maršálek 2014). Podle Serafima et Bebianna (2007) se může u zatížených organismů projevit karcinogenita či mutagenita.

#### **5.1.2. Obsahy vybraných těžkých kovů v instalovaném mechorostu**

Ve vodním toku Březné byly instalovány (3.6. 2014) pomocí techniky „bag moss“ trsy vodního mechorostu *Fontinalis antipyretica* odebrané z referenčního recipientu Bystřice. Tyto byly v zájmovém toku exponovány 25 dní, což je doba doporučená většinou autorů (Kelly et al. 1987, Martinez et al. 1993, Claveri et al. 1995). Účelem této instalace bylo zhodnotit míru zatížení zájmového toku prostřednictvím analýzy obsahů vybraných těžkých kovů. Oproti původním mechorostům, rostoucím v místě sběru mají mechorosty převezené z nekontaminovaného vodního toku následující výhody. Dokáží odhalit chronickou kontaminaci olovem a mědí, přerušenu (střídavou) kontaminaci niklem, zinkem a chromem (Cesa et al. 2006). Jsou schopny akumulovat výrazně více chrom, měď, olovo, kadmium a zinek (Samecka-Cymerman et al. 2005). Zvýšená akumulační schopnost nepůvodního mechorostu oproti původnímu (odebraný ve stejném měsíci) byla potvrzena téměř u všech vybraných kovů také v zájmovém toku. I přesto, že se kovy ve vodní složce vodního ekosystému mohou vyskytovat nepravidelně a v nízkých koncentracích, byly instalované mechorosty zatíženy těmito polutanty, a to především pod výpustěmi odpadních vod.

Instalace nepůvodního mechorostu do monitorovaného toku dále umožňuje přesné srovnání zjištěných obsahů sledovaných kovů naměřených po expoziční době s hodnotami obsahu před samotnou expozicí (počáteční obsahy však nesmí být pod mezí

detekce přístroje). Ve všech případech byly obsahy všech kovů po expozici v zájmovém toku vyšší. V porovnání s ostatními vzorky byl zaznamenán markantní koncentrační nárůst u olova, zinku (o 243 mg/kg sušiny) a kadmia (o 5,8 mg/kg sušiny), případně niklu (o 21,2 mg/kg sušiny) ve vzorku pod druhou výpustí textilního závodu. Také vzorek původního mechorostu odebraný ve stejném měsíci patřil k nejvíce zatíženým v této lokalitě. Důvodem mohly být kromě možné kontaminace z textilního závodu přijatelnější podmínky prostředí dané lokality, které by měly příznivý vliv na akumulární schopnost vodního mechorostu (Claveri et al. 1995). Jedním z potenciálních faktorů zvyšující příjem kovů může podle Phillipse et Rainbowa (1993) být dnový sediment dané lokality, ten je totiž oproti sedimentům z ostatních lokalit výrazně velikostně diverzifikovaný. V souvislosti s částečně cirkulačním prouděním, které zde bylo patrné, se může z povrchu suspendovaných částic uvolňovat velké množství těchto kovů do vodní složky, odkud může být snadno mechorostem přijímáno (Svobodová et al. 1996a, Pitter 2009).

## **5.2. Obsahy vybraných těžkých kovů v plaveninách a ve vodě**

Monitoring vybraných těžkých kovů byl proveden taktéž v abiotických maticích (plaveniny a voda) vodního toku Březná. Tyto měly charakterizovat míru zatíženého životního prostředí zvoleného sentinelového organismu.

V odebraných vzorcích plavenin z jednotlivých lokalit zájmového toku byly za celé monitorovací období sledovány značné výkyvy v obsazích všech vybraných kovů. Největší z nich byly ve vzorcích pod permanentním zdrojem znečištění (tj. pod výpustí ČOV) dále po proudu, kde se obsahy niklu, zinku, mědi a olova pohybovaly v následujícím rozmezí: Ni 3,5 - 24,9 mg/kg sušiny, Zn 46,6 - 241,6 mg/kg sušiny, Cu 5,5 - 67,3 mg/kg sušiny, Pb 7,7 - 46,0 mg/kg sušiny. Naopak výrazně nižší rozdíly v obsazích těchto kovů byly nad tímto zdrojem, přičemž i samotné koncentrace prvků byly nižší (Ni 7,5 - 17,9 mg/kg sušiny, Zn 88,8 - 183,3 mg/kg sušiny, Cu 11,6 - 16,7 mg/kg sušiny, Pb 35,8 - 38,2 mg/kg sušiny). Podobný trend byl zaznamenán také u chromu (pod výpustěmi odpadních vod 5,4 - 40 mg/kg sušiny), s tím rozdílem, že obsahy tohoto kovu ve vzorcích z nejbližší lokality v zájmovém toku byly více méně vyrovnané. Markantní výkyvy v obsazích byly zaznamenány ve vzorcích plavenin všech lokalit u kadmia (<1,1 - 2,5 mg/kg sušiny).

Výrazné výkyvy v obsazích vybraných kovů ve vzorcích plavenin mohly být příčinou možných antropogenních vlivů (popsány v podkapitole 5.1.1) a přirozených faktorů prostředí. Ze zdrojů antropogenního původu nejvíce přicházejí v úvahu

průmyslové odpadní vody. Právě od výpustí odpadních vod dále po proudu až po poslední sledovanou lokalitu byly zaznamenány ve vzorcích nejvyšší obsahy většiny kovů. To znamená, že plaveniny byly transportovány na větší vzdálenost v toku a rozšiřovaly tak kontaminaci (Gustafsson et Gschwend 1997, Vignati et al. 2005). Množství kovů v plaveninách závisí především na jejich charakteru, rychlosti proudu a mobilizačních procesech ve vodním prostředí (Pfeiffer et al. 2005, Rieder et al. 2006).

Ve vzorcích vody odebraných z lokalit zájmového toku byly obsahy všech sledovaných kovů pod mezí detekce přístroje. Používaný přístroj AAS Avanta GBC, který byl pro tuto studii k dispozici, analyzuje hodnoty obsahu ve vyšších jednotkách (desetiny mg/l), než je pro vodu běžné ( $\mu\text{g/l}$ ) (Samecka-Cymerman et al. 2001, Ferreira et al. 2009). Nicméně podle Svobodové et al. (1996a) stanovení kovů v aktivně odebraných vzorcích vody není směrodatným ukazatelem skutečné dlouhodobé kontaminace vodního prostředí těmito polutanty. Na druhou stranu se jedná společně s plaveninami o složky vodního ekosystému, pro které jsou podle Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. stanovené maximální povolené koncentrace vybraných prvků.

Dále byly stanoveny obsahy vybraných těžkých kovů v odpadní vodě odebrané přímo z jejich zdrojů. V odpadní vodě odebrané z výpustě z čistírny odpadních vod v Bílé Vodě byly detekovány obsahy zinku (0,053 mg/l) a mědi (0,105 mg/l). Podle Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. mnohou tyto zpoplatněné emisní látky obsažené v průmyslové odpadní vodě dosahovat vyšších hodnot - Zn (3 mg/l), Cu (1 mg/l). Kromě toho byly za účelem analýzy odebrány vzorky odpadní vody z nelegální výpustě textilního závodu a z ČOV. V obou případech byly naměřeny hodnoty obsahu zinku (0,076 mg/l a 0,03 mg/l) a v prvním zmíněném zdroji navíc mědi (0,024 mg/l). To dokazuje, že textilní společnost je významným zdrojem těchto polutantů ve vodním toku Březná.

### **5.3. Změny v obsazích vybraných kovů v mechorostu a plaveninách během monitoringu**

Zjištěné obsahy vybraných těžkých kovů ve vzorcích mechorostu a plavenin se značně lišily v závislosti na odběrovém období. Nejvyšší hodnoty obsahu všech kovů ve vzorcích plavenin byly stanoveny v měsíci červnu a naopak nejnižší v září. S největší pravděpodobností toto zjištění souviselo se srážkovými poměry v dané oblasti. Vysoký úhrn srážek podle ČHMÚ převažoval právě v červnu a postupně se s nadcházejícími měsíci snižoval. Podle Brunnera (2010) prostřednictvím vydatných dešťů dochází v okolí recipientu ke smyvu tzv. wash load, jedná se o velmi jemné anorganické částice plavenin.

Tyto se nevyskytují v dnových sedimentech a mimo to mají vysoký potenciál na sebe adsorbovat velké množství těžkých kovů. Dále srážky zvyšují průtok a zároveň rychlost proudu v recipientu. S tím souvisí i vyšší unášecí síla vody, která umožní jemnějším dnovým sedimentům přejít do fáze plavenin (Tlapák et Henrynek 2001). Podle Svobodové et al. (1996a) jsou sedimenty dna hlavní zásobárnou většiny těžkých kovů ve vodním prostředí.

Se srážkami a především se zvýšenou rychlostí proudu pravděpodobně souvisely i biokumulační změny ve vodním mechorostu (Phillips et Rainbow 1993). V červnu, kdy byly zaznamenány nejvyšší obsahy těžkých kovů ve vzorcích plavenin, byly naopak u mechorostu téměř ve všech případech nejnižší. Právě zvýšená rychlost proudu může způsobit fyziologický stres u mechorostu, který vede k nižšímu příjmu živin včetně polutantů (Kelly et al. 1987, Martinez et al. 1993). Kromě toho může dojít k mechanickému poškození částí rostliny vlivem saltačních pohybů splavenin. Také zvýšené množství plavenin ve vodním sloupci působící turbiditu má vliv na funkci fotosyntézy, při níž hrají některé kovy významnou roli (Procházka et al. 1998). Podle Pittra (2009) se za vydatných srážek zvýší množství anorganických a organických ligandů ve vodě, se kterými kovy (především měď) za určitých okolností tvoří komplexy. V této formě je vodní mechorosty, včetně *Fontinalis antipyretica*, nejsou schopny přijímat (Díaz et al. 2012).

Naopak nejvyšší obsahy kovů ve vzorcích mechu byly zaznamenány o měsíc později (v červenci), kdy se snížil průtok, rychlost proudu a zákal.

Podle autorů bioakumulačních studií mají značný vliv na příjem kovů fyzikálně-chemické parametry vody, které se zdatelně mění u většiny povrchových vod, jak v prostoru, tak v čase. To však nebyl případ řeky Březné, kde se vybrané vlastnosti vody od sebe během sledovaných období výrazně nelišily. Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě se pohyboval v rozmezí 8,52 - 12,26 mg/l, dále teplota od 12,4 - 16,2 °C a pH od 5,82 - 7,10.

#### **5.4. Porovnání zátěže sledovaných matric vybranými těžkými kovy**

Při sledování zatížení přirozeně rostoucího mechorostu a plavenin vybranými těžkými kovy v zájmovém toku bylo zjištěno následující. Prokazatelně vyšší obsahy zinku a kadmia byly stanoveny ve vodním mechorostu *Fontinalis antipyretica*. Tyto dva prvky se vyznačují výraznou chemickou podobností. Kadmium navíc doprovází zinek ať

už v jeho rudách nebo ve vodě, avšak v podstatně nižších koncentracích (Pitter 2009). Zinek je navíc esenciálním prvkem, proto ho také organismy přijímají ve vyšším množství než ostatní kovy (Nriagu 1980). Zinek, stejně jako kadmium a další těžké kovy, převažuje v kyselé či neutrální vodě s vyšším obsahem oxidu uhličitého ve formě rozpustných iontů (Maršálek, Modrá 2014). Zinek se navíc vyznačuje nízkou hydrolytickou konstantou a jeho komplexační schopnosti jsou méně výrazné než např. u mědi (Pitter 2009). Ve formě  $Zn^{2+}$  a  $Cd^{2+}$  iontů jsou velmi dobře akumulovány vodními mechorosty do svých stélek (Klinck et Wood 2011). Kadmium je navíc známé svou akumulační schopností především v biomase, méně pak v plaveninách a sedimentech (Pitter 2009). Dále se vyznačuje pomalou detoxikací, což představuje riziko chronických otrav (ATSDR 2012).

Naproti tomu u plavenin bylo obsaženo signifikantně více olova a chromu. Olovo převažuje v přírodních vodách v závislosti na hodnotě pH a koncentraci celkového oxidu uhličitého jako jednoduchý iont  $Pb^{2+}$ . Nicméně za určitých podmínek, jako je např. zvýšené množství organických látek ve vodě, má výraznou tendenci vytvářet komplexy. Olovo má také vysoký kumulační koeficient (řádu až  $10^5$ ) a významně se proto hromadí především v plaveninách a sedimentech méně pak v organismech (Pitter 2009).

Chrom se ve vodách vyskytuje převážně ve dvou oxidačních stupních,  $Cr^{III}$  a  $Cr^{VI}$ . V prvním zmíněném stupni je chrom méně dostupný případně nedostupný pro vodní mechorosty ve vodách s hodnotou pH 6 - 8, protože vytváří komplexy, jak v nerozpustné (pouze v přítomnosti ligandů), tak rozpustné formě (Richard et Bourg 1991). Vyšší oxidační stupeň se vyskytuje převážně v iontové podobě, ale v přítomnosti olova se může za určitých podmínek vytvořit nerozpustná forma chroman olovnatý (Pitter 2009). Je tedy pravděpodobné, že chrom ve vodním toku Březné bude převažovat v těchto komplexních formách, ve kterých se bude kumulovat spíše na povrch dnových sedimentů a plavenin.

##### **5.5. Hodnocení míry zatížení vodního toku Březné vybranými těžkými kovy**

Posouzení míry zatížení řeky Březné vybranými těžkými kovy prostřednictvím zvolených matric bylo nejednotné a vzhledem k relativně malému počtu dat pro statistické analýzy bylo založeno spíše na odhadech. I přesto jsou výsledky této studie důležitými podklady pro sofistikovanější metody výzkumu.

Kvalita původního mechorostu *Fontinalis antipyretica* ze zájmového toku byla hodnocena na základě prostého srovnání zjištěných obsahů vybraných kovů s obsahy těžce

kovů z toku referenčního, nezátíženého průmyslovými odpadními vodami. Tento postup je podle Kellyho et al. (1987), Claveriho et al. (1995) jedinou možnou metodou posouzení zátěže v případě neznalosti tzv. přirozeného pozadí sledovaného recipientu. Pro posuzování kvality vodních mechorostů z chemického hlediska není totiž dle legislativy ČR normativně stanovená přípustná koncentrace vybraných cizorodých látek, jak je tomu u dalších složek vodního ekosystému (voda, sediment, plaveniny).

Prostřednictvím srovnávací metody obsahů vybraných kovů původního mechorostu bylo vyhodnoceno následující. Za celé sledované období byly zjištěny výrazně vyšší obsahy všech sledovaných kovů pod výpustěmi odpadních vod řeky Březná. Nicméně prokazatelně vyšší koncentrace ve vzorcích z dané části toku byly zaznamenány pouze u chromu. Tyto obsahy byly cca 2,5krát vyšší než obsahy zjištěné v mechorostu z výše položené lokality Tiché Orlice. Je tedy pravděpodobné, že vodní prostředí zájmového toku bude v této části ovlivněno chromem v šestém oxidačním stupni, který se vykazuje vysokou toxicitou pro vodní organismy (Pitter 2009).

Hodnocení jakosti povrchových vod prostřednictvím vodních mechorostů je známé také z oblasti Krušných hor (Samecka-Cymerman et al. 2001) a z okolí města Wrocław v Polsku (Samecka-Cymerman et Kempers 1995). Recipienty z těchto oblastí jsou zatíženy atmosférickými depozicemi, a to buď z chemického nebo hutního průmyslu. Obsahové hodnoty těžkých kovů zde byly několikanásobně vyšší než v řece Březné, což je kromě těchto antropogenních zdrojů dáno horninovým složením daných oblastí (Kroner et Willner 1998).

Hodnocení výsledků monitoringu jakosti plavenin bylo provedeno dle Nařízení vlády č. 23/2011 Sb. Zde jsou stanoveny v souladu se směrnicemi 2000/60/ES a 2008/105/ES kvalitativní limity pro vybrané látky včetně těžkých kovů v sedimentech, plaveninách a ve vodě, tzv. normy environmentální kvality (viz Tabulka č. 1). Dle těchto stanovených limitů byly ve vzorcích plavenin překročeny koncentrace kadmia a niklu. Společně s těmito hodnotami jsou v tabulce uvedeny globální geogenní standardy dle Turekiana a Wedepohla (T&W) a výsledky měření z řeky Labe. Hodnocením kontaminace sedimentů a plavenin v hlavním toku Labe a jeho záplavové zóně bylo provedeno v rámci Projektu Labe IV (Borovec 2000, Nesměrák 2003).

Tabulka 1 Kvantitativní limity normy environmentální kvality (NEK) a globální geogenní standardy dle Turekiana a Wedepohla (T&W) v porovnání s hodnotami obsahu plavenin zjištěnými v řece Březné a Labi.

	Těžké kovy (mg/kg)					
	Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
NEK	3	800	160	53	2,3	640
T & W		95	45	20	0,3	90
Březná	3,5-24,9	46,6 - 241,6	5,5 - 67,3	7,7 - 38,2	< 1,1 - 2,5	5,4 - 40
Labe	47,0 - 150,0	62,0 - 2620,0	57,0 - 6120,0	16,0 - 409,0	1,1 – 7,1	85,0 - 212,0



## 6. Závěr

Předložená diplomová práce se zabývá hodnocením míry zatížení vodního toku Březná vybranými těžkými kovy (Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr). Řeka Březná je negativně ovlivněna cizorodými látkami včetně těchto polutantů perzistentní povahy. Jejich antropogenními zdroji jsou zejména průmyslové resp. textilní odpadní vody, dále zemědělská činnost, popřípadě automobilová doprava. Mimo to jsou těžké kovy v určitém množství přirozenou součástí geologického podloží a tvoří tzv. přirozené pozadí vodního toku.

V zájmovém toku se tyto polutanty monitorují nepravidelně a pouze ve vodní složce vodního ekosystému. Jejich detekce v jednorázově (aktivně) odebraných vzorcích vody je často problematická a neposkytuje věrohodnou informaci o jejich distribuci ve vodním toku. Z tohoto důvodu byly v této studii sledovány vybrané těžké kovy také v dalších maticích vodního prostředí, v instalovaném a původním vodním mechorostu *Fontinalis antipyretica* a plaveninách. Tyto pevné složky obsahují mnohem vyšší množství vybraných kovů a postihují dlouhodobější ekologickou zátěž, což dokazují výsledky této studie.

Téměř ve všech případech byly ve vzorcích vodního mechorostu a plavenin detekovány obsahy vybraných těžkých kovů. To však neplatilo pro jednorázově odebrané vzorky vody z recipientu. U těchto byly koncentrace pod mezí detekce používaného přístroje AAS Avanta GBC. Hodnoty obsahu vybraných prvků ve vzorcích instalovaného a původního mechorostu odebraných pod výpustěmi odpadních vod řeky Březné byly ve všech případech vyšší v porovnání s referenčními hodnotami. Prokazatelný rozdíl byl zjištěn pouze u chromu, jehož obsahy byly ve vzorcích původního mechorostu z této části zájmového toku cca 2,5krát vyšší než v přirozeně se vyskytujícím mechorostu z referenčního toku Tichá Orlice. Vzorky plavenin, posuzované dle Nařízení vlády č. 23/2011 Sb., které stanovuje kvalitativní limity pro vybrané látky (Normy environmentální kvality), obsahovaly nadlimitní koncentrace kadmia (o 0,2 mg/kg sušiny) a niklu (o 21,9 mg/kg sušiny).

Vzhledem k nejednotnosti v posuzování míry ekologické zátěže, neznalosti tzv. přirozeného pozadí sledovaného toku a nízkému počtu dat pro plnohodnotné statistické analýzy je třeba míru zatížení vodního toku Březná spíše odhadovat. Nicméně výsledky této studie jsou důležitými podklady pro sofistikovanější metody výzkumu.

Do budoucna by bylo vhodné se zaměřit například na sledování těžkých kovů ve vodné fázi vodního ekosystému pomocí pasivních vzorkovačů. Tyto jsou exponovány

v monitorovaných lokalitách kontinuálně, což umožňuje detekovat ultrastopové koncentrace antropogenních kontaminantů a zachytit periodickou kontaminaci (Kočí et Grabic 2008). Pro komplexní posouzení míry zátěže vodního prostředí je dobré kombinovat chemický monitoring s monitoringem biologickým, kde se navíc hodnotí odezva vodních organismů na expozici polutantům (van der Oost et al. 2003). Kromě sledování těžkých kovů ve vodním toku Březná je žádoucí se zaměřit také na jiné emisně zpoplatněné cizorodé látky, které jsou prostřednictvím odpadních vod vypouštěny do recipientu.

## 7. Literatura

Adámek Z, Helešic J, Maršálek B, Rulík M. 2010. Aplikovaná hydrobiologie. Vodňany: VÚRH JU. pp. 76-148.

[AOPK ČR] Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. [online]. [c2015] [cit. 2015-08-25]. Dostupné z: <<http://mapy.nature.cz/>>

Arient J. 1968. Přehled Barviv. Praha: SNTL. pp. 68-203.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1999. Toxicological profile for mercury. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Humans Services. Public Health Service. Atlanta (USA): Centres for Diseases Control. pp. 500.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2012. Toxicological profile for cadmium. Atlanta (USA): Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Humans Services. Public Health Service. Centres for Diseases Control. pp. 430.

Bentley R, Chasteen TG. 2002. Microbial Methylation of Metalloids: Arsenic, Antimony and Bismuth. *Mikrobiology and Molecular Biology Reviews* 66: 250-271.

Bláhová J, Svobodová Z. 2014. Chemický a biologický monitoring vodního prostředí. In: Kouba A, editor. *Vodní toxikologie pro rybáře*. Vodňany: VÚRH JU. pp. 541-559.

Bleuel C, Wesenberg D, Sutter K. 2005. The use of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. As a bioindicator for heavy metals 3. Cd<sup>2+</sup> accumulation capacities and biochemical stress response of two *Fontinalis* species. *Sci. Total Environment*. 345: 13-21.

Borovec Z. 2000: Elements in size-fractionated bottom sediments of the Elbe River in its Czech part. *Aquat. Sci.* 62: 232-251.

Brunner GW. 2010. HEC-RAS 4.1. User's manual. U. S. Army od Corps Engineers Davis. [online]. [cit. 2015-04-11]. Dostupné z: <<http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>>

- Bruns I, Friese K, Market B, Krauss GJ. 1997. The use of *Fontinalis antipyretica* as a bioindicator for heavy metals. 2. Heavy metal accumulation and physiological reaction of *Fontinalis antipyretica* in active biomonitoring in the Elbe River. *Sci. Total Environ.* pp. 161-176.
- Burton GA. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology.* 3: 65-75.
- Carballeira A, Diaz S, Vazquez MD, Lopez J. 1998. Inertia and resilience in the responses of the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica* to thermal stress. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* pp. 343-349.
- Carter LF, Porter SD. 1997. Trace element accumulation by *Hygrohypnum ochraceum* in the upper Rio Grande Basin, Colorado and New Mexico, USA: *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 2521-2528.
- Cenci RM. 2000. The use of aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) as biomonitor of contamination in standing and running waters: limits and advantages. - In.: *J. Limnol.* 60: 53-61.
- Cesa M, Bizzotto A, Ferraro C, Fumagalli F, Nimis PL. 2006. Assessment of intermittent trace element pollution by moss bags. *Environ Pollut.* 144(3): 886-92.
- Cesa M, Campisi B, Bizzotto A, Ferraro C, Fumagalli F, Nimis PL. 2008. A factor influence study of trace element bioaccumulation in moss bags. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55(3): 386-396.
- Cibulka et al. 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Praha: Academia. pp. 432.
- 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: 2795 - 2806.
- Ciffroy P, Beaugelin K, Claveri B, Siclet F, Baudin JP, Vazelle D. 1997. The quantification of metallic or radioactive pollutant flows in freshwater by the use of a mathematical model describing the evolution of contamination levels of a bryophytes species, *Platyhypnidium riparioides*. In: Dismet G, Blust RJ, Comans RNJ, Fernandez

JA, Hilton J, de Bettencourt A, editors. Freshwater and Estuarine Radioecology. Amsterdam: Elsevier Science. pp. 307-318.

Claveri B, Gukrold F, Pihan JC. 1995 Use of transplanted mosses and autochthonous liverworts to monitor trace metals in acidic and non-acidic headwater streams (Vosges mountains, France). *Menz (France): The Science of the Total Environment* 17: 235-244.

Claveri B, Morhain E, Mouvet C. 1994. A methodology for the assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchosfegium riparioides*. *Chemosphere*. 28: 2001-2010.

Croisetiere L, Hare L, Tessier A. 2001. Influence of current velocity on cadmium accumulation by an aquatic moss and the consequences for its use as a biomonitor. *Environ. Sci. Technol.* pp. 923-927.

Culek M. 1995. Biogeografické členění České republiky. Praha: Enigma. pp. 347.

[ČGS] Česká geologická služba. [online]. [c2015] [cit. 2015-03-29]. Dostupné z: <[http://mapy.geology.cz/geocr\\_50/](http://mapy.geology.cz/geocr_50/)>

[ČHMÚ] Český hydrometeorologický ústav. [online]. [c2015] [cit. 2015-03-21]. Dostupné z: <<http://hydro.chmi.cz/isarrow/>>

[ČRS] Český rybářský svaz. [online]. [c2003-2015] [cit. 2015-03-30]. Dostupné z: <[http://www.rybsvaz.cz/pages\\_cz/legislativa/rybarsky\\_rad\\_2014.pdf](http://www.rybsvaz.cz/pages_cz/legislativa/rybarsky_rad_2014.pdf)>

ČSN 75 7051 (EN ISO 25667) Jakost vod. Odběr vzorků.

ČSN 75 7703 ( EN ISO 7828:1985) Jakost vod. Metody odběrů biologických vzorků. Pokyny pro odběr vzorků makrozoobentosu ruční sítkou.

ČSN 75 7721 (EN ISO 14184) Kvalita vod - Návod pro sledování vodních makrofyt v tekoucích vodách.

Deflora S, Bennicelli C, Bagnasco M. 1994. Genotoxicity of mercury-compounds – a review. *Mutation Research* 317: 57-79.

Demek J. 1987. Zeměpisný lexikon ČSSR - hory a nížiny. Praha: Academia. pp. 574.

- Díaz S, Villares R, Carballeira A. 2012. Uptake Kinetics of As, Hg, Sb, and Se in the Aquatic Moss *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Water Air Soil Pollut.* 223: 3409–3423.
- Dictz F. 1973. The enrichment of heavy metals in submerged plants. In: SH Jenkins editor. *Advances in Water Pollution Research, Proceedings of the 6th International Conference, Jerusalem*, pp. 53-62.
- Empain, AM. 1977. Ecologie des populations bryophytiques aquatiques de la Meuse. de la Sambre et de la Somme. Relation avec la qualité des eaux, Ccophysologie comparée et étude de la contamination par métaux lourds. M&M. Th. Doct. SC. Bat.. Univ. Liege, 179 pp.
- Empain AM. 1988. Detection of heavy-metal pollution of aquatic habitats. In: Glime JM, editor. *Methods in bryology. Mainz: Proc. bryol. meth. workshop.* pp. 213-220.
- Engleman CJ, McDuffett WF. 1996. Accumulation of aluminium and iron by bryophytes in streams affected by acid-mine drainage. *Environ. Poll.* pp. 67-74.
- Fernandez JA, Vazquez MD, Lopez J, Carballeira A. 2006. Modelling the extra and intracellular uptake and discharge of heavy metals in *Fontinalis antipyretica* transplanted along a heavy metal and pH contamination gradient. *Environ. Pollut.* 139: 21-31.
- Ferreira D, Ciffroy P, Tusseau-Vuillemin MH, Garnier C, Garnier, JM. 2009. Modelling exchange kinetics of copper at the water-aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) interface: Influence of water cationic composition (Ca, Mg, Na and pH). *Chemosphere.* 74: 1117–1124.
- Franců E, Geršl M. 2009. Vzorování plavenin v menších tocích. Projekt SP/1b7/156/07. Česká geologická služba. pp. 18.
- Frost U. 1990. Crytogamie. *Bryol Lichenol.* pp. 339-352.
- Gauthier JM, Dubeau H, Rassart E. 1998. Mercury induced micronuclei in skin fibroblasts of beluga whales. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 2487-2493.
- GonSalves EPR, Boaventura RAR, Mouvet C. 1992. Sediments and aquatic mosses as pollution indicators for heavy metals in the Ave river basin. Portugal: *Sci. Total Environ.* 114: 7-24.

Gustavsson Ö, Gschwend PM. 1997. Aquatic colloids: concepts, definitions, current challenges. *Limnology and Oceanography*. 42: 519-528.

Hanel L, Lusk S. 2005. Ryby a mihule České republiky. Vlašim: ČSOP. pp. 46-52.

Havelková M, Blahová J, Kroupová H, Randák T, Slatinská I, Leontovyčová D, Grabic R, Pospíšil R, Svobodová Z. 2008. Biomarkers of contaminant exposure in chub (*Leuciscus cephalus* L.) – Biomonitoring of major rivers in the Czech Republic. *Sensors*. 8: 2589-2603.

Hellawell JM. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science. pp. 508.

Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA, Cairns J. 2010. Handbook of ecotoxicology Taylor and Francis. USA: Boca Raton. pp. 1290.

Houserová P, Kubáň V, Pavlíčková J, Spurný P, Komárek J. 2005: Bioakumulace chemických forem (specií) rtuti ve vodních ekosystémech. In: Sbor. Referátů XXXIX. Semináře o metodice stanovení a významu stopových prvků v biologickém materiálu a v životním prostředí „Mikroelementy 2005“. pp. 48-56.

Hrdina R. 1996. Reaktivní barviva na živočišná vlákna a syntetické polyamidy. Pardubice: FCHT UPCE. pp. 149-153.

Hyánek L, Rešetka D, Koller J, Nesměrák I. 1991, Čistota vod. Bratislava: Alfa. pp. 262.

[IC] Inter Color. [online]. [c2014] [cit. 2015-03-20]. Dostupné z: <<http://www.intercolor.cz/index.php?menu=cze/uvodni>>

Itow T, Loveland RE, Botton ML. 1998. Developmental abnormalities in horseshoe crab embryos caused by exposure to heavy metals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35: 33-40.

Jackson TA. 1997. Long- range atmospheric transport of mercury to ecosystems, and the importance of anthropogenic emissions a critical review and evaluation of the published evidence. *Environmental Reviews*. 5: 99-120.

Jones KC, Peterson PJ. 1985. Water, Air Soil Pollut. pp. 329-338.

- Jop KM. 1991. Concentration of metals in various larval stages of four Ephemeroptera species. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 901 – 905.
- Kelly MG, Girton C, Whitton BA. 1987. Use of mossbags for monitoring heavy metals in rivers. *Water Res.* 21: 1429-1435.
- Kepák F. 2005. Průmyslové odpady. Ústí nad Labem: FŽP UJEP. pp. 200.
- Klinck JS, Wood CM. 2011. In vitro characterization of cadmium transport along the gastrointestinal tract of freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic toxicology*. 102: 58-72.
- Kočí V, Grabic R. 2008. Vzorkování stopových koncentrací rizikových látek ve vodárenské praxi. Sborník konference Pitní voda 2008. České Budějovice: W&ET Team. pp. 89-94.
- Koňušová K, Havel L, Vlasák P. 2011. Zátěž ekosystému Bíliny antropogenními látkami. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 53: 16-18.
- Kolaříková K, Stuchlík E, Liška M, Horecký J, Tatošová J, Hardekopf D, Lapsanská N, Horická Z, Hovorka J, Mihaljevic M, Fуска JK, von Tumpling W. 2012. Long-term changes in the bioaccumulation of As, Cd, Pb, and Hg in macroinvertebrates from the Elbe River (Czech Republic). *Water, air and soil Pollution*. 223: 3511-3526.
- Kroner A, Willner AP. 1998. Time of formation and peak of Variscan HP-HT metamorphism of quartz-feldspar rocks in the central Erzgebirge, Saxony (Germany): *Contrib. Mineral Petrol.* 132: 1-20.
- Kroupa M, Bürgerová E. 1988. Vliv zemědělské výroby na obsah těžkých kovů v přílehlých vodních tocích. *Vodní hospodářství ř. B*, 5: 113-116.
- Leontovyčová D, Havířová J, Hypr D, Ackermanová M, Hájková T, Palkoska T, Dejnožka J, Kodeš V. 2012. Metodický pokyn (MP NH 2012/2). Odběr vzorků pevných matric a pasivních vzorkování pro chemické analýzy. ČHMÚ. pp. 27.
- Li YB, Cai Y. 2013. Progress in the study of mercury methylation and demethylation in aquatic environments. *Chinese Science Bulletin*. 58: 177-185.



- Liška M. 2007. Metodika pro sledování kontaminace říčních ekosystémů specifickými anorganickými a organickými látkami pomocí bioindikátorových organismů. Praha: MŽP. pp. 15.
- Lopez J, Carballeira A. 1993. Interspecific differences in metal bioaccumulation and plant-water concentration ratios in five aquatic bryophytes. *Hydrobiologia*. 263: 95.- 107.
- Maršálek P. 2014. Těžké kovy (Hg, Cd, Pb, As). In: Kouba A, editor. *Vodní toxikologie pro rybáře*. Vodňany: VÚRH JU. pp. 467-486.
- Maršálek P, Svobodová Z, Randák T. 2006. Total mercury and methylmercury contamination in fish from various sites along the Elbe river. Brno: *Acta Veterinaria Brno* 75: 579-585.
- Maršálek P, Svobodová Z, Randák T, Švehla J. 2005. Mercury and methylmercury contamination of fish from the Skalka reservoir: A case study. Brno: *Acta Veterinaria Brno*. 74: 427-434.
- Martinez AJ, Nunez OE, Sanchez DM. 1993. Effects of organic pollution on transplanted aquatic bryophytes. - In.: *J. Bryol.*, Vol. 17: 553-566.
- Mersch J, Reichard M. 1998. In situ investigation of trace metal availability in industrial effluents using transplanted aquatic mosses. *Arch Environ Cont Toxicol*. pp. 336-342.
- Modrá H. 2014. Akutně toxické kovy – měď, zinek, hliník. In: Kouba A, editor. *Vodní toxikologie pro rybáře*. Vodňany: VÚRH JU. pp. 245-263.
- Mouvet C. 1984. Accumulation of chromium and copper by the aquatic moss *Fontinalis anlipyretica* L. ex. Hedw. transplanted in a metal-contaminated river. *Environ. Technol. Lett.* 5: 541-548.
- Mouvet C. 1985. The use of aquatic bryophytes to monitor heavy metals pollution of freshwaters as illustrated by case studies. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22 (4): 2420-2425.
- Mouvet C, Claveri B. 1999. Localization of copper accumulated in *Rhynchostegium riparioides* using sequential chemical extraction. *Aquat Bot.* pp. 1-10.

- Mouvet C, Morhain E, Sutter C, Couturieux N. 1993. Aquatic mosses for the detection and follow-up of accidental discharges in surface waters. *Water Air Soil Pollut.* pp. 333-348.
- Nesměrák I. 2003. Těžké kovy a arsen v naplaveninách v profilu Labe-Děčín. *J. Hydrol. Hydromech.* 51 (2): 122-137.
- Nriagu JO, Wong HKT, Coker RD. 1981. *Water Res.* pp. 15-91.
- Obolewski K. 2010. Use of macroinvertebrates as bioindicators for the assessment of surface water quality in urban areas: a case study. *Ochrana Srodowiska* 32: 35-42.
- Opatřilová L, Kokeš J, Syrovátka V, Němejcová D, Zahrádková S. 2011. Hodnocení tekoucích vod ČR podle makrozoobentosu: vývoj a popis metodiky. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 53: 6-9.
- Patrick L. 2006. Lead toxicity part II: The role of free radical damage and the use of antioxidants in the pathology and treatment of lead toxicity. *Alternative Medicine Review.* 11: 114-127.
- Pekka L, Halmeenpaa H, Ecke F, Vuori KM, Mokrotovarova O, Ohlander B, Ingri J. 2008. Assessing pollution in the Kola River, northwestern Russia, using metal concentrations in water and bryophytes. *Boreal Environmental Research.* 13: 15–30.
- Perry DM, Weis JS, Weis P. 1988. Cytogenetic effects of methylmercury in embryos of the killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 17: 569-574.
- Pfeifer P, et al. 2005. Zpráva o jakosti vody v Labi 2000- 2003, MKOL, Magdeburg. pp. 35.
- Phillips DJH, Rainbow PS. 1993. Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. In: J Cairns, RM Harrison, editors. Elsevier Applied Science, Barking, UK. pp. 371.
- Pitter P. 2009. *Hydrochemie*. Praha: VŠCHT. pp. 69-483.
- Procházka S, Macháčková I, Krekule J, Šebánek J. 1998. *Fyziologie rostlin*. Praha: Academia. pp. 485.

- Rainbow PS, Mardsen ID. 2004. Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology - the amphipod example? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300: 373 – 408.
- Ramade F. 1992. Précis décotoxicologie—le monitoring des polluants. Masson Paris. pp. 173–215.
- Randák T. 2013. Cizorodé látky ve vodním prostředí a jejich vliv na ryby. *Časopis Živa*. [online]. [cit. 2015-03-15]; 2013(6). Dostupné z: < <http://ziva.avcr.cz/2013-6/cizorode-latky-ve-vodnim-prostredi-a-jejich-vliv-na-ryby.html>>
- Rasmussen G, Andersen S. 1999. Episodic release of arsenic, copper and chromium from a wood preservation site monitored by transplanted aquatic moss. *Water Air Soil Poll.* pp. 41-52.
- Rehe WG, Nimmo DWR. 2001. Culturing the bryophyte *Hygrohypnum ochraceum* for use as an instream monitor of metals. *J. Freshw. Ecol.* pp. 375-379.
- Rieder M, et al. 2006. Zpráva o jakosti vody v Labi 2004-2005, MKOL, Magdeburg. pp. 46.
- Richard FC, Bourg ACM. 1991. Aqueous geochemistry of chromium: a review. *Wat. Res.* 25(7): 807-816.
- Roeck U, Glasser N, Témolière M. 1995. Seasonal variations in mercury accumulation by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. *Acta Bot Gallica.* pp. 741-749.
- Rosenberg DM, Resh VH. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman and Hall. pp. 488.
- Roy S, Sen C, Hänninen O. 1996. Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons using 'moss bags': bioaccumulation and responses of antioxidant enzymes in *Fontinalis antipyretica* Hedw.. *Chemosphere.* 32(12):2305 –2315.
- Samecka-Cymerman A, Kempem AJ, Bodelier PLE. 1991. Preliminary investigations into the background levels of various metals and boron in the aquatic liverwort *Scupania uliginosa* (SW.). *Dum. Aquat. Bot.* 39: 345-352.

- Samecka-Cymerman A, Kolon K, Kempers AJ. 2001. Heavy Metals in Aquatic Bryophytes from the Ore Mountains (Germany). Wroclaw (Poland): Ecotoxicology and Environmental Safety. 52: 203-210.
- Samecka-Cymerman A, Kolon K, Kempers AJ. 2005 A comparison of native and transplanted *Fontinalis antipyretica* Hedw. as biomonitors of water polluted with heavy metals. Science Of The Total Environment. Vol. 341: 97-107.
- Say JP, Whitton BA. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 1. *Fontinalis antipyretica* Hedw. Hydrobiol. 100: 245-260.
- Serafim A, Bebianno MJ. 2007. Kinetic model of cadmium accumulation and elimination and metallothionein response in *Ruditapes decussatus*. Environmental Toxicology and Chemistry. 26: 960-969.
- Schroeder DC, Lee GF. 1975. Water, Air and Soil Pollution 4. pp. 355.
- Siebert A, Bruns I, Krauss GJ, Miersch J, Market B. 1996. The use of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. as a bioindicator for heavy metals. Sci. Total Environ. 177: 137-144.
- Spurný P. 2015. Cizorodé látky ve vodním prostředí a jejich vliv na ekosystémy povrchových vod. In: Urbánek M, editor. Sborník referátů 3. ročníku odborné konference; 19. - 20. Feb. 2015; České Budějovice: VÚRH JU; 2015. pp. 43-47.
- Svobodová Z, Gelnarová J, Justýn J, Krupauer V, Machová J, Simanov L, Valentová V, Vykusová B, Wohlgemuth E. 1987. Toxikologie vodních živočichů. Praha: Státní zemědělské nakladatelství v Praze. pp. 231.
- Svobodová Z, Hejtmánek M, Hrbková M, Vykusová B, Piačka V, Machová J, Kolářová J. 1996. Monitoring zatížení povrchových vod ČR cizorodými látkami. In: Flajšhans M, Adánek Z, Kouřil J, Příkryl I, Svobodová Z, editors. 1996. Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH. Vodňany: VÚRH JU. pp. 76-91.
- Svobodová Z, Machová J, Vykusová B, Piačka V. 1996a. Kovy v ekosystémech povrchových vod. Edice Metodik. Vodňany: VÚRH JU. pp. 18
- Štefáček S. 2008. Encyklopedie toků Čech, Moravy a Slezka. Příbram: Baset. pp. 69-70.

- Tlapák V, Henryek J. 2001: Úpravy vodních toků a hrazení bystřin. Brno: MZLU. pp. 150.
- Tolasz R. 2007. Atlas podnebí Česka. Olomouc: UPOL. pp. 255.
- Tölgyessy J, Betina V, Frank V, Fуска J, Lesný J, Moncmanová A, Platý J, Patrik M, Pitter P, Prousek J. 1989. Chémia, biológia a toxikológia vody a ovdušia. Bratislava: Veda - vyd. SAV. pp. 600.
- Tyler G. 1990. Bryophytes and heavy metals: a literature review. – Botanical Journal of the Linnean Society. 104: 231-253.
- van der Oost, Beyer J, Vermuelen NPE. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology. 13:57-149.
- Vávrová M. 2004. Využití bioindikátorů při hodnocení starých zátěží terestrického ekosystému (Studie zpracovaná pro Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí). Brno: Vysoké učení technické v Brně. pp. 102.
- Vignati DA, Dworak T, Ferrari B, Koukal B, Loizeau JL, Minouflet M, Camusso MI, Polesselo S, Dominik J. 2005. Assessment of the geochemical role of colloids and their impact on contaminant toxicity in freshwaters: an example from the Lambro-Po systém. Italy: Environmental Science and Technology. 15: 489-497.
- Wallace WG, Lee BG, Luoma SN. 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.
- Watanabe T, Kiron V, Satoh S. 1997. Trace minerals in fish nutrition. Aquaculture. 151: 185-207.
- Watras CJ, Bloom NS. 1992. Mercury and methylmercury in individual zooplankton – implications for bioaccumulation. Limnology and Oceanography 37: 1313-1318.
- Wehr JD, Empain A, Mouvet C, Say PJ, Whitton BA. 1983. Methods for processing aquatic mosses used as monitors for heavy metals. Water Research. 17: 985–992.

Wells JM, Brown DH. 1990. Ionic control of intracellular and extracellular Cd uptake by the moss *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. *New Phytologist*. 116: 541–553.

Whitton BA, Kelly MG, Harding JPC, Say PJ. 1991. Use of plants to monitor heavy metals in freshwaters. London: HMSO. pp. 42.

Whitton BA, Say PJ, Wehr JD. 1981. Use of plants to monitor heavy metals in rivers. In: PJ Say and BA Whitton, editors. *Heavy Metals in Northern England: Environment and Biological Aspect*. Depart. Bot., Univ. Durham, pp. 135-146.

Zechmeister HG, Grodzinska K, Szarek-Lukaszewska G. 2003. Bryophytes. In BA Markert, AM Breure, HG Zechmeister, editors. *Bioindicators and biomonitors*. Amsterdam: Elsevier Science Ltd. pp. 329–375.

## 8. Přílohy

### Příloha 1: Tabulky

Tabulka 2 Obsahy vybraných těžkých kovů ve vzorcích vodního mechorostu *Fontinalis antipyretica* (přirozený výskyt) odebraných z řeky Březné a Tiché Orlice během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014).

Datum odběru	Vodní tok	Číslo lokality	Pramenička obecná ( <i>Fontinalis antipyretica</i> )					
			Těžké kovy (mg/kg)					
			Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
30. 6. 2014	Březná	1	6,2	116,7	14,6	7,4	1,0	14,7
30. 6. 2014	Březná	2	8,3	150,4	28,3	11,1	1,6	10,8
30. 6. 2014	Březná	3	8,7	162,5	23,0	14,7	1,6	13,5
30. 6. 2014	Březná	4	7,1	111,9	17,1	< 6,7	< 1,0	7,4
30. 6. 2014	Březná	5	< 3,8	82,6	11,0	< 6,7	< 1,0	< 4,8
30. 6. 2014	Tichá Orlice	1	4,4	99,1	26,7	11,7	1,9	< 4,8
30. 6. 2014	Tichá Orlice	2	7,7	124,4	20,8	8,2	2,4	7,5
25. 7. 2014	Březná	1	15,4	273,9	16,2	23,5	4,9	7,2
25. 7. 2014	Březná	2	30,7	420,8	24,2	16,5	10	14,9
25. 7. 2014	Březná	3	26,6	334,5	22,2	22,4	6,4	13,4
25. 7. 2014	Březná	4	25,0	325,8	19,7	11,0	5,9	< 4,8
25. 7. 2014	Březná	5	6,0	136,0	12,1	< 6,7	2,3	< 4,8
25. 7. 2014	Tichá Orlice	1	7,2	102,3	22,3	10,1	3,6	< 4,8
25. 7. 2014	Tichá Orlice	2	10,1	218,7	21,8	8,2	4,7	8,7
19. 8. 2014	Březná	1	14,1	143,4	15,0	< 6,7	2,4	7,4
19. 8. 2014	Březná	2	17,3	244,0	18,7	7,9	4,1	11,3
19. 8. 2014	Březná	3	12,0	136,2	15,6	< 6,7	1,8	8,2
19. 8. 2014	Březná	4	14,0	150,8	16,0	< 6,7	2,3	9,1
19. 8. 2014	Březná	5	10,8	146,3	71,1	< 6,7	1,7	6,6
19. 8. 2014	Tichá Orlice	1	13,1	77,9	14,7	10,4	2,1	< 4,8
19. 8. 2014	Tichá Orlice	2	14,4	146,0	14,9	8,6	4,1	7,9

Pozn. znaménko „menší než“ (<) = hodnota pod mezí detekce přístroje.

Tabulka 3 Obsahy vybraných těžkých kovů stanovené ve vzorcích prameničky obecné (*Fontinalis antipyretica*) odebraných z referenčního toku Bystřice a po 25denní expozici z řeky Březné.

<b>Pramenička obecná (<i>Fontinalis antipyretica</i>)</b>									
Datum odběru	Vodní tok	Číslo lokality	Těžké kovy (mg/kg)						
			Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	
2. 6. 2014	Bystřice		9,3	89,4	10,9	< 6,7	1,2	< 4,8	
28. 6. 2014	Březná	1	10,1	153,0	19,0	8,6	2,0	9,2	
28. 6. 2014	Březná	2	23,9	203,0	34,5	14,2	1,9	10,5	
28. 6. 2014	Březná	3	30,5	332,4	28,7	45,6	7,0	10,5	
28. 6. 2014	Březná	4	26,2	226,2	26,3	18,6	2,7	8,3	
28. 6. 2014	Březná	5	11,3	136,8	21,2	12,3	1,8	7,2	

Pozn. znaménko „menší než“ (<) = hodnota pod mezí detekce přístroje.

Tabulka 4 Spearmanův korelační koeficient pro všechny obsahy vybraných těžkých kovů stanovených ve vzorcích přirozeně se vyskytujícího vodního mechoru *Fontinalis antipyretica* z řeky Březné.

<b>Spearmanův korelační koeficient</b>						
<i>Fontinalis antipyretica</i>						
prvek	Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
Ni		0,892857	0,467857	0,560928	0,901270	0,308523
Zn			0,628571	0,783040	0,845614	0,369510
Cu				0,508223	0,272894	0,347986
Pb					0,512860	0,480255
Cd						0,097385
Cr						



Tabulka 5 Obsahy vybraných těžkých kovů ve vzorcích plavenin odebraných z řeky Březná během čtyř odběrových termínů (29.6. 2014, 24.7.2014, 18.8. 2014, 12.9. 2014).

Datum odběru	Vodní tok	Číslo lokality	Plaveniny					
			Těžké kovy (mg/kg)					
			Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
29. 6. 2014	Březná	1	7,9	88,8	12,4	38,2	<1,1	12,3
29. 6. 2014	Březná	2	24,9	189,6	67,3	31,9	1,3	31,7
29. 6. 2014	Březná	3	23,7	241,6	51,7	46,0	2,4	40,0
29. 6. 2014	Březná	4	24,6	210,5	38,9	42,2	1,9	37,5
29. 6. 2014	Březná	5	22,7	198,3	36,3	42,1	2,0	31,0
24. 7. 2014	Březná	1	17,9	183,3	14,2	36,3	2,5	28,9
24. 7. 2014	Březná	2	6,0	107,0	9,6	8,8	<1,1	5,4
24. 7. 2014	Březná	3	7,1	53,9	7,1	36,4	<1,1	7,5
24. 7. 2014	Březná	4	15,8	146,0	37,5	37,6	1,9	28,9
24. 7. 2014	Březná	5	6,2	53,3	7,1	16,5	<1,1	13,4
18. 8. 2014	Březná	1	7,9	98,9	16,7	36,4	<1,1	24,1
18. 8. 2014	Březná	2	17,3	141,6	23,8	20,7	1,4	19,3
18. 8. 2014	Březná	3	14,0	124,4	21,4	40,1	1,4	20,5
18. 8. 2014	Březná	4	6,1	46,1	5,6	7,7	<1,1	6,1
18. 8. 2014	Březná	5	7,6	59,1	11,7	15,3	<1,1	14,9
12. 9. 2014	Březná	1	7,5	89,6	11,6	35,8	<1,1	16,1
12. 9. 2014	Březná	2	6,0	46,8	6,6	36,7	<1,1	7,1
12. 9. 2014	Březná	3	3,5	47,1	18,2	23,4	<1,1	8,1
12. 9. 2014	Březná	4	4	46,6	5,5	20,4	<1,1	12,1
12. 9. 2014	Březná	5	7,3	62,2	9,3	26,6	<1,1	18,0

Pozn. znaménko „menší než“ (<) = hodnota pod mezí detekce přístroje.

Tabulka 6 Naměřené hodnoty teploty vody (°C) během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014).

Datum měření	Vodní tok	Číslo lokality	Teplota vody (°C)		
			1. měření	2. měření	3. měření
30. 6. 2014	Březná	1	12,5	12,4	12,5
30. 6. 2014	Březná	2	13,1	12,9	13,2
30. 6. 2014	Březná	3	12,8	12,7	12,8
30. 6. 2014	Březná	4	12,3	12,6	12,1
30. 6. 2014	Březná	5	12,8	13,2	13,3
25. 7. 2014	Březná	1	15,2	15,2	15,4
25. 7. 2014	Březná	2	15,6	15,8	15,9
25. 7. 2014	Březná	3	15,7	15,9	15,7
25. 7. 2014	Březná	4	16,1	15,9	16,2
25. 7. 2014	Březná	5	16,3	16,1	15,0
19. 8. 2014	Březná	1	13,1	13,3	13,3
19. 8. 2014	Březná	2	14,3	14,1	14,3
19. 8. 2014	Březná	3	13,3	13,4	13,4
19. 8. 2014	Březná	4	13,9	13,8	13,8
19. 8. 2014	Březná	5	14,5	14,3	14,4

Tabulka 7 Naměřené hodnoty rozpuštěného kyslíku ve vodě (mg/l) během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014).

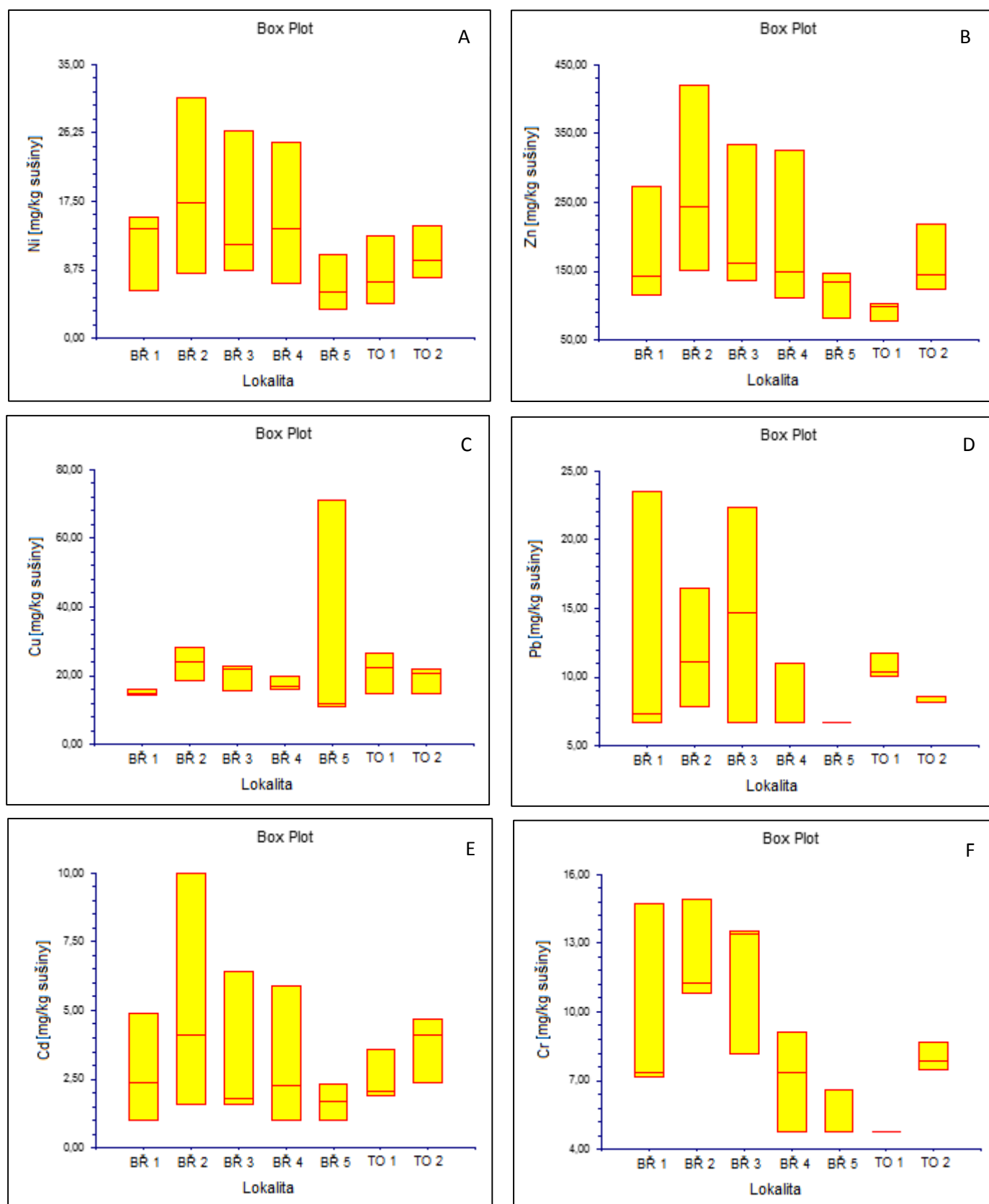
Datum měření	Vodní tok	Číslo lokality	Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě (mg/l)		
			1. měření	2. měření	3. měření
30. 6. 2014	Březná	1	12,26	12,05	11,87
30. 6. 2014	Březná	2	10,88	11,28	11,24
30. 6. 2014	Březná	3	11,23	11,12	11,32
30. 6. 2014	Březná	4	11,22	10,89	11,35
30. 6. 2014	Březná	5	10,55	10,76	10,78
25. 7. 2014	Březná	1	10,45	10,59	10,36
25. 7. 2014	Březná	2	8,52	8,61	8,58
25. 7. 2014	Březná	3	9,49	9,21	9,13

25. 7. 2014	Březná	4	10,58	9,37	10,11
25. 7. 2014	Březná	5	9,56	9,95	10,01
19. 8. 2014	Březná	1	11,23	11,56	11,25
19. 8. 2014	Březná	2	10,86	10,66	10,98
19. 8. 2014	Březná	3	10,87	11,24	11,32
19. 8. 2014	Březná	4	10,46	10,58	10,48
19. 8. 2014	Březná	5	9,58	10,23	10,13

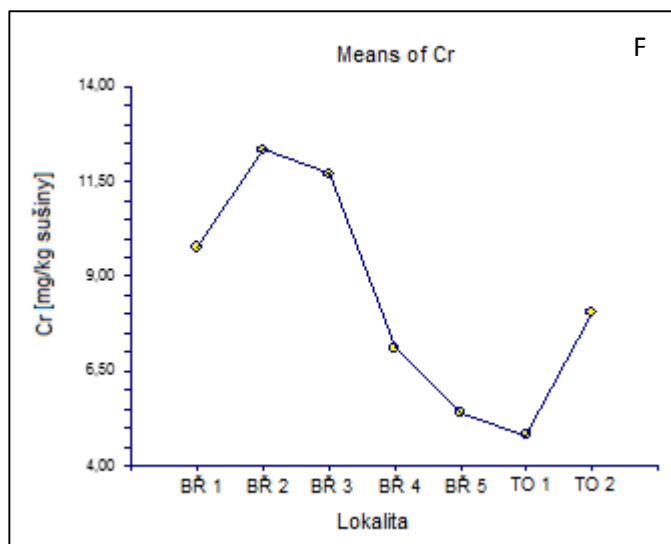
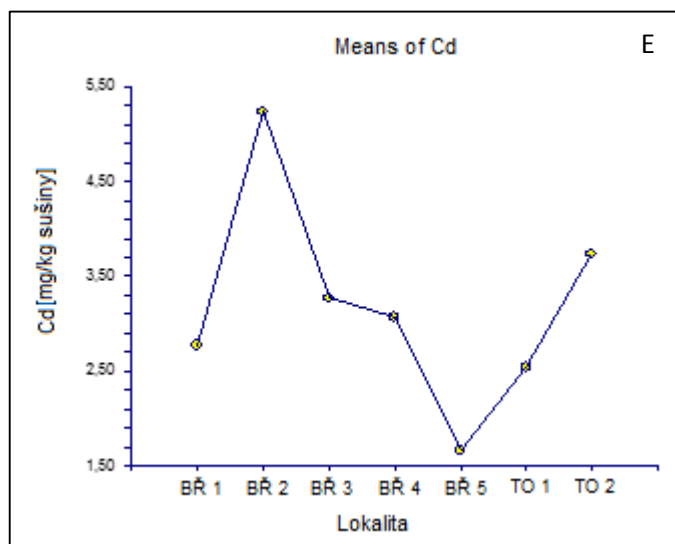
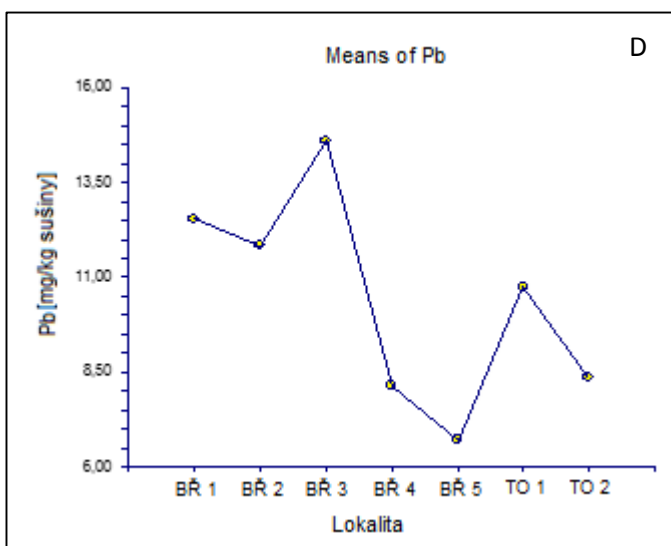
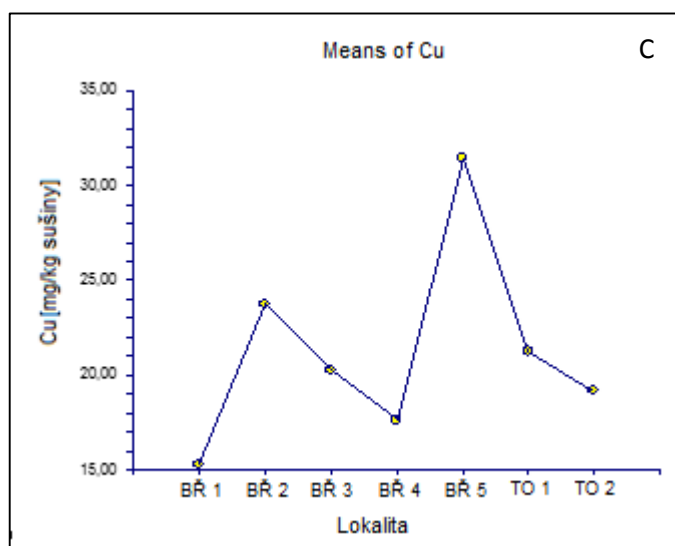
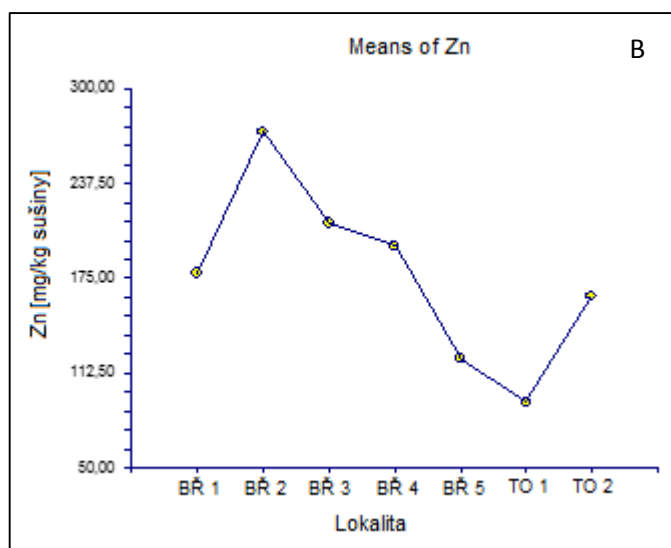
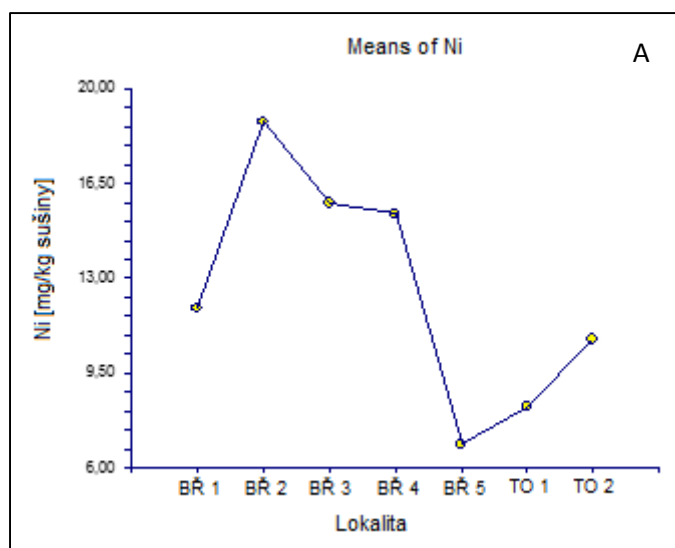
Tabulka 8 Naměřené hodnoty pH vody během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014).

Datum měření	Vodní tok	Číslo lokality	pH vody		
			1. měření	2. měření	3. měření
30. 6. 2014	Březná	1	6,36	6,40	6,38
30. 6. 2014	Březná	2	5,82	5,89	6,01
30. 6. 2014	Březná	3	6,13	6,14	6,17
30. 6. 2014	Březná	4	6,29	6,31	6,31
30. 6. 2014	Březná	5	6,35	6,33	6,34
25. 7. 2014	Březná	1	6,54	6,55	6,52
25. 7. 2014	Březná	2	6,24	6,28	6,42
25. 7. 2014	Březná	3	6,20	6,22	6,21
25. 7. 2014	Březná	4	6,68	6,71	6,77
25. 7. 2014	Březná	5	6,82	6,83	6,74
19. 8. 2014	Březná	1	7,02	7,01	6,96
19. 8. 2014	Březná	2	6,86	6,88	6,86
19. 8. 2014	Březná	3	6,75	6,79	6,73
19. 8. 2014	Březná	4	6,95	6,87	6,92
19. 8. 2014	Březná	5	7,01	7,12	7,10

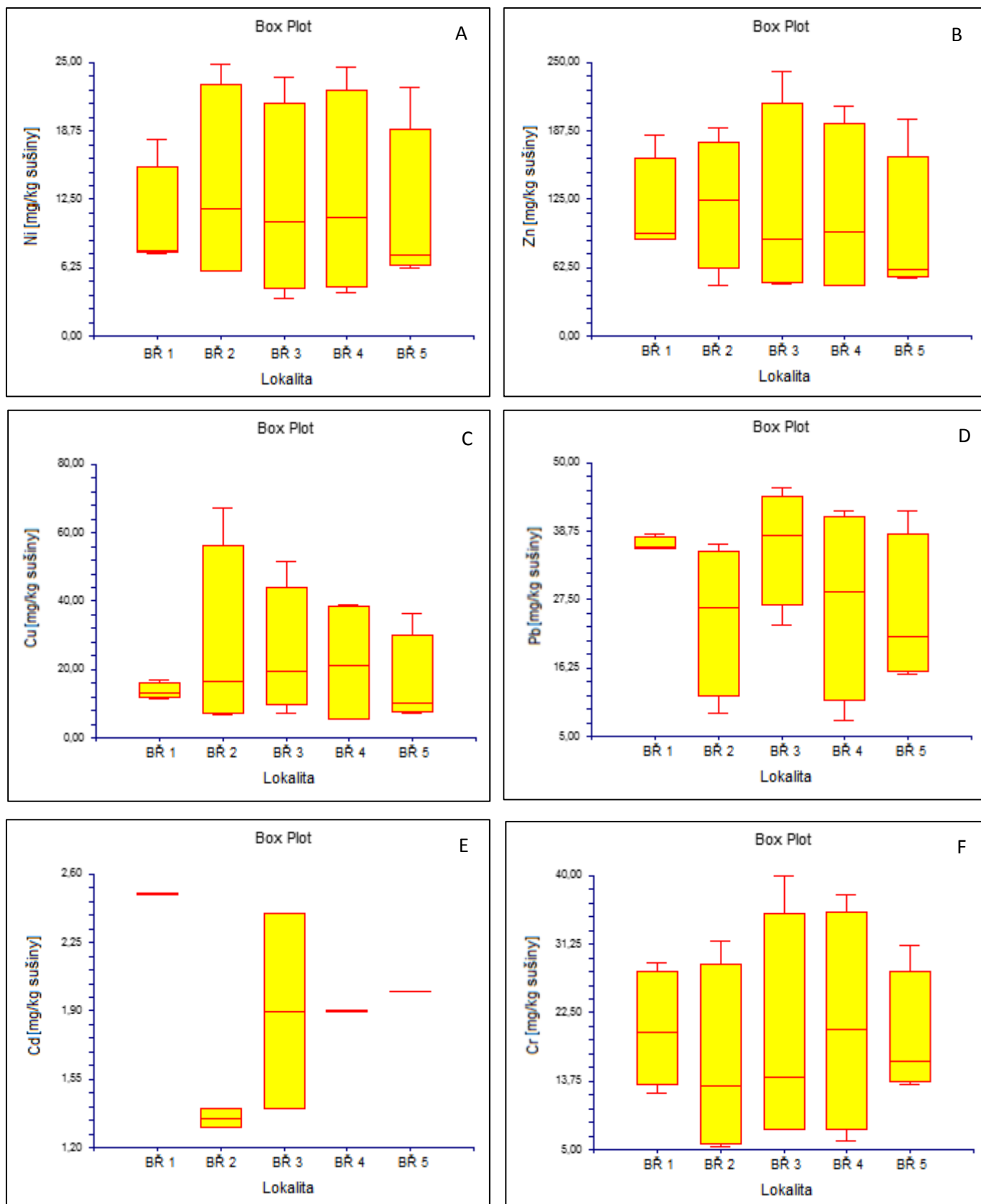
## Příloha 2: Grafy



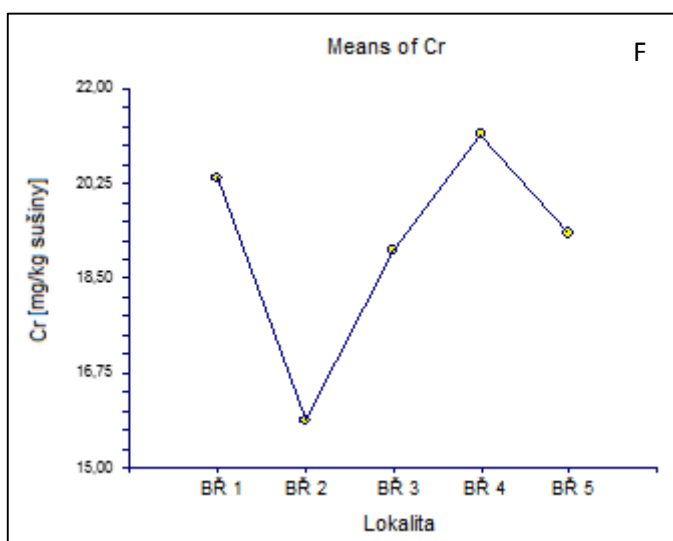
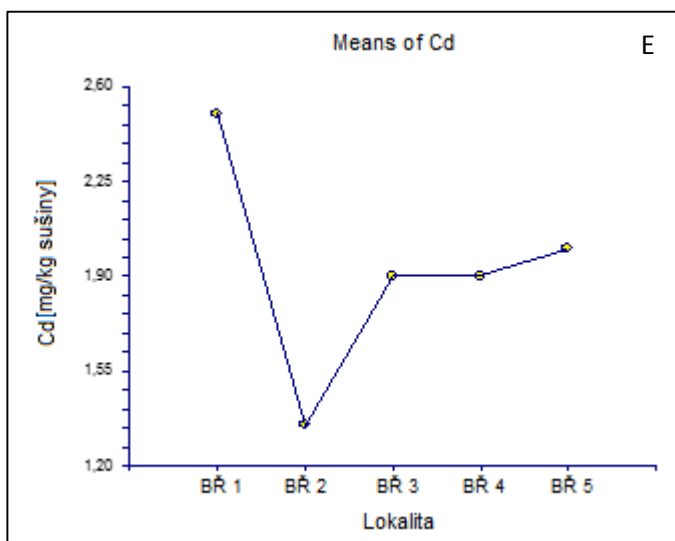
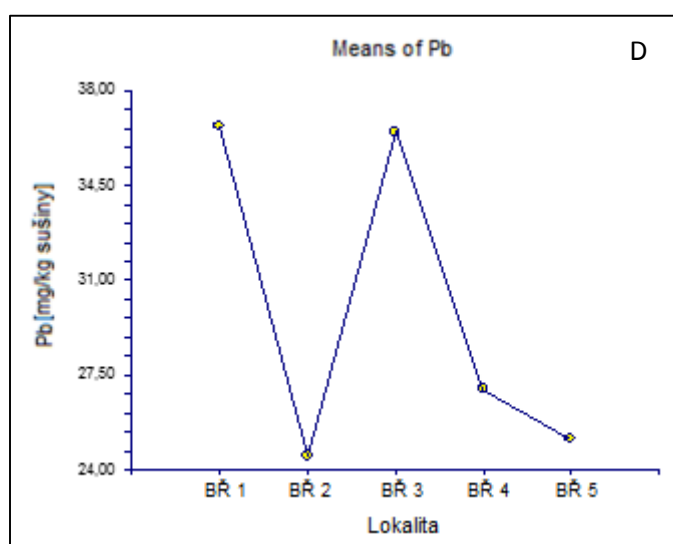
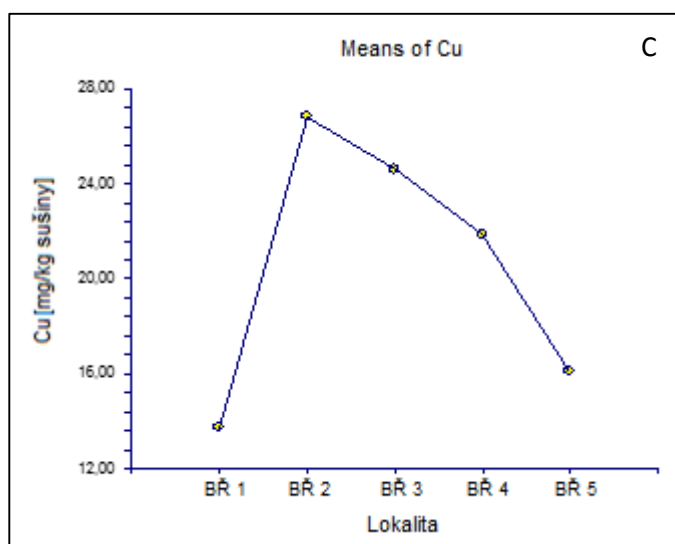
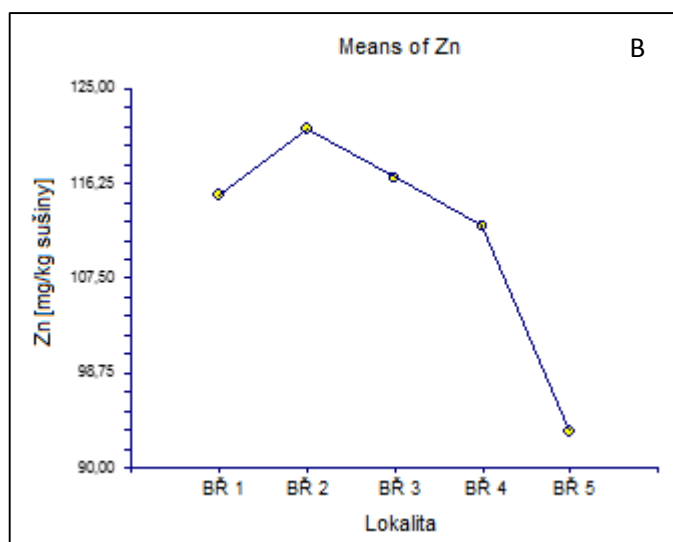
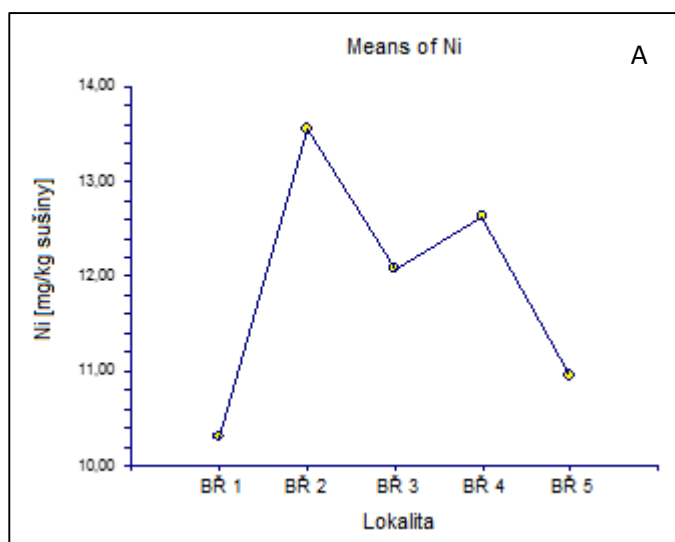
Obrázek 46 Box ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve vzorcích vodního mechorostru *Fontinalis antipyretica* (přirozený výskyt) odebraných z řeky Březná a Tichá Orlice během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014).



Obrázek 47 Mean ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve vzorcích vodního mechrostu *Fontinalis antipyretica* (přirozený výskyt) odebraných z řeky Břežné a Tiché Orlice během tří odběrových termínů (30.6. 2014, 25.7.2014, 19.8. 2014).



Obrázek 48 Box ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve vzorcích plavenin odebraných z řeky Březné během čtyř odběrových termínů (29.6. 2014, 24.7.2014, 18.8. 2014, 12.9. 2014).



Obrázek 49 Mean ploty s obsahy niklu (A), zinku (B), mědi (C), olova (D), kadmia (E) a chromu (F) ve vzorcích plavenin odebraných z řeky Břežné během čtyř odběrových termínů (29.6. 2014, 24.7.2014, 18.8. 2014, 12.9. 2014).

### Příloha 3: Fotodokumentace



Obrázek 50 Odpadní vody vypouštěné z ČOV v Bílé Vodě do recipientu (pořízeno 25.5.2014).



Obrázek 51 Výpusť vedoucí z textilního závodu Intercolor (pořízeno 6.7. 2013).



Obrázek 52 Odpadní vody přiváděné z ČOV v Bílé Vodě podzemním kanálem do odpadní strouhy (pořízeno 17.8.2014).





Obrázek 53 Odpadní vody odváděné odpadní strouhou do řeky Březné (pořízeno 17.8.2014).



Obrázek 54 Vzorek makrozoobentostu odebraný z lokality řeky Březné (pořízeno 14.5.2014).



Obrázek 55 Odběr vzorku přirozeně se vyskytujícího vodního mechorostu *Fontinalis antipyretica* z vybrané lokality řeky Březné (pořízeno 30.6.2014)



Obrázek 57 Přeprava trsů vodního mechorostu *Fontinalis antipyretica* z referenčního toku Bystřice (pořízeno 2.6. 2014).



Obrázek 56 Instalace vodního mechorostu *Fontinalis antipyretica* prostřednictvím techniky „moss-bag“ ve zvolené lokalitě řeky Březné (pořízeno 3.6.2014).



Obrázek 58 Instalace pasivního vzorkovače plavenin ve vybrané lokalitě řeky Březné (pořízeno 4.6.2014)