

ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE - FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program: Stavební inženýrství

Studijní obor: Inženýrství životního prostředí

Ing. Lucie Součková

# TOXICKÉ KOVY V NÁDRŽÍCH NA ÚZEMÍ PRAHY

Toxic metals in Prague's reservoirs

DISERTAČNÍ PRÁCE K ZÍSKÁNÍ TITULU Ph.D.

Školitelka: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

---

Praha 2018

*Zajímám se o budoucnost, protože v ní hodlám strávit zbytek života.*

***Charlie Chaplin***

***Poděkování:***

*Velice děkuji své nejen vedoucí prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za skvělé vedení, za všechny předané znalosti, všestrannou pomoc, čas, trpělivost a pochopení, které mi věnovala nejen při řešení a sepsání této práce. Dále bych ráda poděkovala všem z Katedry zdravotního a ekologického inženýrství, za podporu a poskytnuté pracovní prostředí.*

*Všem svým přátelům a blízkým bych ráda poděkovala za morální a duševní podporu, především pak svému manželovi a rodičům, bez jejichž podpory, důvěry a zázemí, bych pravděpodobně nebyla tam, kde jsem dnes.*

## Abstrakt

Koncentrace vybraných toxických kovů (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Mn, Fe a Al) byly stanoveny ve vodě, sedimentech a různých druzích ryb ve 22 nádržích na území hlavního města Prahy. Tyto nádrže jsou ovlivněny různými typy městských odvodňovacích systémů, které mění koncentraci a chování (vlastnosti, dostupnost, akumulaci, toxicitu) toxických kovů ve vodním prostředí. Měření toxických kovů bylo doplněno analýzou základních fyzikálně chemických parametrů kvality vody. Normy kvality životního prostředí (EQS) byly překročeny u více než 50% zkoumaných nádrží pro následující chemické parametry: celkový organický uhlík (TOC), chemická spotřeba kyslíku (CHSK<sub>Cr</sub>) a fosforečnany (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). Tyto parametry ukazují na významné organické znečištění a vysokou úroveň eutrofizace. Měď byla identifikována jako nejnebezpečnější znečišťující látka mezi vybranými toxickými kovy ve vodě. Jiné kovy (Zn, Fe, Mn) překročily NEK pouze výjimečně. Vysoké koncentrace mědi a zinku, které vedly k překročení EQS, byly také zjištěny v sedimentech většiny nádrží. V několika případech byly překročeny EQS pro koncentrace niklu, chrómu, kadmia a olova. U druhů ryb byla zjištěna vysoká variabilita koncentrací kovů podle jejich věku a stravovacích návyků. Nejvyšší hladiny toxických kovů byly zjištěny v Kyjském rybníku (Zn, Cu, Ni, Cd a Pb), v rybníku Strnad (Zn, Cu, Cr a Fe) a v retenčních nádržích RN Stodůlky N3 (Zn, Cu a Cr) a RN Hájecká R3 (Zn, Cu, Cr a Pb). Tyto nádrže jsou silně ovlivněny různými antropogenními činnostmi, jako je polygrafický průmysl, doprava (pražská okružní komunikace) a čistírny odpadních vod. U většiny nádrží byl zaznamenán v chronických testech toxicity negativní vliv sedimentu na růst a přežívání druhu *Heterocypris incongruens*.

**Klíčová slova:** toxické kovy, voda, sediment, ryby, nádrže, městské odvodnění, testy toxicity, Praha

## Abstract

Levels of selected toxic metals (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Mn, Fe and Al) were determined in water, sediment and different species of fish in twenty-two reservoirs of the Prague metropolitan area. These reservoirs are affected by different types of urban drainage systems, which alter the level and fate (properties, availability, accumulation, toxicity) of toxic metals in the aquatic environment. Measurements of toxic metals were complemented by analysis of basic water quality parameters. Environmental quality standards (EQS) were exceeded in more than 50% of the studied reservoirs for the following chemical parameters:

total organic carbon (TOC), chemical oxygen demand (COD) and phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). These parameters indicate a significant organic pollution and a high eutrophication level. Copper was identified as the most hazardous pollutant among the selected toxic metals in water. Other metals (Zn, Fe, Mn) exceeded the EQS only exceptionally. High concentrations of nickel, copper and zinc resulting in exceeded EQS were also identified in the sediment of most reservoirs. In a few cases increased concentrations of chromium, cadmium and lead were exceeded the EQS. A high variability of metal levels was detected in fish species, according to their age and food habits. The highest levels of toxic metals were found in the Kyjsky reservoir (Zn, Cu, Ni, Cd and Pb), Strnad reservoir (Zn, Cu, Cr and Fe) and the retention reservoirs RN Stodulky N3 (Zn, Cu and Cr) and RN Hajecky R3 (Zn, Cu, Cr and Pb). These reservoirs are highly affected by different anthropogenic activities, such as printing industry, traffic (Prague's ring road) and wastewater treatment plants. In case of most reservoirs, the chronic toxicity test show negative effect of the sediments on mortality and growth of *Heterocypris incongruens*.

**Keywords:** toxic metals, fish, sediment, water, reservoirs, urban drainage, toxicity tests, Prague

# Obsah

Abstrakt .....	3
1. ÚVOD .....	7
2. TEORETICKÁ ČÁST .....	8
2.1. Výskyt kovů ve vodním prostředí .....	8
2.1.1. Forma a výskyt kovů v jednotlivých složkách vodního prostředí .....	9
2.1.2. Hodnocení rizik a mobility kovů ve vodním ekosystému .....	14
2.1.3. Faktory a procesy ovlivňující mobilitu a biodostupnost kovů.....	18
2.2. Toxicita.....	22
2.2.1. Toxicita kovů ve vodním prostředí.....	24
2.3. Nádrže v urbanizovaném prostředí.....	28
2.3.1. Rizika ekosystému městských nádrží .....	28
3. CÍLE PRÁCE .....	30
4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST .....	31
4.1. Metodika zpracování vzorků a jednotlivých analýz .....	31
4.1.1. Odběr, zpracování a analýza vzorků vody.....	31
4.1.2. Odběr, zpracování a analýza vzorků sedimentů a ryb .....	33
4.2. Metodika zpracování testů toxicity .....	36
4.3. Metodika hodnocení výsledků.....	36
4.4. Sledované nádrže.....	38
5. VÝSLEDKY .....	43
5.1. Kvalita vody v nádržích.....	43
5.1.1. Soustava Hájeckého potoka.....	44
5.1.2. Soustava Milíčovského potoka .....	46
5.1.3. Soustava Košíkovského potoka .....	48
5.1.4. Soustava Motolského potoka.....	52
5.1.5. Soustava Prokopského potoka .....	55
5.1.6. Soustava Litovecko-Šáreckého potoka.....	58
5.1.7. Soustava na Rokytce.....	60
5.1.8. Nádrž na Měcholupském potoce .....	62
5.1.9. Nádrž na Botiči.....	63
5.2. Obsah toxických kovů v sedimentech .....	63
5.2.1. Soustava Hájeckého potoka.....	64
5.2.2. Soustava Milíčovského potoka .....	67
5.2.3. Soustava Košíkovského potoka .....	70
5.2.4. Soustava Motolského potoka.....	73
5.2.5. Soustava Prokopského potoka .....	77
5.2.6. Soustava Litovecko-Šáreckého potoka.....	81
5.2.7. Soustava nádrží na Rokytce.....	84
5.2.8. Nádrž na Měcholupském potoce .....	88
5.2.9. Nádrž na Botiči.....	89
5.3. Obsah kovů v biomase ryb .....	91
5.3.1. Soustava Hájeckého potoka.....	99
5.3.2. Soustava Milíčovského potoka .....	101
5.3.3. Soustava Košíkovského potoka .....	103
5.3.4. Soustava Motolského potoka.....	105
5.3.5. Soustava Prokopského potoka .....	106
5.3.6. Soustava Litovecko-Šáreckého potoka.....	108
Soustava nádrží na Rokytce.....	110
5.3.7. Nádrž na Měcholupském potoce .....	111
5.3.8. Nádrž na Botiči.....	113
6. SHRNUÍ VÝSLEDKŮ A DISKUZE .....	115
6.1. Hodnocení nebezpečnosti sledovaných ukazatelů a kovů .....	115
6.2. Vyhodnocení původců znečištění na sledovaných nádržích .....	123

7.	ZÁVĚR.....	127
8.	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY .....	129
9.	SEZNAM OBRÁZKŮ .....	134
10.	PŘÍLOHY .....	137
	Příloha 1: Koeficient rizika HQ pro vzorky vody (základní fyzikálně chemické ukazatele).....	137
	Příloha 2: Koeficient rizika HQ pro vzorky vody (kovy).....	141
	Příloha 3: Koeficient rizika HQ pro vzorky sedimentu .....	145
	Příloha 4: Distribuční koeficient Log Kd .....	153

## 1. ÚVOD

Životní prostředí je významně ovlivněno různými antropogenními vlivy, v jejichž důsledku je zatíženo celou řadou prioritních polutantů. Mezi tyto polutanty patří i toxické kovy, které se s dešťovými a odpadními vodami mohou dostat do přirozeného vodního prostředí. Koncentrace toxických kovů ve všech ekosystémech výrazně narůstá v posledních 100 letech, nejen jako důsledek antropogenních aktivit, ale také díky jejich biologické nerozložitelnosti a jejich persistenci v životním prostředí (Salomons a Förstner 1984; Salomons a kol, 1995; Vutukuru 2005; Dirilgen 2001; Voegborlo 1999; Canli a Kalay 1998). Při vstupu do vodního prostředí se většina kovů rychle váže na pevné částice, které pak při snížení rychlosti proudění sedimentují. V urbanizovaných území dochází k tomuto zpomalení (tedy k sedimentaci), především v městských nádržích.

Nádrže v urbanizovaných povodích jsou jedny z nejcitlivějších ekosystémů. Jsou vystaveny řadě vlivů, které vyvolávají změny fyzikálně chemických podmínek vedoucích ke změně chování prioritních polutantů (Hadjispyrou a kol. 2001; Landis a Yu 1999). Mezi hlavní vlivy, které způsobují změnu v chování toxických kovů, patří resuspendace sedimentu a následné uvolnění polutantů ze sedimentu do vodního sloupce. Sedimenty vodních nádrží se tak stávají nejen významným úložištěm toxických látek, ale pokud dojde k jejich resuspendaci či chemickým změnám prostředí, stávají se sekundárním zdrojem znečištění vodního prostředí, často silnějším a významnějším než byl primární zdroj (Breukelaar a kol. 1994; Horppila a Nurminen 2005).

Kontaminované sedimenty přímo ohrožují bentické organismy, ale i vývojová stadia vyšších organismů, která se často v tomto prostředí vyskytují. Dalším rizikem vysokých koncentrací toxických kovů v sedimentu může být snížení dostupnosti potravy pro organismy na vyšší trofické úrovni, např. ryby (Rainbow a Denlinger, 1992), ke kterému dochází vlivem akutního ohrožení organismů z nižší trofické úrovně a jejich úhynu. Vodní organismy reagují na vnější kontaminaci různými způsoby, kdy množství a forma prvku ve vodě, v sedimentech nebo v potravě určují stupeň akumulace (Waqar, 2006; Adami a kol. 2002; Rasmussen a kol. 2000). Akumulace toxických kovů v rybách se mění s expoziční cestou toxických kovů, a také podle druhu sledovaných organismů. Ryby, které jsou vrcholnými články potravního řetězce vodních ekosystémů, jsou tak nejvíce ohroženy bioakumulací toxických kovů. Vzhledem k tomu, že se ryby v poslední době vrací na jídelní stoly všech národů, může jejich kontaminace toxickými kovy znamenat nejen hospodářské ztráty, ale zejména zdravotní ohrožení lidské populace (Třebichavský a kol. 1998, Pavliš, 2005).

## 2. TEORETICKÁ ČÁST

### 2.1. Výskyt kovů ve vodním prostředí

Toxické kovy se přirozeně vyskytují ve všech složkách životního prostředí, kam se uvolňují zvětráváním matečné horniny, ve které se tyto kovy nachází. S počátky průmyslové revoluce začal významný nárůst antropogenního znečištění životního prostředí toxickými kovy. V současné době antropogenní zdroje významně převyšují svým účinkem na organismy a celé ekosystémy zdroje přirozené. Významným faktorem, který ovlivňuje výskyt a podíl kovů v životním prostředí, je jejich mobilita (Förstner a kol. 1986, John a Leventhal 1995; Ogundiran a Osibanjo, 2009). Mobilita jednotlivých kovů se může značně lišit a je významně ovlivněna biogeochemickými cykly, ze kterých mohou kovy vystupovat nebo se hromadit v organismech a v půdách. Kovy mohou být také rozptýleny v sedimentech, nebo rozpuštěné v podzemních a povrchových vodách (John a Leventhal 1995, Nordberg a kol. 2007, Pitter, 2009). Ve vodním prostředí jsou zastoupeny téměř všechny kovy a polokovy, alespoň ve stopových množstvích v závislosti na geologických a okolních podmínkách. Kovy jsou ve vodách obsaženy v rozpuštěných i nerozpuštěných formách. Obsah kovů ve vodách je ovlivněn nejen chemickými, ale především fyzikálně-chemickými procesy a podmínkami ustálení rovnovážného stavu. Jestliže se voda nachází ve styku se sedimenty (v nichž dochází k významné kumulaci toxických kovů) mohou tyto procesy (chemické srážení, adsorpce a desorpce) do značné míry ovlivnit koncentraci kovů ve vodě. Významný vliv na změny koncentrací kovů ve vodě a v sedimentu mají imobilizační a remobilizační procesy (Tab. 1), kterými se kovy buď váží do sedimentů, nebo se z nich naopak uvolňují (Pitter, 2009, Nordberg a kol. 2007).

Další významnou vlastností vzhledem k řízení rizik je biodostupnost kovů ve vodním ekosystému, která závisí na celkové koncentraci a speciaci kovu (fyzikálně-chemická forma) a na vlastnostech prostředí (pH, redoxním potenciálu, teplotě apod.), chemickém a zrnitostním složení sedimentu, celkovém obsahu organické hmoty, obsahu suspendovaných částic, objemu vody a rychlosti toku. Tyto faktory jsou navzájem závislé a také v čase proměnné (Nordberg a kol. 2007; John a Leventhal 1995, Cibulka 1991). Ve vodním prostředí mohou být kovy vázány také na suspendované částice nebo v pórové vodě sedimentů (Nordberg a kol. 2007, Cibulka 1991).



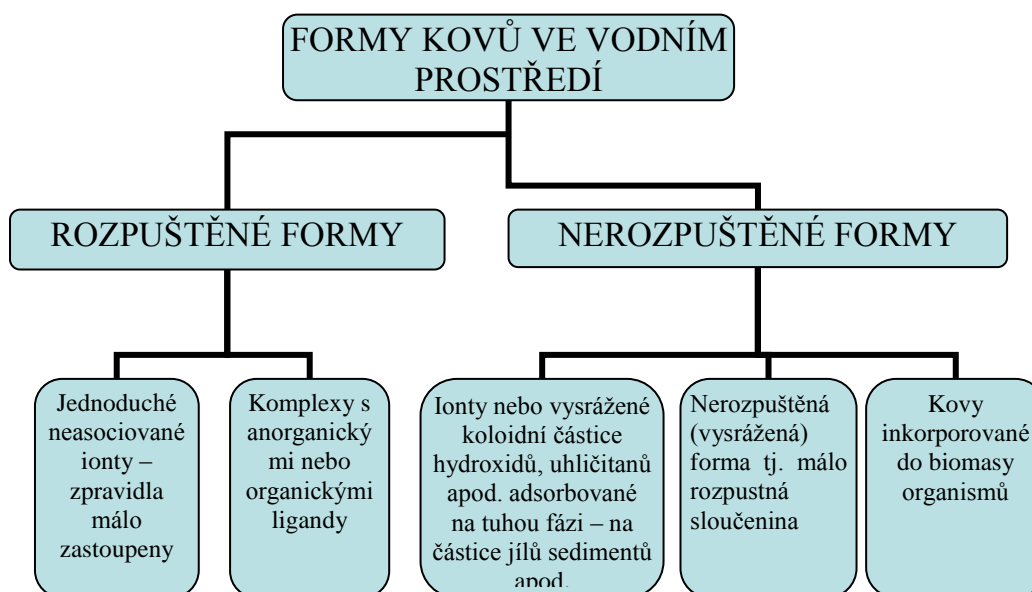
Tab.1: Imobilizační a remobilizační procesy (Pitter, 2009)

Imobilizační procesy → nerozpuštěné formy	Remobilizační procesy → rozpuštěné formy
<p><b>Srážení</b> kovů jako hydratovaných oxidů, uhličitánů, nebo sulfidů spojené s alkalizací vody</p> <p><b>Oxidace</b> (vyšší oxidační stupně kovů se snáze hydrolyzují a vylučují méně rozpustné sloučeniny i ve slabě kyselém prostředí)</p> <p><b>Adsorpce</b> na tuhých fázích (nerozpuštěné látky ve vodách a na sedimentech)</p> <p><b>Inkorporace</b> do biomasy (zpravidla dominuje adsorpce nad aktivním transportem do buňky)</p>	<p><b>Rozpuštění</b> málo rozpustných sloučenin kovů při poklesu hodnoty pH</p> <p><b>Redukce</b> (málo rozpustné sloučeniny kovů v redukované formě jsou zpravidla rozpustnější)</p> <p><b>Komplexace</b> (komplexotvorné látky přírodního nebo antropogenního původu zabraňují vylučování málo rozpustných sloučenin)</p> <p><b>Desorpce</b> (kovy sorbují spíše na málo rozpustných látkách kovů ve vyšším oxidačním stupni, proto se pro jejich redukci ve zvýšené míře uplatňuje desorpce)</p> <p><b>Uvolňování</b> z odumřelé biomasy</p>

Svobodová (1987) uvádí, že ukazatelem celkového skutečného znečištění vodního prostředí není koncentrace kovů ve vodě, ale především obsah kovů v sedimentech a například v dravých rybách, které představují konečný článek potravního řetězce ve vodním prostředí.

### 2.1.1. Forma a výskyt kovů v jednotlivých složkách vodního prostředí

Po vstupu do vodního prostředí jsou kovy rozděleny mezi pevnou (sediment) a kapalnou fází a později dochází k vychytávání kovů organismy (Obrázek 1). V obou fázích pak dochází k dalšímu rozdělení obsahu kovů mezi různé ligandy, pro něž jsou určující jednak koncentrace jednotlivých ligandů a také pevnost vazby mezi daným kovem a ligandem (John and Leventhal, 1995).



Obrázek 1: Formy kovů ve vodním prostředí (John a Leventhal, 1995)

Významnou roli ve změně rozdělení mezi rozpuštěné a nerozpuštěné formy hrají imobilizační a remobilizační procesy (Tab. 1). Detailní popis jednotlivých procesů a jejich význam na mobilitu a biodostupnost je uveden v kapitole 2.2.

#### **2.1.1.1. Kovy ve vodách**

V přírodních vodách se kovy vyskytují v různých formách. Mohou se vyskytovat jednak v rozpuštěných formách, ale také vázané na suspendovaných částicích (Merian, 1991; Fergusson, 1990; Pitter, 2009). Chemická rovnováha mezi pevnou fází (suspendované částice) a kapalnou fází je závislá na chemických vlastnostech (zejména pH, koncentraci aniontů, rozpustných plynů a dalších látek). Díky těmto procesům dochází k přechodu iontů kovů do pevné fáze (např. ve formě sulfidů) a adsorpcí, z toho vyplývá, že o zatížení daného vodního ekosystému vypovídá spíše koncentrace prvků navázaných na sediment. Bohužel i přechodně zvýšený obsah toxických kovů ať už primární (přímé jednorázové znečištění vody) či sekundární (v důsledku remobilizačních procesů) může vést k poškození či k úhynu vodních organismů. Lloyd (1992) ve své práci „*Pollution and freshwater fish*“ například uvádí, že pro ryby jsou toxické koncentrace mědi ve vodě již kolem  $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ . Toxický účinek je závislý na zastoupení jednotlivých forem daného prvku a dalších faktorech, více v kapitole 3.1 Toxicita kovů. Zastoupení jednotlivých forem prvků ve vodě je ovlivněno řadou faktorů (Fergusson, J. E, 1990):

- a) Rozpustnost sloučenin těchto prvků ve vodě
- b) Oxidačním stupněm prvku
- c) Přítomností komplexotvorných látek, tvorbou komplexů a iontových párů
- d) Adsorpčními a desorpčními jevy
- e) Redoxním potenciálem a hodnotou pH prostředí

Pro chování kovů ve vodním prostředí je určující jejich mobilita, která závisí hlavně na pH, čím nižší je pH okolního prostředí, tím lépe se kovy rozpouštějí a vstupují do vodního sloupce. Relativní mobilita a její závislost na pH a Eh je znázorněna v tabulce 2. Více o faktorech ovlivňující mobilitu a biodostupnost kovů v kapitole 2.2.

Tab.2: *Relativní mobilita těžkých kovů vzhledem k podmínkám prostředí (Bradl, H. B., 2005)*

Relativní mobilita	Podmínky			
	Oxidační	Kyselé	Zásadité	Redukční
Velmi vysoká			Se	
Vysoká	Se	Se, Hg	As, Cd	
Střední	Hg, As, Cd	As, Cd	Pb, Bi, Sb, Tl, In	Tl
Nízká	Pb, Bi, Sb, Tl	Pb, Bi, Sb, Tl	Te, Hg	
Velmi nízká	Te	Te		Te, Se, Hg, As, Cd, Pb, Bi, Tl

### 2.1.1.2. Kovy v sedimentu

Dnový sediment je kal, který se usazuje na dně nádrží, rybníků a toků. Tvoří jej konglomerát anorganických a organických materiálů. Většina minerálních částic sedimentů pochází z eroze a zvětrávání, zatímco organické části sedimentu jsou obvykle zastoupeny detritem. Částice sedimentu jsou obvykle malé, přičemž jílové částice sedimentu jsou definovány jako částice menší než 0,00195 mm a hrubý písek velikostí 1,5 mm v průměru. Během povodní nebo jiných mimořádných událostí s vysokou energií proudu vody mohou být i velké kameny klasifikovány jako sedimenty, protože jsou unášeny proudem (Osmond a kol. 1995; Miller a Miller 2007, Perlman 2014)

V pevných fázích se mohou kovy rozdělovat do šesti frakcí (Elder, 1989; Salomons, 1995):

- (a) rozpustná – mobilní frakce
- (b) výměnná frakce
- (c) uhličitanová – frakce rozpustná v kyselinách
- (d) frakce vázaná na oxidy železa a manganu – redukovatelná frakce
- (e) frakce vázaná na organickou hmotu – oxidovatelná frakce
- (f) frakce vázaná na krystalickou mřížku minerálu – residuální frakce

Mobilní frakce – poměrně nízký obsah extrahovaných prvků. Obsahuje ve vodě rozpustné a nespecificky vázané podíly prvků a komplexy prvků. K extrakci této frakce lze použít destilovanou vodu (obsah analytu nejvíce ovlivňuje doba samotné extrakce). Dále je vhodné pro extrakci používat silně naředěné roztoky anorganických solí o koncentraci nižší než 0,01 mol·dm<sup>-3</sup>, nepufrované roztoky neutrálních solí (např. CsCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub>), roztoky solí s upraveným pH (např. NH<sub>4</sub>Ac) a slabá komplexační činidla (např. DTPA, EDTA), (Beckett, 1989; Filgueiras a kol., 2002; Hlavey a kol., 2004).

Výměnná frakce – představuje podíl kovů, které se velmi snadno uvolní do životního prostředí. Představují specificky vázané podíly prvků na povrchu pevných částic, které se mohou uvolnit iontovou výměnou (Hlavey a kol., 2004). Jejich množství se zvyšuje s pH a obsahem kovů v roztoku, včetně kationtů kovů, aniontových komplexů a hydratovaných iontů. Jejich rozpustnost je silně ovlivněna pH a má tendenci se zvyšovat při jeho snížení (Elder, 1989). Extrakční činidlo představují kombinace hlavních kationtů ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cs}^+$ ,  $\text{Li}^+$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ) s anionty ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{CH}_3\text{COO}^-$ ). Výměnná schopnost vzrůstá v řadě  $\text{Li} < \text{Na} < \text{K} < \text{Mg} < \text{Ca} < \text{Ba} < \text{La}$  (Hlavey a kol., 2004). Ačkoliv jsou vápenaté a barnaté soli považovány za nejučinnější a nejselektivnější činidlo pro výměnné stopové prvky, mohou způsobit interferenci během stanovení Pb, z tohoto důvodu byly jako extrakční činidlo navrženy snadno odpařitelné soli  $\text{MgNO}_3$ ,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (Zeien a Brümmer, 1989).

Frakce rozpustná v kyselinách – významná citlivost na změny pH, ionty těžkých kovů vázány v této frakci jsou uvolňovány při pH okolo 5. Jako činidla se používají kyseliny (např.  $\text{HCl}$ ,  $\text{HAc}$ ), pufrы (např. acetátový pufr) a chelatační činidla (např.  $\text{Na}_2\text{EDTA}$ ), (Hlavey a kol., 2004). Uvedená činidla jsou schopna rozpouštět uhličitany, bohužel se nejedná o kvantitativní ani selektivní rozpouštění. Pokud je použit acetátový pufr označujeme tuto frakci jako uhličitánovou, navzdory tomuto označení toto činidlo uvolňuje prvky vázané také na jílu, organickou hmotu a oxidy železa a manganu, zatímco např. dolomit ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) nerozpouští úplně. Kyselina octová je méně selektivní než acetátový pufr, rozpouští přítomné uhličitany, ale také křemičitany (Pickering, 1986).

Redukovatelná frakce – vázaná na půdní oxidy a hydroxidy manganu, železa a hliníku. Oxidy manganu a železa jsou skvělými „lapači“ kovů. V závislosti na redoxním potenciálu a pH extrakčního roztoku jsou rozpuštěny pouze některé nebo všechny prvky vázané na (hydro)oxidech Mn, Fe a Al (Pickering, 1986). Některé metody sekvenčních extrakčních analýz (SEA) rozlišují další frakce v závislosti na jejich redukovatelnosti: snadno redukovatelné (vázané na oxidy manganu) mírně redukovatelné (vázané na amorfní oxidy Fe a Al) a obtížně redukovatelné (vázané na krystalické oxidy Fe a Al), (Filgueiras a kol., 2002). Používaná extrakční činidla: hydroxylaminhydrochlorid  $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$  okyselený  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{CH}_3\text{COOH}$  nebo  $\text{HCl}$ . Účinnost extrakčních činidel se posuzuje dle redukčního potencionálu a schopnosti působit na různé formy (hydro)oxidů Fe, Al a Mn (Pickering, 1986). Používaná činidla mnohdy vyluhují analyt i z organických složek vzorku (Glezyes a Tellier, 2002), proto je doporučováno extrahovat tuto frakci až po extrakci frakce oxidovatelné.

Oxidovatelná frakce – extrakce sorbovaných kovů z organického materiálu za oxidačních podmínek. Někdy je tato frakce označována jako organicky vázána, což není zcela

vhodné, protože používaná činidla často oxidují i přítomné sulfidy (Glezyes a Tellier, 2002). Jako oxidační činidlo je používán  $H_2O_2$  a to buď čistý, nebo s ředěnou kyselinou dusičnou, aby bylo zamezeno readsorpci uvolněných iontů na půdní (hydro)oxidy Fe. Oxidační reakce je podpořena několikahodinovým zahříváním vzorku (Pickering, 1986). Vlivem  $H_2O_2$  nedochází k úplnému rozkladu organické hmoty a navíc dochází k částečnému rozpuštění sulfidů a některých oxidů Mn a Fe (Tessier a kol., 1979).

Residuální frakce – podíl kovů pevně vázaný v krystalické mřížce minerálů; k přírodním procesům vyvolávající uvolnění patří postupné zvětrávání. Jedná se o nejméně mobilní frakci kovů. K uvolnění kovů při SEA se používá směs koncentrovaných kyselin (HCl,  $HClO_4$ ,  $HNO_3$ , HF) jako při stanovení celkového obsahu prvků. Jediná kyselina fluorovodíková je schopna uvolnit prvky ze silikátové matrice půdy.

Relativní mobilita a biologická dostupnost kovů spojených s různými frakcemi je uvedena v tabulce 3.

Tab.3: *Relativní mobilita a dostupnost kovů spojených s jednotlivými frakcemi*

Formy kovů a spojení s pevnou fází	Mobilita
<b>Výměnné (rozpustné) kationty kovů</b>	<b>Vysoká.</b> Změny v hlavním kationtového složení (např. v ústí řek) může způsobit uvolnění v důsledku výměny iontů
<b>Kovy spojené s oxidy Fe-Mn</b>	<b>Střední.</b> Změny v podmínkách redoxu mohou způsobit uvolnění kovů. Některé kovy nejsou rozpustné, pokud jsou přítomny sulfidové minerály.
<b>Kovy spojené s organickým materiálem</b>	<b>Střední/vysoký.</b> Časem dochází k rozkladu /oxidaci organických látek a k uvolnění kovů
<b>Kovy spojené se sulfidovými minerály</b>	<b>Silně závislé na podmínkách prostředí.</b> Atmosféra bohatá na kyslík vede k oxidaci sulfidových minerálů a k uvolňování kovů
<b>Kovy fixované na krystalickou mřížku</b>	<b>Nízký.</b> K dispozici pouze zvětráváním nebo rozkladem residuální frakce

### 2.1.1.3. Kovy v biotě

Některé kovy ve vodním prostředí jsou v nízkých koncentracích pro vodní organismy nezbytné, ale ve vyšších koncentracích se mohou projevit jako toxické (Co, Fe, Mn, Mo, aj.). Dále se ve vodním prostředí mohou vyskytovat kovy (Hg, Pb, As, Se, Cd, Be, Cu, Zn, Ni, Ba, V, Ag), které jsou nebezpečné pro vodní biotu i při poměrně nízkých koncentracích (Laws, 1993; Svobodová a kol., 1996, Pitter, 2009). Mechanismus působení toxických kovů se značně liší, většina těchto kovů má významnou afinitu pro vazbu s SH skupinami

aminokyselin a projevují se jako enzymové jedy (Hartman a kol., 1998). Naopak vysrážené sloučeniny hliníku a železa se usazují na žábrách a blokují tak dýchání organismu (Svobodová a kol., 1996, Čítek a kol., 1997). Vyšší toxicitu vykazují zejména jednoduché ionty kovů, naopak komplexní sloučeniny vykazují nižší toxicitu.

Nejčastější vstupní branou jsou dýchací ústrojí, trávicí ústrojí a kůže. Ionty jsou absorbovány do těla organismů, kde po určité době pronikají do krve, jejímž prostřednictvím dochází k transportu na cílová místa v organismu. Jako cílová místa jsou označovány orgány, které jsou jednotlivými kovy ovlivněny, nebo je v nich daný kov ukládán. Cílové orgány pro jednotlivé kovy jsou uvedeny v tabulce 4 (Kafka a Punčochářová, 2002).

Svobodová a kol. (1996) uvádějí, že pro přechod kovů do ryb, je nejdůležitější vstupní branou potrava (zooplankton a zoobentos). Dále uvádí, že jsou ryby z ekologického hlediska velmi významným bioindikátorem zatížení sledovaného ekosystému. Především pak ryby vyšší hmotnosti a vyššího věku dokáží dobře odrážet stav zatížení sledovaného ekosystému. Z hlediska hygienické kontroly jsou sledovány především jedlé podíly ryb (svalovina a další konzumovatelné části). Svobodová a Hejtmánek (1985) uvádějí absolutní sledované koncentrace kovů ve svalovině ryb v následujícím pořadí Zn>>Cu>Pb>Hg>>Cd.

Tab.4: Cílové orgány ovlivněné jednotlivými kovy (Kafka a Punčochářová, 2002; Seiler a kol., 1994)

Ovlivňující kov	Cílový orgán (lidský organismus)
<b>Olovo</b>	Dlouhé kosti, mozek, játra, ledviny, placenta
<b>Kadmium</b>	Ledviny, játra, varlata
<b>Chrom</b>	Plíce, játra, ledviny, pohlavní orgány, kůže
<b>Nikl</b>	Plíce, srdce, imunitní systém, kůže
<b>Zinek</b>	Svaly, kosti
<b>Měď</b>	Játra, ledviny, mozek, slezina

Chemická forma kovu a jeho mocenství určují míru absorpce, distribuci kovu v organismu, ale také typ a sílu toxického efektu. Například ledviny obsahují nejvyšší koncentraci Cd, zatímco pro Cu jsou cílovým orgánem játra a například svalovina je cílovým orgánem Hg (Svobodová a Hejtmánek, 1985).

### 2.1.2. Hodnocení rizik a mobility kovů ve vodním ekosystému

Při hodnocení rizik, které přináší kontaminace vodního ekosystému kovy, je jedním z nejdůležitějších kroků zjištění fáze (pevná x kapalná), kterou daný kov ve sledovaném

ekosystému preferuje (distribuční koeficient) a případně určit sílu vazby kovů v pevné fázi (faktor mobility). Dalším, důležitým krokem je stanovit nebezpečnost daného polutantu, který spočívá v porovnání zjištěné koncentrace kovu v prostředí se zvoleným toxikologickým kritériem (koeficient nebezpečnosti). Neméně důležitým krokem při hodnocení rizik je stanovení zatížení organismů ve sledovaném ekosystému (akumulační faktor biota-sediment).

### 2.1.2.1. Hodnocení distribuce kovů mezi pevnou a kapalnou fází

Pro hodnocení distribuce kovů mezi pevnou a kapalnou fází byl vytvořen distribuční neboli rozdělovací koeficient ( $K_d$ ). Jedná se o míru sorpce sledovaného kovu na pevný materiál a vystihuje poměr mezi množstvím (koncentrací) kovu vázaném v pevné fázi vodního prostředí (sediment) k jeho množství v kapalně fázi při rovnovážném stavu (Reible, 1999, Page 1999)

$$K_d = \frac{C_{sed}}{C_w} \quad (1)$$

$C_{sed}$  – koncentrace kovu v sedimentu (mg/g)

$C_w$  – koncentrace ve vodě (mg/l)

$K_d$  – distribuční koeficient (l/g) nebo v logaritmické podobě

$K_d$  poskytuje informace o tom, která z fází (kapalná nebo pevná fáze) je rozhodující pro hodnocení rizik sledovaného ekosystému (US EPA, 1999, Nábělková a Komínková, 2012). Tento koeficient je jedním z nejdůležitějších parametrů pro hodnocení mobility sledovaného kovu přítomného v kapalně fázi a jeho potenciálu pro přestup do pevné fáze, s níž je ve styku nebo se suspendovanými látkami.  $K_d$  nabývá hodnot (Komínková, 2001; Nábělková a Komínková, 2012).:

$\text{Log } K_d > 5$  = prvky nebo sloučeniny, preferující vazbu na pevné fáze

$\text{Log } K_d < 4$  = prvky nebo sloučeniny, které se snadněji uvolňují z pevné fáze, i když vazba na ně převyšuje

$\text{Log } K_d < 3$  = prvky nebo sloučeniny, přítomné převážně v kapalně fázi

### 2.1.2.2. Hodnocení biodostupnosti kovů živým organismům

Biologická dostupnost je ovlivněna řadou faktorů, jako např. celkovou koncentrací a speciací kovu (fyzikálně-chemická forma), vlastnostmi prostředí (pH, redoxní potenciál, teplota apod.), chemickým a zrnitostním složením sedimentu, celkovým obsahem organické hmoty, obsahem suspendovaných částic, objemem vody a rychlostí toku. Tyto faktory jsou navzájem závislé a také v čase proměnné (Nordberg a kol. 2007; John a Leventhal 1995, Cibulka 1991).

### 2.1.2.3. Hodnocení biodostupnosti založené na síle vazby kovu na sediment

Jedním z možných způsobů hodnocení biodostupnosti je zjištění faktoru mobility (MF), jedná se o hodnocení založené na koncentraci kovu v dostupných frakcích pevné fáze (výměnná a uhličitanová). Faktor mobility vyjadřuje schopnost kovů vázaných v uvedených frakcích sedimentu přejít do kapalné fáze, tzn. do fáze dostupné pro vodní organismy (Kabala a Singh, 2001; Nábělková a Komínková, 2012).

$$MF = \frac{C_{1+2}}{C_s} \cdot 100\% \quad (2)$$

$C_{1+2}$  – součet koncentrací (mg/kg) z první a druhé geochemické frakce (výměnné a uhličitanové)

$C_s$  – suma koncentrací (mg/kg) ze všech geochemických frakcí (výměnné, uhličitanové, redukovatelné, oxidovatelné, residuální)

MF – faktor mobility (%)

Pro hodnocení rizik na základě faktoru mobility byl stanoven kód pro hodnocení rizik (RAC), (Tab 5), (Jain, 2004; Hnaťuková, 2007).

Tab.5: Kód pro hodnocení rizik na základě MF (Nábělková a Komínková, 2012)

RAC	1	2	3	4	5
MF	<1%	1-10%	11-30%	31-50%	>50%
Riziko	žádné	nízké	střední	vysoké	velmi vysoké



#### 2.1.2.4. Biokoncentrace kovů

Výsledkem biologické dostupnosti je hodnota koncentrace sledovaného kovu v organismu. Dochází k tzv. biokoncentračnímu procesu, kdy dochází k hromadění kovu v organismu, který jej přijal z okolního prostředí. Pro vyjádření tohoto procesu se používá stanovení biokoncentračního faktoru, který vyjadřuje nárůst koncentrace kovu v organismu zapříčiněný přímým působením prostředí, kde se daný organismus nachází, tzn. bez zahrnutí vlivu látky přijímané z potravy (Komínková, 2001, Kočí a Mocová, 2009). Jedná se o poměr sledovaného kovu v organismu ke koncentraci látky v okolním prostředí (voda, vzduch apod.), ve kterém byl sledovaný organismus exponován po určitou dobu (Kočí a Mocová, 2009). Velikost tohoto faktoru poukazuje na hodnotu biodostupnosti sledovaného kovu ve sledovaném prostředí.

$$BCF = \frac{C_k(o)}{C_k(p)} \quad (3)$$

$C_k(o)$  – koncentrace látky v organismu (mg/kg)

$C_k(p)$  – koncentrace látky v prostředí (mg/l nebo mg/kg)

Nejčastěji se používá *biota sediment akumulční faktor (BSAF)*

$$BSAF = \frac{C_{biota}}{C_{sed}} \quad (4)$$

$C_{biota}$  – koncentrace látky v organismu (mg/kg nebo ppm)

$C_{sed}$  – koncentrace látky v sedimentu (mg/kg nebo ppm)

#### 2.1.2.5. Hodnocení potencionální toxikologické nebezpečnosti

Pro hodnocení potencionální nebezpečnosti sledovaného kovu, je možné použít koeficient rizika (HQ – Hazard Quotient), který udává poměr mezi aktuální koncentrací kovu ve sledované matrici (voda, sediment, biota) a zvolenou normou environmentální kvality (NEK), čímž charakterizuje nebezpečí dané obsahem kovu pro vodní prostředí ve srovnání s konkrétními NEK. Pro výpočet platí:

$$HQ = \frac{C_M}{NEK} \quad (5)$$

$C_M$  – naměřená koncentrace kovu ve sledované matrici (mg/kg)

NEK – zvolená norma environmentální kvality pro danou matici a kov (mg/kg)

HQ – *Hazard Quotient*, koeficient rizika

Koeficient rizika poukazuje na nebezpečnost sledovaného kovu, pokud je jeho hodnota  $HQ > 1$  (Barnthouse a kol., 1982; Nábělková & Komínková, 2012). Na základě hodnoty HQ je možné předpovídat změny v složení bentického společenství (Clements a kol., 2000; Nábělková a Komínková, 2012):

HQ < 1 označuje neznečištěnou lokalitu bez reverzibilního účinku na vodní organismy

$1 < HQ < 2$  ukazuje nízké zatížení znečišťující látkou bez akutního ohrožení organismů

$2 < HQ < 10$  signalizuje střední zatížení znečišťující látkou s fatálním účinkem na citlivé druhy

HQ > 10 znamená vysokou zátěž znečišťující látkou, která způsobuje pokles bentické diverzity

Pomocí tohoto koeficientu lze hodnotit všechny složky vodního prostředí, pro které jsou stanoveny odpovídající NEK. V evropských zemích však dosud neexistují vhodná hodnotící kritéria pro sediment a biotu. V mnoha případech jsou tudíž používány kritéria americké agentury pro ochranu životního prostředí (USEPA). Příkladem těchto kritérií jsou *SEC* (*Sediment Effect Concentration*), *TEC* (*Threshold Effect Concentration*) a *PEC* (*Probable Effect Concentration*), které byly vyvinuty pro EPA Great Lakes National Program Office v souvislosti s projektem na obnovu kontaminovaných sedimentů (The Assessment and Remediation of Contaminated Sediment), (Jones a kol., 1997; Komínková, 2006).

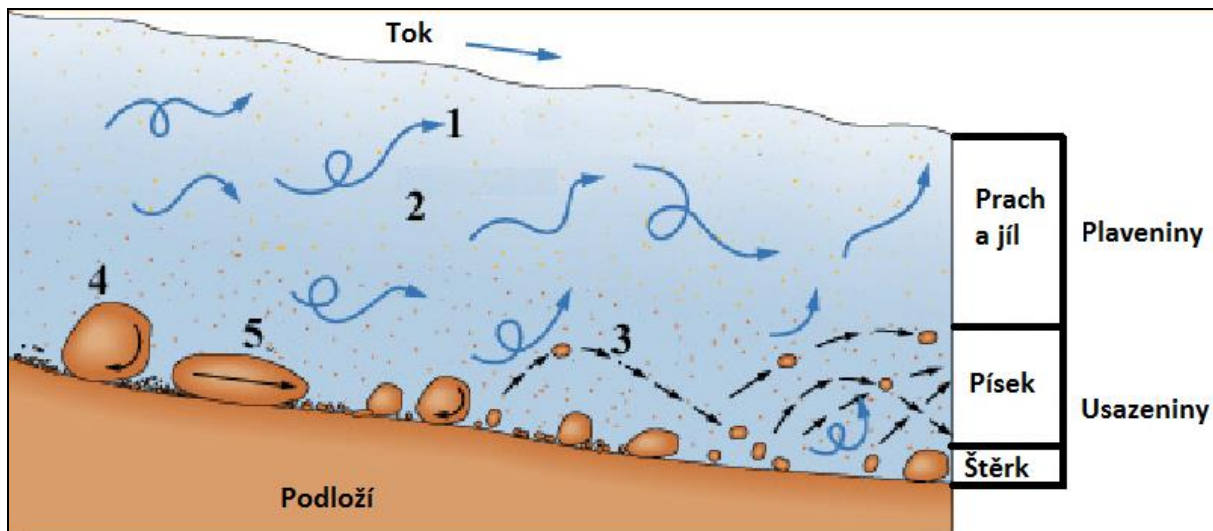
### **2.1.3. Faktory a procesy ovlivňující mobilitu a biodostupnost kovů**

Mobilitu a biodostupnost toxických kovů ovlivňuje řada procesů, což značně komplikuje jejich bližší poznání. Jedná se o procesy ovlivňující mobilitu kontaminovaných částic, jako jsou transport sedimentu, sedimentace a resuspendace kontaminovaných částic, na které má nejvýznamnější vliv energie proudu vody a dále o procesy ovlivňující mobilitu kovových iontů, jež jsou ovlivněny především změnou fyzikálně-chemických parametrů sledovaného prostředí.

### **2.1.3.1. Transport sedimentu, resuspendace a eroze**

Jak již bylo uvedeno, je nejdůležitějším faktorem pro transportní procesy energie proudu vody. V prostředí s vysokou energií je sediment zpravidla hrubé zrnitosti, nekohezivní a také s malou sorpční kapacitou. Tyto sedimenty tak představují pouze malou bariéru, čímž výrazně urychlují přenos kontaminantů a umožňují přepravu kyslíku do hlubších vrstev sedimentu. Na druhou stranu prostředí s nízkou energií proudu vody (vodní nádrže, rybníky) umožňuje významné ukládání jemno-zrnných sedimentů, které poskytují vysokou sorpční kapacitu, významně zpomalují přenos kontaminantů a neumožňují přenos kyslíku do hlubších vrstev sedimentu. Z výše uvedených vlastností jemno-zrnných sedimentů vyplývá riziko vzniku potenciálního úložiště hydrofobních kontaminantů, jako jsou polychlorované bifenylly (PBC) a některé toxické kovy. Hlavním faktorem pro transportní procesy kontaminovaných částic u sedimentů s nízkou energií proudu vody je tedy bioturbace (Reible a Thibodeaux, 1999).

Počátek resuspendace je ovlivněn rovnováhou mezi hmotností částice a zdvihem vyvolaným průtokem vody přes tuto částici. Pohyb částice nastane, pokud je překročena kritická prahová rychlost tření, následně dochází k erozi sedimentového lože a uvolnění jednotlivých částic sedimentu. Uvolněné částice mohou být buď nesený (suspendovány) v proudu, nebo může docházet k přechodovému pohybu charakteristickým saltací částic (Obrázek 2). Pokud dojde k výrazné resuspendaci sedimentu, má koncentrace vodního sloupce tendenci k dosažení rovnováhy s resuspendovaným sedimentem. Bohužel u kovů a některých dalších elementárních prvků je rovnovážný stav komplikovanější. Závisí na podmínkách chemického stavu vody a sedimentu. Zejména na pH a redoxním potenciálu. Poměr kontaminace sedimentu a vody je často velký a pouze malá část těchto kovů je dostupná (Myers, 1996, Reible a Thibodeaux, 1999).



Obrázek 2: Transportní procesy dle velikosti částic (upraveno dle <http://www.paesta.psu.edu>)

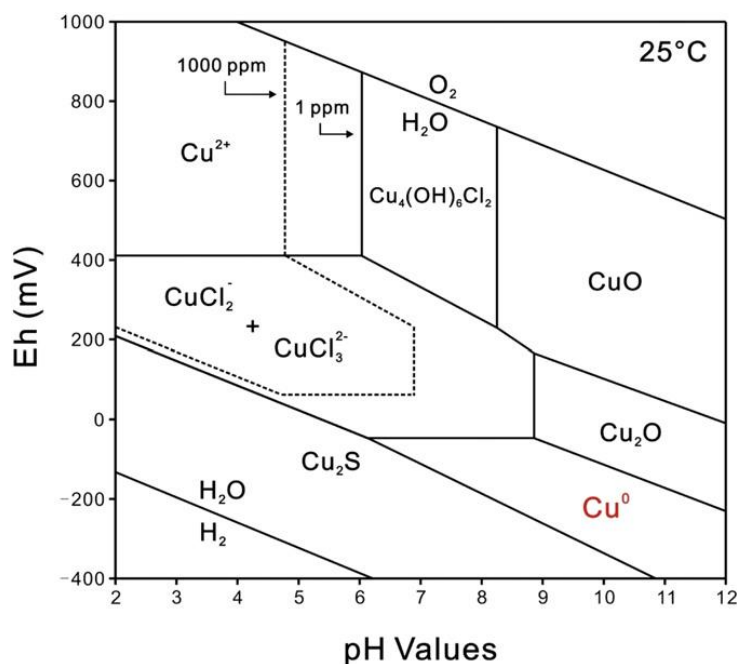
1+2) suspendované částice, pohyb v proudu; 3) písek, skoky a saltace; 4+5) štěrk, válení a sunutí

### 2.1.3.2. Procesy ovlivňující mobilitu kovových iontů

Pravděpodobně nejdůležitějším faktorem pro speciaci kovů, rozpustnost kovů, mobilitu, jejich biologickou dostupnost a toxicitu ve vodním prostředí je aktivita vodíkových iontů (pH). pH ovlivňuje rozpustnost hydroxidů kovů, ale také adsorpční a desorpční procesy. (John a Leventhal, 1995). Většina hydroxidů kovu má velmi nízkou rozpustnost v přírodních vodách s neutrálním pH. Aktivita hydroxidových iontů přímo souvisí s hodnotou pH tzn., že rozpustnost hydroxidů kovů se zvyšuje s klesajícím pH a dochází tak k přeměně frakce kovů na mobilní, čímž se kovy stávají potenciálně dostupnými pro biologické procesy. Salomons a kol. (1995) uvádí mobilní formy kovu (ve vodě rozpustné a nespecificky vázané podíly prvků a komplexy prvků), jako nejvíce toxické formy kovů pro vodní organismy.

Druhým nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím speciaci kovů, rozpustnost kovů, mobilitu, jejich biologickou dostupnost a toxicitu je redox potenciál. Redox potenciál může ovlivnit zadržování kovů v sedimentu buď přímo změnou oxidačního stavu jednotlivých kovů, nebo nepřímo změnou oxidačního stavu iontů, které mohou tvořit komplexy s kovy (Clark a kol., 1998). Ve dnovém sedimentu můžeme nalézt oxidační podmínky ve svrchních vrstvách sedimentu, kde je rozdělení kovů dáno především sorpcí na povrch Fe a Mn oxidů, případně spolusrážením kovů s hydroxidy. Rozdělení kovů ve větších hloubkách s převahou redukčních podmínek, je určeno především vazbou kovů ve stabilních pevných fázích. Dominuje především fixace tvorbou sulfidů (Clark a kol., 1998; Howart a kol., 2004), (Obrázek 3). Během oxidace sedimentu dochází ke zvýšení redox potenciálu a tím k rozkladu

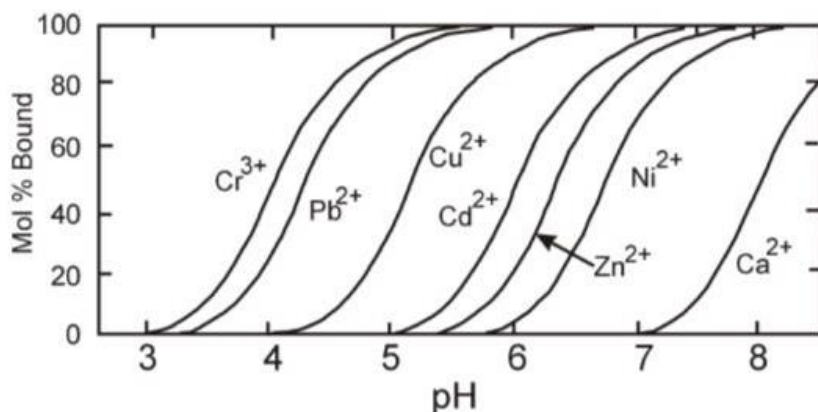
sulfidů, organické hmoty a desorpci tzn., že dochází k uvolnění kovů do vodního sloupce. V závislosti na chemických podmínkách prostředí může dojít k opětovnému vysrážení a adsorpci části uvolněných kovů a část může setrvat v rozpuštěné formě ve vodním prostředí (Kelderman a Osman, 2007). V sedimentech s nízkou tlumivou schopností (nízká koncentrace  $\text{CaCO}_3$ ) může tento proces navíc vyvolat snížení hodnoty pH (důsledek oxidace sulfidů, rozkladu organické hmoty apod.), která zvyšuje mobilitu většiny kovů (Calmano a kol., 1986; Calmano a kol., 1993).



Obrázek 3: Vliv pH a redox potenciálu na speciaci Cu (Yagi, 2011)

Adsorpce, ke které dochází připojením rozpuštěných kovů k povrchům částic (zejména k minerálům železa, manganu a oxidu hlinitého, jílu a organické hmoty), je také silně závislá na pH a samozřejmě na dostupnosti těchto částic a celkové koncentraci rozpuštěného kovu (Bourg, 1988, Elder, 1989). Sorpční kapacita povrchů se pohybuje přibližně od 0% do téměř 100% v rozmezí okolo 2 pH jednotek (John a Leventhal, 1995). Adsorpční hranice, rozsah pH, nad kterým dochází k rychlé změně sorpční kapacity, se mění mezi kovy, což vede k srážení různých kovů v širokém rozsahu pH jednotek. V důsledku toho může míchání kyselé vody bohaté na kovy s vodou s vyšším pH a nízkou koncentrací kovů vést k disperzi a separaci kovů, protože různé kovy se adsorbují na různá média při různých hodnotách pH. Adsorpční hranice kadmia a zinku končí při vyšším pH než adsorpční hranice olova a chrom, v důsledku čehož jsou tyto kovy mobilnější a rozptýlenější ve vodním

prostředí (Obrázek 4). Také hlavní kationty jako  $Mg^{+2}$  a  $Ca^{+2}$  soutěží o adsorpční místa s kovy a mohou tak snížit množství adsorbovaného kovu (Salomons, 1995).



Obrázek 4: Sorbovaná frakce kationtů (mol %) kovu v závislosti na změně pH (Vilks, 2011)

Velikost částic a výsledná celková plocha povrchu dostupná pro sorpci jsou velmi důležitými faktory v adsorpčních procesech a mohou tak ovlivnit biologickou dostupnost kovu (Luoma, 1989). Malé částice s velkým poměrem povrchu k hmotnosti umožňují větší adsorpci než ekvivalentní poměr hmotnosti velkých částic s malým měrným povrchem. Snížená adsorpce může zvýšit biologickou dostupnost kovu zvýšením koncentrace rozpuštěných kovů ve vodě (Luoma, 1989; John a Leventhal, 1995).

Nezanedbatelným faktorem ovlivňujícím speciaci, mobilitu a biodostupnost kovů je teplota, protože chemická reakční rychlost je vysoce citlivá na její změny (Elder, 1989). Zvýšení teploty prostředí o  $10^{\circ}C$  může zdvojnásobit biochemické reakční rychlosti, které jsou často hnací silou v podmínkách zemského povrchu a zvyšují tendenci systému dosáhnout rovnováhy. Teplota může také ovlivnit množství absorpce kovu organismem, protože biologické procesní rychlosti se zpravidla zdvojnásobí při každém zvýšení teploty o  $10^{\circ}C$  (Luoma, 1983; Prosi, 1989). Vzhledem k tomu, že zvýšená teplota může ovlivňovat jak příjem, tak vylučování kovů, čistá bioakumulace může nebo nemusí s rostoucí teplotou vykazat nárůst (Luoma, 1983).

## 2.2. Toxicita

Toxicita může být definována jako účinek polutantu, který negativně ovlivňuje, nebo zcela ničí život v ekosystému. Mechanismus působení toxických látek je různorodý a závisí na mnoha faktorech: vlastnosti toxické látky, způsobu kontaktu s organismem, dávce

(koncentraci) látky, expozici (době působení), způsobu absorpce, schopnosti bioakumulace a také na organismu samotném. Z biologického pohledu je jakýkoliv toxický vliv významný, pokud ovlivňuje, nebo je pravděpodobné, že ovlivní, fyziologii nebo chování organismu v takové míře, že to změní jeho schopnost růstu, rozmnožování, mortalitu nebo disperzi. Vliv toxicity polutantů na organismy lze správně predikovat a pochopit, jestliže známe trofické, kompetiční a jiné interspecifické vztahy (Abel, 1996).

Rozlišujeme dva základní druhy působení toxických vlivů (Mason, 1991). Akutní toxicita – vysoké koncentrace jedu s krátkou expozicí, tato toxicita je zpravidla letální (projevuje se bezprostředně po počátku expozice). Zatímco chronická toxicita – nízké koncentrace s dlouhou expozicí, může být letální nebo subletální (účinky se mohou projevit s časovým zpožděním, často dochází ke kumulaci látky v organismu po dlouhou dobu). Zatímco akutní toxicita ohrožuje organismy, které jsou přímo vystaveny působení polutantu, chronická se často projevuje až v dalších generacích (Mason, 1991).

Účinky toxických látek je třeba chápat jako složitý dynamický proces. Nedochozí jen k působení látky na organismus, ale i k působení organismu na látku, přičemž může docházet k přeměně látky (biotransformaci), obvykle do forem rozpustnějších ve vodě. Účinky toxických látek na živý organismus lze predikovat, alespoň částečně dle jejich fyzikálně-chemických vlastností, lipofilní látky se většinou v organismu lépe kumulují než látky hydrofilní, které jsou zase díky své snadné rozpustnosti ve vodě pro organismy dostupnější apod. (Mason, 1991, Nordberg a kol. 2007)

Důležitým faktorem, který silně ovlivňuje toxicitu látek, je spolupůsobení ostatních látek, které se v prostředí vyskytují. Směsi dvou a více látek mohou mít na organismus kombinovaný vliv, který může být přídavný (aditivní, vlivy se sčítají), nebo interferenční, kdy se mohou buď toxické účinky snižovat (antagonismus), nebo zesilovat (synergismus). Příkladem takových to účinků je kombinovaná toxicita zinku a kadmia na ryby (aditivní), na řasu *Hormidium rivulare* (synergistický vliv). Vápník má naopak antagonistický vliv na účinky olova, zinku a hliníku. Měď má aditivní až synergistický vliv na zinek, kadmium a rtuť (Nordberg a kol. 2007). Obecným pravidlem, pro působení toxických látek, je vyšší senzitivita mladších vývojových stádií organismů, oproti adultním jedincům k toxickým účinkům.

## 2.2.1. Toxicita kovů ve vodním prostředí

Kovy byly nalezeny ve všech živých organismech většinou jako stopové prvky (prvky, jejichž koncentrace je ve tkáních nižší než 50mg/kg). Některé kovy se v organismu vyskytují jako stavební materiál (buněk, tkání, kostí), stabilizátor biologických struktur, konstrukční části pohybových mechanismů (jako např. nervy a svalstvo), nebo a to především jako aktivátory nebo součásti redox systému. Tyto kovy jsou esenciálními prvky a jejich deficit znamená zhoršení některé biologické funkce, na druhou stranu se tyto kovy mohou stát i škodlivými, pokud jsou v organismu v nadbytečné míře. Tyto účinky mohou vést k modifikacím v organismu, u celé populace nebo v celém ekosystému. V organismech byly také zjištěny kovy, které nemají prokazatelnou biologickou funkci a vyvolávají toxické projevy i při mírném překročení dávky nebo expozice nad „přirozenou“ míru. Existuje nejméně 20 takových kovů, u kterých byly prokázány toxické účinky. Tyto „toxické“ kovy dokáží soutěžit s deficitními esenciálními kovy o důležitá místa ve skupinách enzymových systémů (Nordberg a kol. 2007).

Toxicitu kovů lze vysvětlit různým způsobem. Toxicky působí především kovy s vysokou afinitou k vazbě s amino-skupinami a thiolovými skupinami (reaktivní skupiny enzymů), dále kovy tvořící snadno cheláty s organickými látkami v buňkách. Biochemická aktivita je zpravidla úměrná aktivitě chemické, která souvisí s elektronovou konfigurací. U silně toxických prvků nebývají zpravidla orbitály zcela obsazeny. Toxicita souvisí s postavením kovů v periodické soustavě a jejich elektronegativitou. Například kovy lze seřadit podle elektronegativity a stability sulfidů a chelátů do této řady: Hg>Cu>Pb>>Cd>Co>Zn>Mn (Pitter, 2009).

Toxicita kovů ve vodě závisí na teplotě, hodnotě pH a celkovém složení vody, které ovlivňují jejich speciaci. Toxicky působí především jednoduché iontové formy, anorganické a organické komplexy jsou zpravidla méně toxické. S formou výskytu souvisí i rychlost transportu do buněk. Ta závisí především na koncentraci jednoduchých iontových forem, nikoliv na koncentraci prvku samotného. Proto se toxicita ve velmi znečištěných vodách snižuje vlivem tvorby různých komplexních forem. Toxicita kovů se také významně mění s oxidačním stupněm výskytu. Jednou z významných negativních vlastností mnohých kovů je jejich značná schopnost hromadit se v sedimentech, ve vodní flóře a fauně (biosorpce a bioakumulace), (Pitter, 2009, Nordberg a kol. 2007) .



**Podle hygienické závadnosti lze kovy, respektive polokovy rozdělit do následujících čtyř skupin (Pitter, 2009):**

- a) Toxické kovy a polokovy: Hg, Cd, Pb, As, Se, Be, V, Ni, Ba, Ag, a Zn. Nejcitlivějším indikátorem z vodních organismů na tyto kovy jsou zpravidla ryby. Zvláštní postavení v této skupině má především zinek, který je silně toxický pro ryby, ale nikoliv pro člověka.
- b) Kovy a polokovy s karcinogenními nebo teratogenními účinky: As, Cd, Cr, Ni, Be.
- c) Kovy a polokovy vykazující chronickou toxicitu: Hg, Cd, Pb, As. U živočichů vyvolávají buď akutní, nebo chronické onemocnění. Vzhledem k malým koncentracím ve vodě je zde větší riziko chronických onemocnění.
- d) Kovy ovlivňující organoleptické vlastnosti vody: Mn, Fe, Cu, Zn. Vliv na chuť vody se často projevuje v koncentracích, které ještě nepůsobí toxicky na člověka.

Charakteristika kovů, monitorovaných v rámci této práce, je uvedena v tabulce 6.

Pro vyhodnocení ekotoxického rizika plynoucího z toxicity jednotlivých prvků lze použít přístup ryze chemický (porovnání výsledků chemických analýz s kritérii jakosti), který poskytuje důležité informace, ze kterých je možné predikovat účinky látky. Tyto analýzy nám ale neposkytnou takové údaje jako testy toxicity. Hlavní výhodou hodnocení s pomocí biologických testů je schopnost vypovídat o znečištění jako celku, zahrnuje všechny aditivní, synergické a antagonistické vlivy mezi jednotlivými znečišťujícími komponenty. Informují nás tedy o souhrnu účinků všech přítomných látek, ať už byly či nebyly chemickou analýzou prokázány). Ke správnému hodnocení rizik daného prostředí je tedy nutné použít biologické testy toxicity. Výstupy získané z biotestů mohou být používány pro hodnocení rizik spojených s výskytem testovaných látek v životním prostředí. Nejvýhodnější je tedy kombinace chemických analýz a biotestů, které nám poskytnou souhrnné informace o zatížení sledovaného ekosystému.

Tab.6: : Charakteristika sledovaných kovů (Pitter, 2009; Nordberg a kol. 2007)

Prvek	Přirozený výskyt	Antropogenní zdroje	Vliv na ŽP	Tox. účinek na člověka	Toxicita pro ryby
<b>Hliník (Al)</b>	Třetí nejrozšířenější prvek,	elektrotechnika, doprava, stavebnictví, výroba obalů, úpravný pitné vody-chemický koagulant	Vyloužení $Al^{3+}$ v důsledku kyselých dešťů, toxicita roste s klesajícím pH	retardace růstu, poruchy metabolismu fosfátů a cukrů, vápníku, poruchy mozku, ledvin a jater, embryotoxicita, karcinogenita, mutagenita	Nerozpustné sloučeniny Al pokrývají žaberní lístky, zamezuje dýchání až udušení
<b>Chrómový (Cr)</b>	volný pouze v meteoritech, ve sloučeninách v minerálech	metalurgický průmysl (galvanická povrchová úprava kovů), chemický průmysl, koželužny, výroba zrcadel a chromových pigmentů-barvířství, tiskařský průmysl, fotografie, impregnace dřeva	Toxický vliv $Cr^{6+}$ , úhyn rostlin a živočichů, ovlivňuje také organoleptické vlastnosti vody	změny kůže-tzv. chromové vředy, iritativní dermatitida, perforace nosní přepážky, výskyt průduškového astmatu, mutagenita, poškození jater a ledvin	Pro ryby toxicitější $Cr^{3+}$ , porušení respiračního epitelu žaber a udušení
<b>Kadmium (Cd)</b>	spolu se zinkem a olovem a v rudách obsahujících sulfidy těchto kovů	výroba plechů, stabilizátor plastů, barevné pigmenty přidávané do plastů a barviv, přidává se do slitin, součástí elektrod v alkalických akumulátorech, pesticidy	emitované do ovzduší se nakonec hromadí v půdě a ve vodě a vstupuje takto do potravních řetězců, negativně ovlivňuje samočistící schopnost vody	Akutní poruchy trávicího ústrojí, závratě, kašel, bolesti hlavy, slabost, poškození ledvin, karcinogen, poškození růstu, měknutí kostí, nemoc itai-itai	Silně toxické pro ryby i všechny vodní organismy
<b>Mangan (Mn)</b>	Doprovází železné rudy, je všudypřítomný v ŽP	Průmyslové odpadní vody ze zpracování rud, z metalurgických závodů a z chemických provozů	Ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody, esenciální prvek, role v mineralizaci kostí, v energetickém metabolismu bílkovin, součást kloubních chrupavek,	Působí na centrální nervový systém-Manganové šilenství-pocit slabosti a letargie, pomalá a nemotorná chůze	Podobně jako hliník a železo se může na rybích žábách vysrážet v podobě hydroxidů, pokrýt žaberní lístky, tím snížit respirační plochu až udušení
<b>Měď (Cu)</b>	rudná ložiska, horniny	elektrotechnický průmysl, slitiny, topenářství, pesticidy	Esenciální prvek, který je součástí řady rostlinných a živočišných enzymů. Vysoké koncentrace způsobují narušení homeostáze v organismu. Význam při dýchání a fotosyntéze. Organoleptické vlastnosti vody.	Alergen a karcinogen	Silně toxická pro ryby i ostatní vodní živočichy,

Tab.6: : Pokračování: Charakteristika sledovaných kovů (Pitter, 2009; Nordberg a kol. 2007)

Prvek	Přirozený výskyt	Antropogenní zdroje	Vliv na ŽP	Tox. účinek na člověka	Toxicita pro ryby
<b>Nikl (Ni)</b>	V přírodě hojně zastoupen, ryzí v meteoritech, jinak ve směsi se železem v rudách	Odpadní vody z povrchových úprav kovů z barevné metalurgie, z keramického a sklářského průmyslu a také při spalování fosilních paliv	Je biogenním prvkem, tvoří součást enzymů a účastní se tak krvetvorby, stavba buněk a zpracování železa, mědi a zinku v játrech, deficit způsobuje zpomalení růstu živočichů, anémie, snížení aktivity enzymů	Alergen, karcinogen	Rybí společenstva na výskyt málo citlivá,
<b>Olovo (Pb)</b>	v rudných ložiskách a horninách	výroba baterií, antidetonačních příměsí v benzínu (dříve), kabelů, barviv, slitin, broků	Organické sloučeniny Pb se kumulují v potravních řetězcích. Snadno se vyluhuje z půdy do podzemních vod. Toxické působení na všechny živé organismy. Významně se hromadí v sedimentech, plaveninách a kalech	Ovlivňuje krvetvorbu, centrální a periferní nervový systém, ledviny, imunitní systém, reprodukční funkce, zvýšení krevního tlaku. Karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky.	Toxicita olova pro ryby je stejně jako u ostatních kovů závislá na chemickém složení vody.
<b>Zinek (Zn)</b>	rudná ložiska, horniny	výroba nekorozivních slitin, mosazi, železa, barev, galvanizace oceli, pozinkování železných plechů a drátů k ochraně proti korozi, gumárenství, pesticidy	Esenciální prvek pro rostliny a živočichy	Horečka, příznaky podobné záchvatu malárie, kokarcinogenní, poškození plic, pneumonie, plicní edém, poškození trávicí soustavy	Snížení hmotnostních přírůstků a hyperglykemie, Závislost toxicity na fyzikálně-chemických vlastnostech
<b>Železo (Fe)</b>	rudná ložiska	Průmyslové odpadní vody z metalurgických a chemických procesů, koroze výrobků ze železa	Přenos kyslíku, oxidoredukční děje ve tkáních všech aerobních organismů, deficit-poruchy růstu, nitroděložní retardace, horší hojení poranění, Ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody	Akutní otrava je velmi neobvyklá – průjem, zvracení, teploty, poškození ledvin a jater, chronická otrava – cirhóza jater, poškození slinivky, srdečního svalu, diabetes	Vysrážení železa na žábřácích, jako u hliníku a manganu, pokrytí žaber nepropustnou sloučeninou až udušení

## **2.3. Nádrže v urbanizovaném prostředí**

Vzhledem k současným trendům a růstům populace je odhadováno, že do roku 2030, se bude více než 60% celosvětové populace a jimi používané zdroje soustředit v urbanizovaném prostředí (United Nations 1996, Naselli-Flores 2008). Dopady, které mají tyto velké metropolitní oblasti na životní prostředí, daly vzniknout novému oboru ekologie: „The urban ecology“ (městská ekologie/ekologie měst). Městské ekosystémy lze v celku považovat za velmi roztrášené. Těto heterogenní „krajiny“ dominují stavby, silnice, a chodníky, a často chybí větší vegetační pokryv. Složení vegetace ve městech je často nepůvodní, skládá se z několika příznivých domorodých a četných exotických druhů. Městská krajina je také silně zatížena dalším lidským narušením, jako jsou doprava, výstavba a další (Jokimaki 1999). Způsoby skládkování odpadů a centrálních čistíren odpadních vod, znečištění ovzduší výfukovými plyny, plyny ze spalování v domácnostech a průmyslu, nebo městská architektura (zpevněné plochy, chodníky a střechy), to vše ovlivňuje dešťové vody, jednak zvýšeným znečištěním, ale také jejich distribuci, kdy díky zpevněným plochám v urbanizovaném území vytváří většina dešťové vody povrchový odtok, který je odváděn buď na ČOV nebo do recipientu (Naselli-Flores 2008).

Ježera, nádrže a rybníky jsou jedním z krajinných prvků, které významně přispívají ke zvýšení kvality života v městských centrech. Jejich funkce v městské krajině je především estetická a rekreační, ale také retenční a biologická, čímž přispívá ke zmírnění městského klimatu (Martínez- Arroyo a Jáuregui 2000). Navíc jsou tyto ekosystémy poměrně citlivé a tak mohou jako součást městské krajiny zdůraznit problémy životního prostředí, které postihují právě metropolitní oblasti. Mezi tyto problémy patří především soustředění velkého množství živin a znečišťujících látek, včetně mikrobiálních kontaminantů. Silné toxické znečištění a toxický květ sinic mohou velmi negativně ovlivnit ekologickou hodnotu těchto ekosystémů a transformovat je do potenciálního rizika pro lidské zdraví. Tyto problémy pak vyžadují často nákladné obnovy (Naselli-Flores 2008).

### **2.3.1. Rizika ekosystému městských nádrží**

Městské nádrže jsou téměř vždy uměle vytvořené ekosystémy. Ve většině případů se jedná o nádrže, rozšiřující jiné vodní útvary a poskytující především rekreační aktivity (rybaření, koupání, vodní sporty). Mají malé stejnosměrné povodí a většina

přitékající vody pochází z urbanizované oblasti (zpevněné plochy-přímý povrchový odtok, prostřednictvím dešťové kanalizace nebo i z přeпадů z odlehčovacích komor). V důsledku toho má povodí silný vliv na tyto ekosystémy, především na kvalitu vody. Navíc jsou městské nádrže spíše malé a mělké. Jejich rozloha se ve většině případů pohybuje okolo několika hektarů a jejich hloubka se pohybuje kolem 3-5 m nebo méně. Díky tomu mají tyto vodní ekosystémy nižší odolnost ve srovnání s velkými a hlubokými nádržemi. Proto jsou městské nádrže citlivější na znečištění vod a eutrofizaci (Naselli-Flores 2008). Také vzhledem ke svému nepřírozenému původu mívají spíše pravidelné tvary a vzhledem ke svým funkcím mají miskovitý tvar s pomalu se svažujícím břehem, což jsou další faktory zvyšující riziko eutrofizace, ale i riziko častější remobilizace kovů (Naselli-Flores 2008).

Dešťová voda v urbanizovaných územích na nepropustných plochách umývá a shromažďuje větší množství toxických látek a živin. Dalším zdrojem těchto látek mohou být ve městech přeпадy z jednotné kanalizace, selhávající septiky a kanalizační sítě. Městské nádrže také mají unikátní vnitřní zdroje fosforu (vodní ptactvo), ale i toxických látek z opětovného uvolnění z přineseného sedimentu (Schueler a Simpson, 2001).

### 3. CÍLE PRÁCE

- Kvantifikovat znečištění vodních ekosystémů vybraných pražských nádrží, které jsou využívány k extenzivnímu chovu ryb
- Vyhodnotit vliv různých zdrojů znečištění a typu městského odvodnění na obsah a chování toxických kovů.
- Vyhodnotit a porovnat kontaminaci vody, sedimentů a ryb zkoumaných pražských nádrží vybranými toxickými kovy (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) a to z hlediska jejich obsahu
- Pomocí vhodných metod vyhodnotit ekotoxikologické riziko a mobilitu toxických kovů v sedimentech nádrží (testy toxicity, koeficienty bioakumulace a distribuční koeficient).
- Vyhodnotit vliv různých zdrojů znečištění na obsah a osud toxických kovů v ekosystémech malých nádrží v urbanizovaných povodích

## **4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST**

Experimentální část probíhala na vybraných pražských nádržích, které jsou ovlivněny různými typy městského odvodnění (MO), ať už přímo, anebo je prvky MO ovlivněn přítok do nádrže. Většinu ze sledovaných nádrží bychom mohly popsat jako malé a mělké vodní ekosystémy, což je typické pro nádrže v urbanizovaných oblastech. Tyto nádrže mají nízkou resilianci ve srovnání s velkými a hlubokými nádržemi (Naselli-Flores 2008). Vzhledem k citlivosti těchto systémů v urbanizovaných povodích je třeba věnovat pozornost obsahu polutantů v nich, jejich mobilitě a biodostupnosti. V minulosti sice byla tomuto problému věnována pozornost, ale většinou byl sledován obsah kovů pouze v některých složkách ekosystému, nikoliv ve všech jeho složkách, tzn. v ekosystému jako celku. Tato práce představuje první takto ucelenou studii zabývající se výskytem toxických kovů v ekosystémech pražských nádrží.

Výskyt toxických kovů byl sledován ve třech hlavních složkách vodního ekosystému, voda, sediment a ryby. Zatímco koncentrace kovů ve vodě vypovídají o možném akutním ohrožení vodní bioty, obsahu kovů v sedimentu poskytuje informace o chronickém ohrožení vodní bioty. Obsah kovů v biomase ryb nejen, že poukazuje na schopnost kovů bioakumulovat se v tkáních ryb, ale poskytuje i informace o možném hygienickém riziku pro lidi, kteří ryby odlovené z nádrží v urbanizovaných povodích konzumují.

Vlastní experimentální práce spočívala v určení vlivů městského odvodnění na bioakumulaci TK v biomase ryb, které představují vrchol potravního řetězce ve vodním prostředí, a zahrnutí hodnocení nebezpečnosti bioakumulace TK do celkového hodnocení ekologického stavu urbanizovaných vodních nádrží. Zvláštní pozornost je věnována toxicitě odebraných sedimentů, která je testována na dlouhodobých chronických testech toxicity.

### **4.1. Metodika zpracování vzorků a jednotlivých analýz**

#### **4.1.1. Odběr, zpracování a analýza vzorků vody**

Na sledovaných nádržích byly odebírány vzorky vody současně se vzorky sedimentů 1-2x ročně (2009-2013). Počet odebraných vzorků v jednotlivých letech je uveden v tabulce 7. Ve vzorcích vody byly sledovány základní fyzikálně-chemické ukazatele (ZFCHU) kvality vody pH, teplota, vodivost a rozpuštěný kyslík, které byly měřeny terénním multimetrem Hach přímo v terénu a dále CHSK, chloridy, amonné ionty, dusitany, dusičnany a TOC, které

byly stanoveny pomocí kyvetových testů Hach Lange. Pro stanovení základních fyzikálně-chemických ukazatelů kvality byly vzorky vody odebírány do neprůhledných plastových (HDPE) lahví, udržovány v chladu a do 24 hodin byly analyzovány v laboratoři. Dále byly odebírány vzorky vody pro analýzu vybraných kovů (Al, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb a Zn) do plastových transparentních lahví, které byly po příjezdu do laboratoře zafixovány kyselinou dusičnou (HNO<sub>3</sub> s. p. 67%) a uchovávány v chladu až do analýzy na atomovém absorpčním spektrometru Solaar S (FAAS, ETAAS).

Tab.7: Počet vzorků odebraných v jednotlivých letech na sledovaných nádržích

NÁDRŽ / ROK	2009	2010	2011	2012	2013
RN Hájecká R1	REVITAL.	0-0-0	0-0-0	2-2-0	3-3-0
RN Hájecká R2	0-0-0	REVITAL.	0-0-0	2-2-0	3-3-0
RN Hájecká R3	0-0-0	1-1-5	REVITAL.	2-2-5	3-3-0
Rybník Homolka	0-0-0	0-0-0	0-0-0	2-2-0	3-3-0
Rybník Kančík	0-0-0	0-0-0	0-0-0	2-2-0	3-3-0
RN R3 Košíkovský	0-1-0	1-1-5	2-2-5	2-2-5	3-3-0
RN R4 Košíkovský	0-1-5	1-1-5	2-2-5	2-2-0	3-3-0
Milíčovský rybník	0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0	3-3-0
RN R4 Milíčov	0-0-0	1-1-4	2-2-0	2-2-5	3-3-0
Motolský rybník R1	0-1-0	1-1-5	2-2-0	2-2-5	3-3-0
Motolský rybník R2	0-0-0	0-0-0	REVITAL.	0-0-0	2-2-0
Motolský rybník R3	0-1-1	1-1-0	2-2-5	REVITAL.	3-3-0
RN Stodůlky N1	REVITAL.	0-0-0	2-2-5	2-2-5	3-3-0
RN Stodůlky N2	0-0-0	0-0-0	2-2-6	0-0-0	3-3-0
RN Stodůlky N3	0-1-1	1-1-4	2-2-4	2-2-0	3-3-0
Rybník Strnad	0-1-0	1-1-9	0-0-0	2-2-7	2-2-0
Rybník Vrah	0-0-0	0-0-0	0-0-0	2-2-0	3-3-0
Vodní dílo Hostivař	0-1-0	0-1-10	0-2-0	0-0-0	0-0-0
VD Jiviny	0-1-0	1-1-5	0-0-0	2-2-5	2-2-0
RN Hornoměřolupská	0-1-4	1-1-5	2-2-6	2-2-5	0-0-0
Rybník Kyjský	0-1-3	1-1-0	0-0-0	2-2-2	0-0-0
Velký počernický rybník	0-0-0	1-1-9	0-0-0	2-2-8	0-0-0
<b>Celkem v každém roce</b>	<b>0-10-14</b>	<b>12-13-66</b>	<b>20-20-36</b>	<b>34-34-50</b>	<b>51-51-0</b>

Pozn: Čísla v tabulce uvádějí počet vzorků = VODY – SEDIMENTU – RYB

Zkratka REVITAL znamená, že v roce probíhala na nádrži revitalizace

Vzorky ryb a sedimentu z roku 2009 byly odebrány pracovníky KZEI, autorka práce pouze zpracovávala



#### 4.1.2. Odběr, zpracování a analýza vzorků sedimentů a ryb

Vzorky sedimentu byly odebírány z povrchové vrstvy (ve které dochází k nejčastějším chemickým změnám), ze břehu, na několika místech v blízkosti hráze 1-2x ročně (2009-2013). Počet odebraných vzorků sedimentu a ryb v jednotlivých letech je uveden v tabulce 7. Vzorky sedimentů byly odebírány plastovou naběračkou do plastových nádob, aby se zamezilo sekundární kontaminaci vzorku. Negativem tohoto odběru je riziko ztráty jemné frakce, vzhledem k faktu že odebíraná svrchní vrstva je zvodnělá a může dojít k jejímu odplavení. U podzimních odběrů, které byly provedeny současně s výlovem sledovaných nádrží, bylo riziko odplavení odstraněno, protože výlovy a tudíž i odběr byly uskutečněny při vypuštěných nádržích. V odběrech souvisejících s výlovem byl také vzorek sedimentu odebírán z pěti a více různých míst v blízkosti hráze (přímo z tělesa tzn., že hodnoty z těchto odběrů, mají vyšší vypovídající schopnost než jarní a podzimní odběry prováděné ze břehů nádrží).

Vzorky ryb byly získány od rybářů ČRS. Nejčastěji získanými rybami byly kapr obecný a karas stříbřitý. Vzorkování probíhalo dle plánu výlovů Českého rybářského svazu ÚS města Prahy (2009-2012). Druhy získaných ryb v jednotlivých letech jsou uvedeny v tabulce 8.

Vzorky ryb byly po převozu do laboratoře očištěny a rozporcovány na jednotlivé orgány pro podrobnou analýzu, dále byly i se vzorky sedimentu zmrazeny a následně sušeny lyofilizací v zařízení CHRIST ALFA 1-4, tzv. vakuovým vymrazováním, založeném na sublimaci zmrzlé vody při nízkém tlaku a teplotě. Tento způsob sušení zabraňuje ztrátám analytu a poškození sušeného materiálu, protože dochází k přechodu vody z pevného skupenství přímo do skupenství plynného. Po vysušení byly vzorky sedimentu zbaveny hrubých částic (kameny, větve apod.) pomocí nylonového síta 2x2mm a následně byla provedena separace do jednotlivých frakcí pro analýzu kovů na nylonových sítích o velikostech ok 0,609, 0,206 a 0,061mm.

Tab.8: Druhy získaných ryb v jednotlivých letech ve sledovaných nádržích

Rok	Nádrž	Druhy získaných ryb
2009	Motolský rybník R3	Okoun říční
	RN Hornoměřolupská	Kapr obecný, Okoun říční, Plotice obecná, Lín obecný
	RN N3 Stodůlecký	Hrouzek obecný
	RN R4 Košíkovský	Kapr obecný, Karas stříbřitý 2ks, Okoun říční, Hrouzek obecný

	Rybník Kyjský	Karas stříbřitý, Cejnek malý, Plotice obecná
2010	Motolský rybník R1	Kapr obecný (22cm), Karas stříbřitý (24cm), Okoun říční (18cm), Plotice obecná 2ks(12 a 10 cm)
	RN Hájecká R3	Kapr obecný (35cm), Karas stříbřitý (25cm), Okoun říční 2ks (15 a 12cm), Štika obecná (70cm)
	RN Hornoměřolupská	Kapr obecný (40cm), Karas stříbřitý (22cm), Okoun říční (18cm), Štika obecná (80cm), Plotice obecná (15cm)
	RN R3 Košíkovský	Kapr obecný (42cm), Karas stříbřitý (24cm), Okoun říční (16cm), Perlín ostrobřichý (17 cm), Hrouzek obecný (12cm)
	RN R4 Košíkovský	Kapr obecný (45cm), Karas stříbřitý 2 ks (23 a 20cm), Okoun říční (18cm), Cejnek malý (15cm)
	RN R4 Miličov	Kapr obecný (35cm), Karas stříbřitý (22cm), Okoun říční (14cm), Štika obecná (40cm)
	RN Stodůlky N3	Kapr obecný (33cm), Karas stříbřitý (20cm), Okoun říční (16cm), Perlín ostrobřichý (7,8cm)
	Rybník Strnad	Kapr obecný 2ks (34 a 28cm), Karas stříbřitý 2ks (24 a 21cm), Okoun říční (17cm), Štika obecná 2ks (55 a 28cm), Amur bílý (45cm), Lín obecný (18cm)
	VD Jiviny	Kapr obecný 2ks (40 a 32cm), Karas stříbřitý (28cm), Okoun říční (11cm), Plotice obecná (16cm)
	Velký počernický rybník	Kapr obecný (40cm), Karas stříbřitý (30cm), Lín obecný (19cm), Okoun říční 2ks (17 a 15cm), Perlín ostrobřichý 2ks (16 a 9,7cm), Plotice obecná (11cm), Štika obecná (65cm)
	Vodní dílo Hostivař	Kapr obecný 2ks (45 a 40cm), Karas stříbřitý 2ks (30 a 28cm), Okoun říční 2ks (24 a 18cm), Štika obecná (65cm), Amur bílý (51cm), Candát obecný (41cm), Tolstolobik bílý (70cm)
2011	Motolský rybník R3	Kapr obecný (40cm), Karas stříbřitý (28cm), Okoun říční (21cm), Plotice obecná 2ks (18 a 9,7cm)
	RN Hornoměřolupská	Kapr obecný 2ks (37 a 35cm), Karas stříbřitý 2ks (27 a 24cm), Okoun říční (15cm), Plotice obecná (15cm)
	RN R3 Košíkovský	Kapr obecný (45cm), Karas stříbřitý (25cm), Okoun říční (18cm), Perlín ostrobřichý (15cm), Plotice obecná (16cm)
	RN R4 Košíkovský	Kapr obecný 2ks (45 a 42cm), Karas stříbřitý (23cm), Okoun říční (16cm), Plotice obecná (14cm)
	RN Stodůlky N1	Kapr obecný 2ks (43 a 40cm), Karas obecný (24cm), Plotice obecná 2ks(16 a 7,8cm)
	RN Stodůlky N2	Kapr obecný 2ks (40 a 35cm), Karas stříbřitý (22cm), Okoun říční 2ks (17 a 15cm)
	RN Stodůlky N3	Kapr obecný (34cm), Karas stříbřitý (25cm), Okoun říční (16cm), Plotice obecná (9,1cm)
2012	Motolský rybník R1	Kapr obecný (38cm), Karas stříbřitý 2ks(26 a 21cm), Okoun říční 2ks (16 a 14cm)
	RN Hájecká R3	Kapr obecný (36cm), Karas stříbřitý (21cm), Okoun říční (16cm), Plotice obecná (14cm, Štika obecná (67cm)
	RN Hornoměřolupská	Kapr obecný (39cm), Karas stříbřitý (23cm), Okoun říční (13cm), Plotice obecná (9,9cm), Štika obecná (75cm)
	RN R3 Košíkovský	Kapr obecný 2ks (42 a 39cm), Karas stříbřitý (26cm), Okoun říční (17cm), Cejnek malý (18cm)
	RN R4 Miličov	Kapr obecný 2ks (35 a 33cm), Karas stříbřitý (21cm), Okoun říční (20cm), Štika obecná (47cm)
	RN Stodůlky N1	Kapr obecný 2ks (38 a 31cm), Karas stříbřitý (22cm), Okoun říční (12cm), Plotice obecná (17cm)
	Rybník Strnad	Kapr obecný 2ks (34 a 25cm), Karas stříbřitý (27cm), Okoun říční (19cm), Štika obecná 2ks (55 a 20cm), Lín obecný (21cm)
	VD Jiviny	Kapr obecný 2ks (40 a 36cm), Karas stříbřitý (25cm), Okoun říční (15cm), Plotice obecná (14cm)
	Velký počernický rybník	Kapr obecný 2ks (41 a 38cm), Karas stříbřitý (19cm), Okoun říční 2k (20 a 16cm) s, Štika obecná (63cm), Lín Obecný (14cm)

Pozn: Vzorky ryb a sedimentu z roku 2009 byly odebrány pracovníky KZEI, autorka práce pouze zpracovávala

Vzorky v roce 2013 byly odebírány společně s bakalářkou Černou, která výsledky použila do své diplomové práce

Použitá analytická metoda vyžaduje předúpravu vzorků s pevnou maticí do formy roztoku. K tomuto kroku byla použita metoda vyvinutá USA EPA v roce 1994, označovaná jako EPA 3051 (sediment) a USA EPA 3052 (biota).

Vzorky sedimentu s reakčními činidly (9ml HNO<sub>3</sub> p. a. 65% + 1ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30%) v teflonových nádobkách byly louženy v mikrovlnném systému Ethos Plus (Milestone). Vzorky sedimentu byly po mikrovlnném rozkladu zfiltrvány a dolity do celkového objemu 50ml destilovanou vodou. U vzorků sedimentu byl také zjištěn podíl organické hmoty žiháním. Zvážený zkušební podíl vzorku (1g ± 10%) byl žihán v peci při teplotě 550±25°C do konstantní hmotnosti.

U vzorků ryb byl prvotní postup loužení zachován, jak je uveden v metodice USA EPA (3052), tzn. loužení v činidlech (9ml HNO<sub>3</sub> s. p. 67% a 1ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30%) min. 15 min při max. teplotě 180±5°C. Vzhledem k silným reakcím organického materiálu a poškození několika teflonových nádobek mikrovlnného systému, byl tento postup upraven a doplněn o předúpravu. Ta spočívala v loužení vzorků ryb za studena v části činidel a následující den byly již částečně rozložené vzorky se zbytkem činidel umístěny do mikrovlnného systému dle metody USA EPA 3052. Díky této předúpravě, již nedocházelo k silným reakcím, čímž byly nejen ochráněny finančně nákladné teflonové nádoby a celý mikrovlnný systém, ale také bylo zabráněno velkým ztrátám analytu, ke kterým při silných reakcích v mikrovlnném systému může docházet. Analýza vybraných kovů (Al, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb a Zn) probíhala na atomovém absorpčním spektrometru Solaar S (FAAS, ETAAS).

Kromě výše uvedených základních analýz byla na některých vzorcích sedimentu provedena sekvenční analýza dle Tessiera (1979) s modifikovaným 5. krokem dle Nábělkové (2005) a v jednotlivých geochemických frakcích stanoveny vybrané kovy (Al, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb a Zn). Pro jednotlivé geochemické frakce byly použity následující postupy a činidla:

- 1) Výměnná frakce – 8ml 1M NaOAc, při stálém míchání po dobu 1 hodiny při laboratorní teplotě
- 2) Karbonátová frakce – 8ml 1M NaOAc, pH udržováno na hodnotě 5 kyselinou octovou, při stálém míchání po dobu 5 hodin při laboratorní teplotě
- 3) Redukovatelná frakce – 20ml 0,04M NH<sub>2</sub>OH.HCl v 25% (v/v) HOAc při 96°C po dobu 6 hodin
- 4) Oxidovatelná frakce – 5ml 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 3ml 0,02M HNO<sub>3</sub> s přídatkem koncentrované HNO<sub>3</sub> pro udržení pH 2 při 85°C po dobu 5 hodin, po 2 hodinách zahřívání se přidá 3ml 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, po ochladnutí vzorku se přidá 5ml 3,2M

$\text{NH}_4\text{OAc}$  v 20%  $\text{HNO}_3$ , naředí se destilovanou vodou do 20 ml a 30 minut se míchá při laboratorní teplotě

- 5) Reziduální frakce – nejprve byl proveden rozklad na horké plotně s lučavkou královskou (2 ml  $\text{HCl}$  a 6 ml  $\text{HNO}_3$ ) a 3 ml 30% peroxidu vodíku až do odpaření. Dále byly nadávkovány koncentrované kyseliny: fluorovodíková (HF), dusičná ( $\text{HNO}_3$ ), a 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$  v poměru 10:3:3. Provedl se tlakový rozklad v mikrovlnné peci s teplotním programem dle metody EPA 3052. Rozložený vzorek se následně doplnil do 25 ml v odměrných bankách.

## 4.2. Metodika zpracování testů toxicity

Pro testování toxicity sedimentů byl použit OSTRACODTOXKIT F. Jedná se o 6-denní kontaktní test pro sladkovodní sedimenty, který byl vyvinut v laboratoři Environmental Toxicology and Aquatic Ecology of the Ghent University in Belgium. TOXKIT obsahuje všechny potřebné materiály včetně testovacích organismů (Obrázek 5). Testování probíhá s novorozenými bentickými korýši *Heterocypris incongruens* vylíhlých z cyst. Po 6-ti denním kontaktu se sedimentem, se porovnává úmrtnost a růst organismů s výsledky získanými v netoxickém referenčním sedimentu.



Obrázek 5: Vyobrazení sady pro kontaktní 6-ti denní test a testovaný organismus *Heterocypris Incongruens*

## 4.3. Metodika hodnocení výsledků

Získaná data v této práci byla hodnocena nejen podle dostupných legislativních nástrojů (voda ZFCHU – ČSN 75 7221:11.2017, Sb. 401/2015; voda TK – Sb. 401/2015;

ČSN 75 7221:11.2017, biota TK – EU 466/2001, sediment TK - ES/ER/TM-95/R4 – US EPA), ale byla také využita k výpočtu řady koeficientů, které stanovily rizika související s mobilitou ( $K_d$  – distribuční koeficient kap. 2.2.1), biodostupnosti (MF – faktor mobility kap. 2.2.2.1), bioakumulací (BSAF – Bioakumulační faktor sediment – biota kap. 2.2.2.2) a nebezpečností jednotlivých kovů v daném prostředí (HQ – koeficient rizika kap. 2.2.3).

Tab.9: Hodnoty ZFCHU stanovené ve vodě (ČSN 75 7221:11:2017)

Třída Znečištění	Konduktivita (-)	O <sub>2</sub> (mg/l)	CHSK <sub>CR</sub> (mg/l)	TOC (mg/l)	CL <sup>-</sup> (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
1	<40	>8,5	<15	<6	<100	<0,2	<2,5	<0,05
2	<70	>7,5	<25	<9	<200	<0,4	<5	<0,15
3	<110	>6	<45	<14	<300	<0,8	<8	<0,25
4	<160	>4	<60	<20	<450	<1,6	<12	<0,4
5	>160	<4	>60	>20	>450	>1,6	>12	>0,4

Tab.10: Hodnoty přípustného zatížení pro ZFCHU stanovené ve vodě (Sb. 401/2015)

	Teplota (°C)	pH (-)	O <sub>2</sub> (mg/l)	CHSK <sub>CR</sub> (mg/l)	TOC (mg/l)	CL <sup>-</sup> (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)
Přípustné zatížení (roční průměr)	max. 29	5-9	>9	5,9	4,5	65	0,23	5,4	0,12	0,15*

\* Pozn: Přípustné hodnoty pro fosforečnany v nařízení 401/2015 není, bylo použito kritérium pro celková fosfor

Tab.11: Hodnoty vybraných kovů stanovených ve vodě (ČSN 75 7221:11:2017)

Třída Znečištění	Al (µg/kg)	Cr (µg/kg)	Cd <sub>celk</sub> (µg/kg)	Mn (µg/kg)	Cu <sub>celk</sub> (µg/kg).	Ni (µg/kg)	Pb (µg/kg)	Fe (µg/kg)	Zn (µg/kg)
1	<600	<5	<0,1	<100	<5	<3	<3	<500	<15
2	<1200	<15	<0,5	<300	<15	<6	<8	<1000	<50
3	<2500	<35	<1,0	<500	<30	<12	<15	<2000	<100
4	<5000	<70	<2,0	<800	<60	<40	<30	<3000	<200
5	>5000	>70	>2,0	>800	>60	>40	>30	>3000	>200

Tab.12: Hodnoty NEK pro TK stanovené ve vodě (Sb. 401/2015)

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
(µg/kg)	1000	0,45-1,5	18	14	1000	300	34	14	92

Pozn.: rozmezí u kadmia je dáno dle tříd tvrdosti vody (třída 1: <40mg CaCO<sub>3</sub>/l; třída 2: 40-50mg CaCO<sub>3</sub>/l; třída 3: 50-100 mg CaCO<sub>3</sub>/l; třída 4: 100 – 200 mg CaCO<sub>3</sub>/l; třída 5: >200 mg CaCO<sub>3</sub>/l)

Tab.13: Limitní koncentrace obsahu TK v čerstvé biomase ryb určených ke konzumaci (EU 466/2001)

Olovo µg/kg	Kadmium µg/kg
200	50

Tab.14: Hodnoty EQS (ES/ER/TM-95/R4 – US EPA) pro sediment

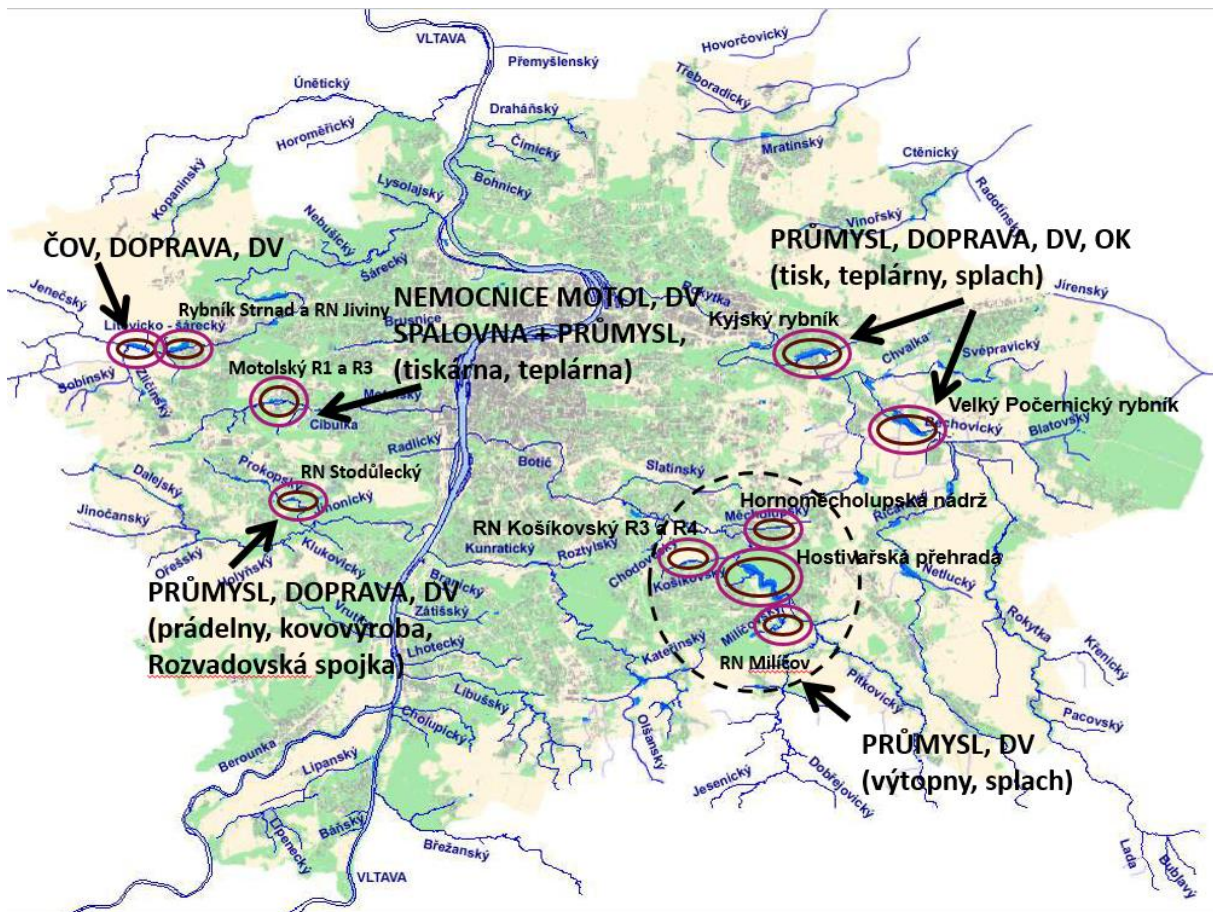
	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
TEC (mg/kg)	-	0,592	56	28	-	-	39,6	34,2	159
PEC (mg/kg)	58030	11,7	159	77,7	-	-	38,5	396	1532

Pozn.: TEC – Threshold Effect Concentration – koncentrace prahového účinku

PEC – Probable Effect Concentration – koncentrace pravděpodobného účinku

#### 4.4. Sledované nádrže

Výběr sledovaných nádrží probíhal v prvních letech především podle plánu podzimních výlovů (2009, 2010), tak aby bylo možné získat kromě vzorků vody a sedimentu, také vzorky ryb. Ačkoliv nebyl tento výběr ovlivněn jiným záměrem, podařilo se poměrně dobře pokrýt různé části Prahy a její drobné vodní toky (Hájecký, Milíčovský, Košíkovský, Motolský, Prokopský, Botič, Litovecko-Šárecký, Měcholupský). Kromě pestrosti ve vodotečích a v geografické poloze jednotlivých nádrží, byly tyto nádrže ovlivněny značně různorodým zatížením (dopravou, průmyslem, prvky městského odvodnění atd.). V dalších letech (2011-2013) byl pak kladen důraz u výběru nových lokalit především na doplnění nádrží, které se nacházely pod/nad sledovanými nádržemi, tak aby konečný obraz o zatížení ekosystému byl co nejucelenější. Všechny sledované nádrže a jejich podrobná specifikace je uvedena v tabulce 15. Rozložení nádrží na území Prahy je patrné z Obrázek 6, který také znázorňuje hlavní zdroje znečištění



Obrázek 6: Znárodnění sledovaných soustav (nádrží) na území Prahy a hlavní zdroje znečištění.

Tab.15: Sledované nádrže a jejich specifikace

Název nádrže	Vodní tok	Typ nádrže	Plocha hladiny	Objem nádrže	Typ hráze	Chov ryb	Účel nádrže	Ovlivnění nádrže
<b>RN Hájecká R1</b>	Hájecký potok	průtočná	1905	1108	ZSH	přírodní	retenční, krajinnotvorný	přítok, drenážní vody z metra, DV z Jižního města
<b>RN Hájecká R2</b>		průtočná	807	1099	ZSH	přírodní	ekologický, krajinnotvorný	přítok, DV z Jižního města
<b>RN Hájecká R3</b>		průtočná	7800	16000	ZSH	extenzivní	retenční, krajinnotvorný, rybochovný	přítok, DV z Jižního města
<b>Rybník Milíčov</b>	Miličovský potok	průtočná	28582	24000	ZSH	přírodní	krajinnotvorný,	přítok
<b>Rybník Kančík</b>		průtočná	2025	2000	ZSH	přírodní	krajinnotvorný, ochrana přírody	
<b>Rybník Homolka</b>		průtočná	9350	12400	ZSH	přírodní	krajinnotvorný	
<b>Rybník Vrah</b>		průtočná	35000	30000	ZSH	rybářský revír	retenční, krajinnotvorný, rybochovný	přítok, DV ze Sídliště Miličovský háj
<b>RN R4 Milíčov</b>		průtočná	27229	29507	ZSH	extenzivní	retenční, rybochovný	přítok, DV z jižního povodí sídliště Jižní Město (obytný soubor Opatov, Kateřinky a Milíčov)
<b>RN R3 Košíkovský</b>	Košíkovský potok	průtočná	12196	13674	ZSH	extenzivní	retenční, krajinnotvorný, rybochovný	DV ze sídlišť Chodov a Jižní město
<b>RN R4 Košíkovský</b>		průtočná	10600	7843	ZSH	extenzivní	retenční, krajinnotvorný, rybochovný	
<b>Motolský rybník R1</b>	Motolský potok	boční	10018	10514	ZSH	extenzivní	krajinnotvorný rybochovný	přítok – silné ovlivnění již od pramene (doprava, průmyslová zóna) silné zatížení dopravou u všech nadzemních částí
<b>Motolský rybník R2</b>		boční	14984	19263	ZSH	přírodní	koupaliště	
<b>Motolský rybník R3</b>		boční	5005	5394	ZSH	extenzivní	krajinnotvorný, rybochovný	
<b>RN Stodůlky N1</b>	Prokopský potok	průtočná	17310	23550	ZSH	odchov násad	krajinnotvorný, rybochovný, protipovodňový	přítok DV z Prokopského potoka a DV ze sídliště Stodůlky sever a Stodůlky jih
<b>RN Stodůlky N2</b>		průtočná	219500	40220	ZSH	rybářský revír	retenční, akumulací, krajinnotvorný, rybochovný	přítok DV z Prokopského potoka DV ze sídliště Stodůlky a Lužiny
<b>RN Stodůlky N3</b>		průtočná	16120	25750	ZSH	extenzivní	retenční, krajinnotvorný, rybochovný	přítok DV z Prokopského potoka DV ze sídliště Stodůlky, Lužiny a Velká Ohrada



<b>Rybník Strnad</b>	Litovecko-Šárecký potok	průtočná	83447	114015	ZSH	extenzivní	biologický, retenční, krajinnotvorný, rybochovný	ČOV Hostivice, doprava, průmyslový areál na přítoku (fa Klio s.r.o - likvidace odpadů)
<b>VD Jiviny</b>		průtočná	90000	138000	ZSH	rybářský revír	protipovodňový, akumulační, rybochovný	DV z areálu DP hl. m. Prahy (garáže Řepy) a Správy diplomatického sboru po předčištění v DUN Jiviny a DV ze sídliště Na Dědině předčištěné v DUN Dědina; přítok z rybníku Strnad
<b>Vodní dílo Hostivař</b>	Botič	průtočná	1310000	349000	ZSH	rybářský revír	rekreační, protipovodňový, rybochovný, krajinnotvorný a ekologický	především přítokem Botiče a jeho přítoky Miličovský potok, Hájecký potok
<b>RN Hornoměřolupská</b>	Měcholupský	průtočná	7170	6760	ZSH	extenzivní	retenční, krajinnotvorný, rybochovný	přítok, žel. doprava, skládková činnost, DV z horní části povodí a ze sídliště Hornoměřolupská
<b>Rybník Kyjský</b>	Rokytká	Průtočná	127620	455480	ZSH	rybářský revír	krajinnotvorný, retenční, rybochovný	průmyslové areály, železniční a silniční doprava,
<b>Velký počernický rybník</b>		průtočná	194000	310000	ZSH	extenzivní	krajinnotvorný, ekologický, vodohospodářský, rybochovný	průmyslové areály, silniční doprava

Pozn: ZHS – zemní sypaná hráz

Tab.16: Délka toku a velikost povodí dotčených vodních toků

Potok	Hájecký potok	Miličovský potok	Košikovský potok	Motolský potok	Prokopský potok	Litovecko-Šárecký potok	Rokytká	Botič	Měcholupský potok
<b>Délka toku (km)</b>	0,82	1,93	2,44	9,90	4,3	21,28	36,2	34,5	1,5
<b>Velikost povodí (km)</b>	1,375	3,75	4,78	15,7	8,78	62,9	140,33	134,85	1,5



## 5. VÝSLEDKY

Pro účely této práce byly výsledky prezentovány po jednotlivých vodních tocích, na kterých se jednotlivé sledované nádrže nacházejí:

Soustava **Hájeckého potoka**: RN Hájecká R1, RN Hájecká R2, RN Hájecká R3

Soustava **Milíčovského potoka**: Milíčovský rybník, Rybník Kančík, Rybník Homolka, Rybník Vrah, RN R4 Milíčov

Soustava **Košíkovského potoka**: RN Košíkovský R3, RN Košíkovský R4<sup>+</sup>

Soustava **Motolského potoka**: Motolský rybník R1, Motolský rybník R2, Motolský rybník R3

Soustava **Prokopského potoka**: RN Stodůlky N1, RN Stodůlky N2, RN Stodůlky N3

Soustava **Litovecko-Šáreckého potoka**: rybník Strnad, VD Jiviny

Soustava **Rokytky**: Velký Počernický rybník, Kyjský rybník

Nádrž na **Botiči**: Vodní dílo Hostivař

Nádrž na **Měcholupském potoce**: RN Hornoměcholupská

### 5.1. Kvalita vody v nádržích

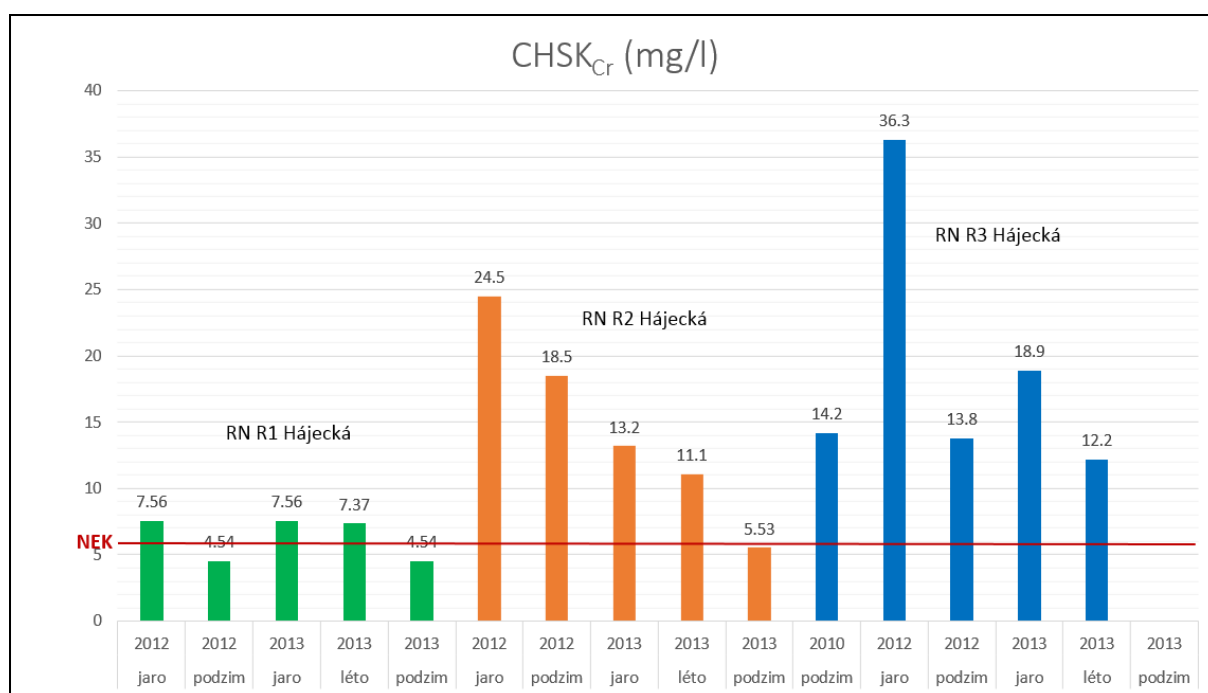
Výsledky vzorků vody, byly primárně hodnoceny dle Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech č. 401/2015 Sb. (dále jen Nařízení č. 401/2015 Sb.).

Dle tohoto nařízení byly vyhodnoceny problematické ukazatele, které překračují hodnoty přípustného znečištění povrchových vod. Nejvýznamnější překročení co do četnosti i hodnoty vykazují ukazatele TOC (119 ze 120), to znamená, že 99% vzorků překročilo povolené hodnoty;  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  (114 ze 120; 95% překročení);  $\text{P-PO}_4^{3-}$  (67 ze 120) a  $\text{Cl}^-$  (67 ze 120), které překročily přípustné znečištění ve více jak polovině všech hodnocených vzorků. K dalšímu významnému překročení (více než 30% všech vzorků) došlo u ukazatelů  $\text{O}_2$  (51 ze 120);  $\text{NH}_4^+$  (44 ze 120) a  $\text{NO}_3^-$  (36 ze 120). Nejméně překročených hodnot bylo v případě pH (33 ze 120) a  $\text{NO}_2^-$  (15 ze 120). Nejvýznamnější překročení co do četnosti a hodnoty sledovaných kovů vykazovala měď, jejíž koncentrace ve vodě překročily hodnotu přípustného zatížení ve 115 vzorcích ze 120. Další kovy překračovaly hodnoty přípustného zatížení pouze v ojedinělých případech: Zn (11 ze 120); Ni (6 ze 120); Fe (12 ze 120); Mn (19 ze 120); Cr (6 ze 120); Al (12 ze 120).

Dále byly průměrné hodnoty základních ukazatelů fyzikálně chemické kvality vody a koncentrace sledovaných kovů pro jednotlivé nádrže porovnány a vyhodnoceny dle ČSN 75 7221 (11/2017). Hodnocení na základě ZFCHU zařadilo téměř všechny nádrže do čtvrté nebo páté třídy kvality, tzn. silně znečištěná voda až velmi silně znečištěná voda. Hodnocení koncentrací kovů ve vzorcích vody zařadilo nádrže do třetí až čtvrté třídy kvality.

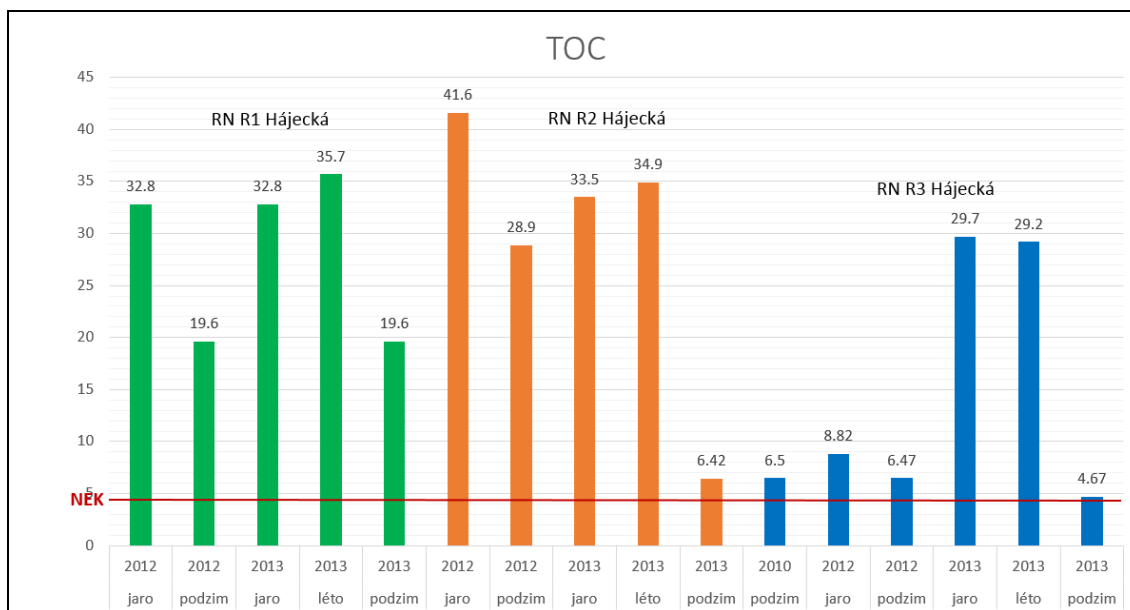
### 5.1.1. Soustava Hájeckého potoka

Vzorky vody pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Hájeckém potoce vykázaly dle Nařízení č. 401/2015 Sb. silné zatížení organickými látkami a mědí. Nejvýznamnější překročení co do četnosti i hodnot vykazují ukazatele (ZFCHU): TOC (Obrázek 8);  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  (Obrázek 7);  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{Cl}^-$ , které překročily přípustné znečištění ve více, jak polovině všech hodnocených vzorků. K dalšímu významnému překročení došlo u ukazatelů  $\text{O}_2$  a  $\text{P-PO}_4^{3-}$ . Nejméně překročených hodnot bylo zaznamenáno v případě pH;  $\text{NH}_4^+$ ;  $\text{NO}_2^-$ .



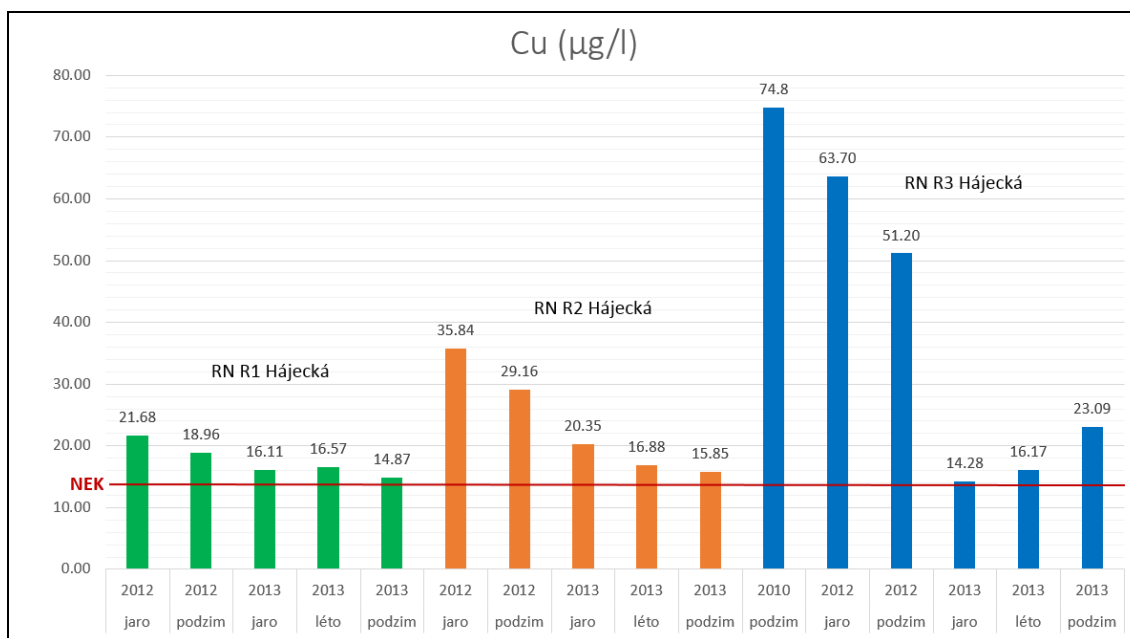
Obrázek 7: Hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  v soustavě Hájeckého potoka

Jak je vidět z obrázku 7 hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  vykazovaly v rámci soustavy nádrží R1 – R3 nárůst koncentrací. Nárůst koncentrací mezi jednotlivými nádržemi ukazuje na přibývajícím zdroje znečištění, kterými jsou zaústění dešťových kanalizací všech nádrží této soustavy, Vysoké hodnoty CHSK stejně jako TOC (Obrázek 8) dokazují silné zatížení vody v celé soustavě nádrží organickými látkami.



Obrázek 8: Hodnoty TOC v soustavě Hájecký potok

Pouze u jednoho z deseti sledovaných ZFCHU nedošlo ani jednou k překročení přípustných hodnot a to u teploty. Dalším sledovaným parametrem byla konduktivita, která nemá v Nařízení č. 401/2015 Sb. stanovenou hodnotu přípustného zatížení. Dle ČSN 75 7221 (11/2017) průměry z naměřených hodnot konduktivity zařadily všechny tři nádrže v soustavě do 2. třídy kvality, tedy mírně znečištěná voda.



Obrázek 9: Koncentrace mědi v soustavě Hájeckého potoka

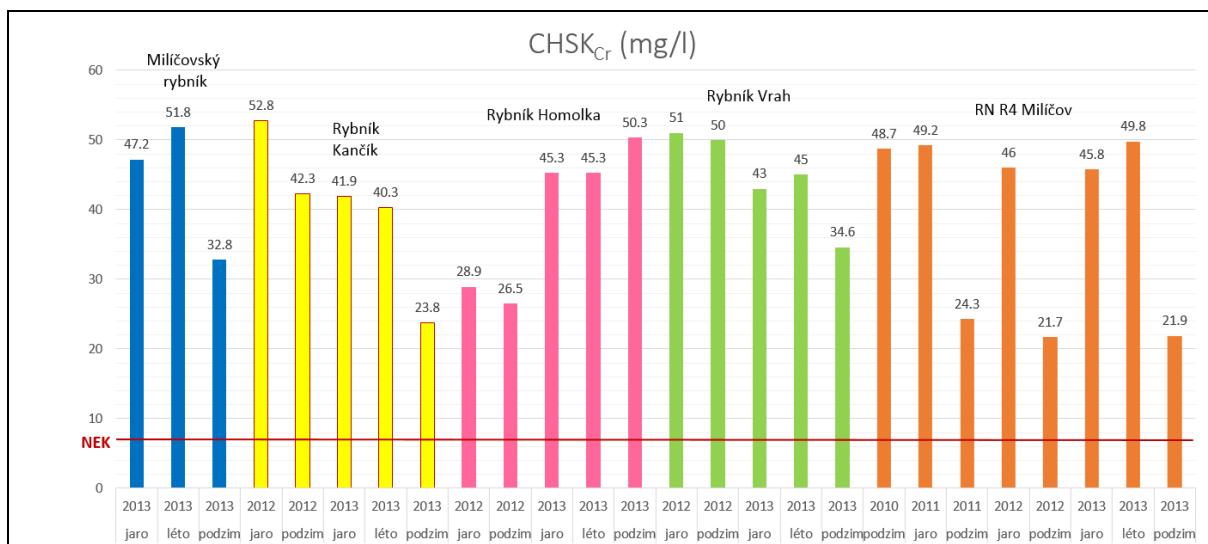
Nejvýznamnější a současně jediné překročení přípustných hodnot znečištění co do četnosti a hodnoty u sledovaných kovů vykazala měď, jejíž koncentrace překročily hodnotu přípustného zatížení (14mg/l) v několika případech až čtyřnásobně. Žádné další kovy ve

vzorcích vody z této soustavy nepřekročily hodnoty přípustného zatížení. Ačkoliv koncentrace mědi ve vodě nádrží Hájeckého potoka překročily přípustné hodnoty ve všech vzorcích, vykazovaly zjištěné hodnoty klesající trend v rámci jednotlivých sledovaných let (Obrázek 9).

Hodnoty vypočteného distribučního koeficientu ukázaly preference jednotlivých sledovaných kovů na kapalnou nebo pevnou fázi systému. Distribuční koeficient kovů Zn, Cu, Ni, Mn a Cr vyšel ve většině případů v nádržích  $\log K_d < 4$  což, znamená, že kovy preferují vazbu na sediment, ale snáze se uvolňují do vody. V případě Cu dokonce vyšel distribuční koeficient v roce 2013 (tři odběry)  $\log K_d < 3$ , což ukazuje na přítomnost daného kovu převážně v kapalnou fázi. Tento výsledek byl také zjištěn pro Mn v jednom z odběrů (podzim 2013, RN R1 Hájecká) a pro Zn také v jednom z odběrů (jaro 2013, RN R2 Hájecká). U nejvíce toxických kovů Cd a Pb vyšel distribuční koeficient ve všech případech  $\log K_d > 4$  u Cd dokonce  $\log K_d > 5$ , což prokázalo, že tyto kovy preferují vazbu na pevnou matici. Vazbu na pevnou matici prokázal výpočet  $K_d$  také u Fe a Al.

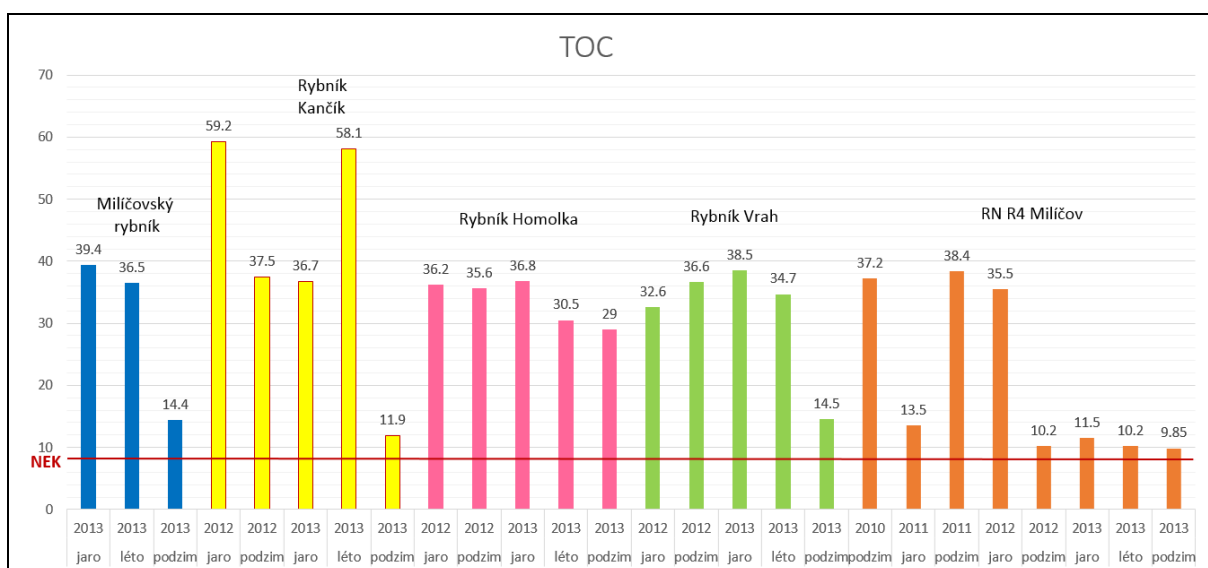
### **5.1.2. Soustava Milíčovského potoka**

Vzorky vody pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Milíčovském potoce vykazovaly silné zatížení dle Nařízení č. 401/2015 Sb. Nejvýznamnější překročení co do četnosti i hodnot vykazují ukazatele (ZFCHU): TOC (Obrázek 11);  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  (Obrázek 10);  $\text{P-PO}_4^{3-}$  a pH, které překročily přípustné znečištění ve více, jak polovině všech hodnocených vzorků. K dalšímu významnému překročení došlo u ukazatelů  $\text{O}_2$  a  $\text{NH}_4^+$ . U čtyř z deseti hodnocených ZFCHU nedošlo k překročení přípustných hodnot, byly to: teplota,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  a Cl<sup>-</sup>.



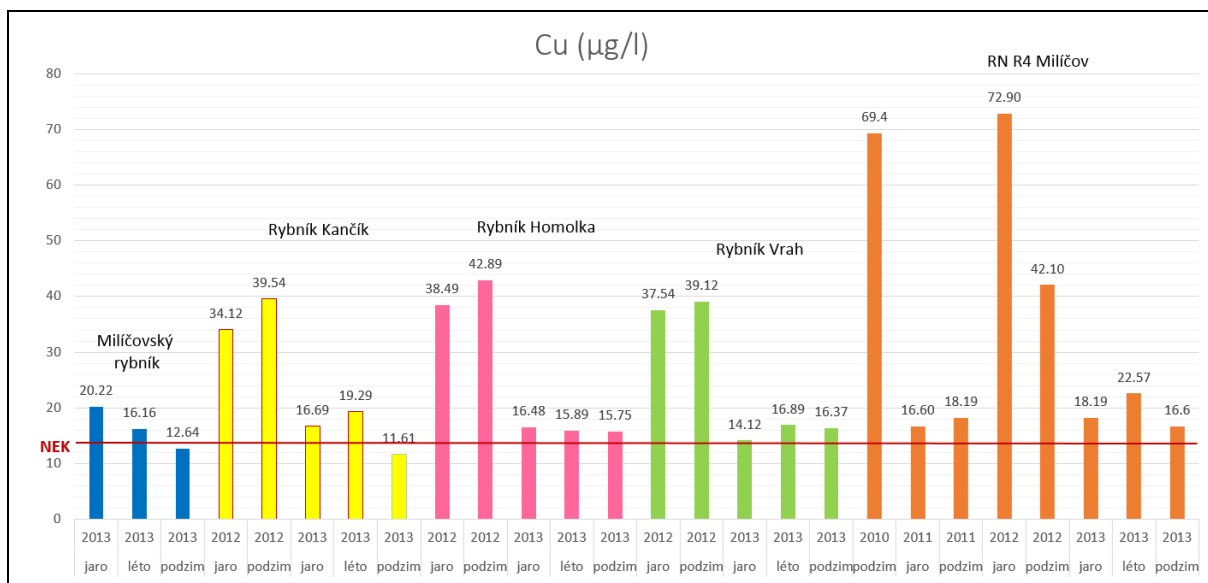
Obrázek 10: Hodnoty CHSK<sub>Cr</sub> v soustavě Milíčovského potoka

Dalším sledovaným parametrem byla konduktivita, dle ČSN 75 7221 (11/2017) průměry z naměřených hodnot konduktivity zařadily všech pět nádrží v soustavě do 2. třídy kvality, tedy mírně znečištěná voda.



Obrázek 11: Hodnoty TOC v soustavě Milíčovského potoka

Nejvýznamnější překročení přípustných hodnot znečištění co do četnosti a hodnoty u sledovaných kovů vykazovala opět měď, jejíž koncentrace překročily hodnotu přípustného zatížení (14mg/l) v několika případech (v roce 2012) několikanásobně. Koncentrace mědi v soustavě Milíčovský potok vykazovaly výrazné snížení mezi roky 2012 a 2013. Hodnoty naměřené ve vzorcích vody z roku 2013 se pohybovaly těsně nad hodnotou přípustného znečištění dle Nařízení 401/2015 Sb. (Obrázek 12).



Obrázek 12: Koncentrace mědi v soustavě Miličovského potoka

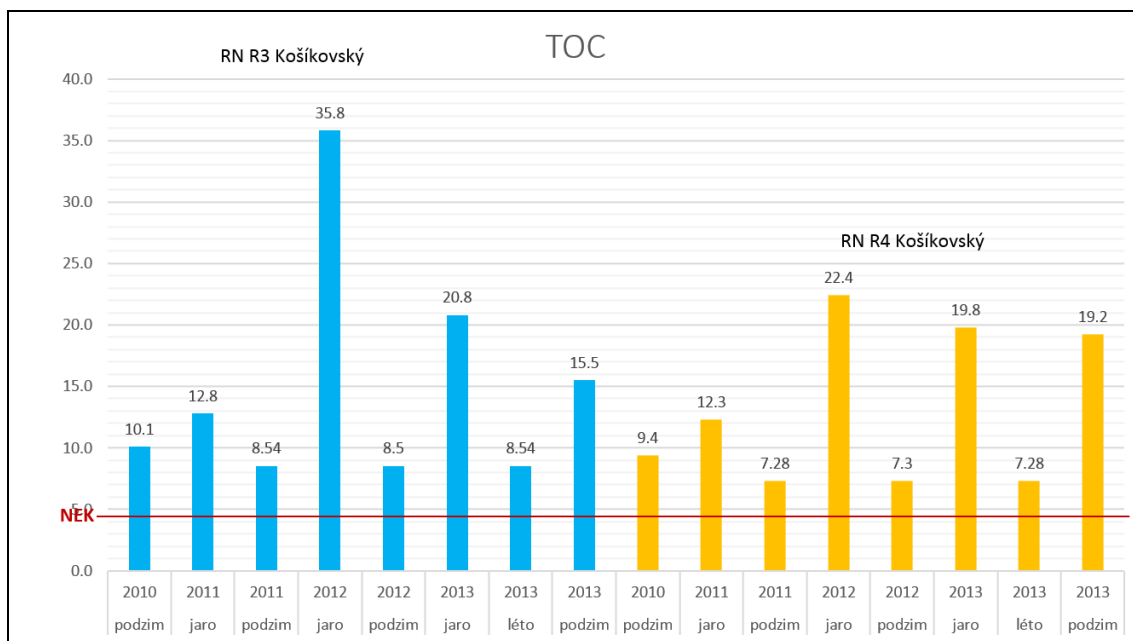
U dalších kovů (Fe, Mn, Al a Zn) došlo ve vzorcích vody pouze k ojedinělým případům překročení přípustného zatížení.

Hodnoty vypočteného distribučního koeficientu ukázaly preference jednotlivých sledovaných kovů na kapalnou nebo pevnou fázi systému. Distribuční koeficient kovů Cu, Ni, Mn a Cr vyšel ve většině případů v nádržích  $\log K_d < 4$  což, znamená, že kovy preferují vazbu na sediment, ale snáze se mohou uvolnit do vody. V případě Cu dokonce vyšel distribuční koeficient v několika případech  $\log K_d < 3$ , což ukazuje na přítomnost daného kovu převážně v kapalnou fázi. Tento výsledek byl také zjištěn pro Mn ve dvou odběrech (Rybník Homolka) a pro Zn také v jednom z odběrů (RN R4 Milíčov). U nejvíce toxických kovů Cd a Pb vyšel distribuční koeficient ve všech případech  $\log K_d > 4$  u Cd dokonce  $\log K_d > 5$ , což prokázalo, že tyto kovy preferují vazbu na pevnou fázi. Vazbu na pevnou fázi prokázal výpočet  $K_d$  také u Fe a Al.

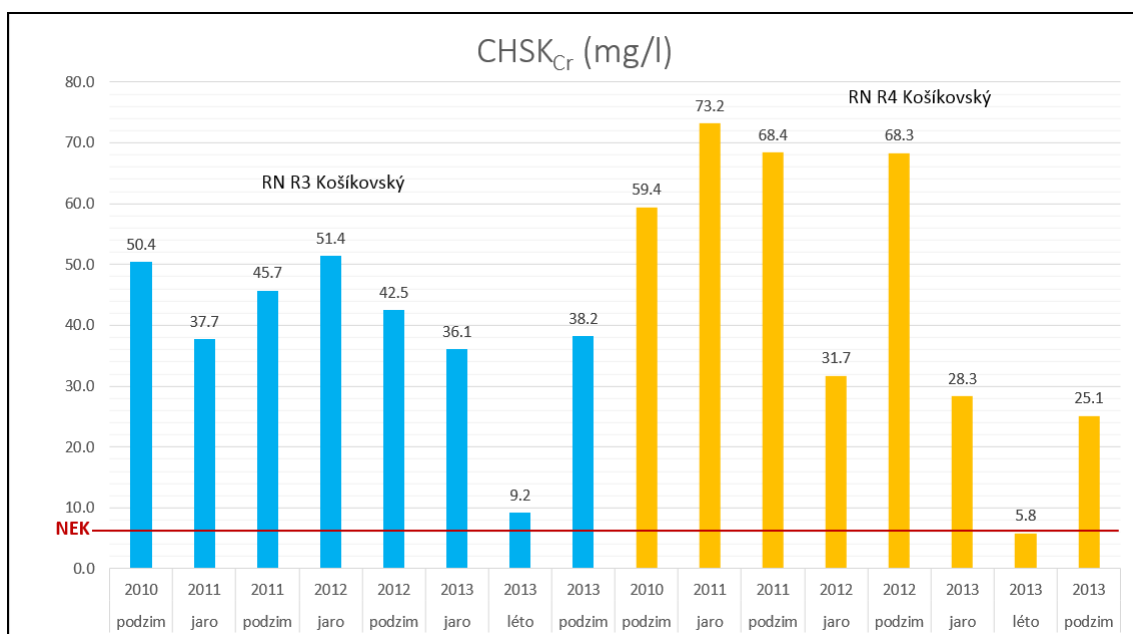
### 5.1.3. Soustava Košíkovského potoka

Vzorky vody pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Košíkovském potoce se dle výsledků zařadily mezi nejzatíženější. Podobně jako v předchozích soustavách i v tomto případě byly nejčastěji překročeními ukazateli TOC (Obrázek 13) a  $CHSK_{Cr}$  (Obrázek 14).



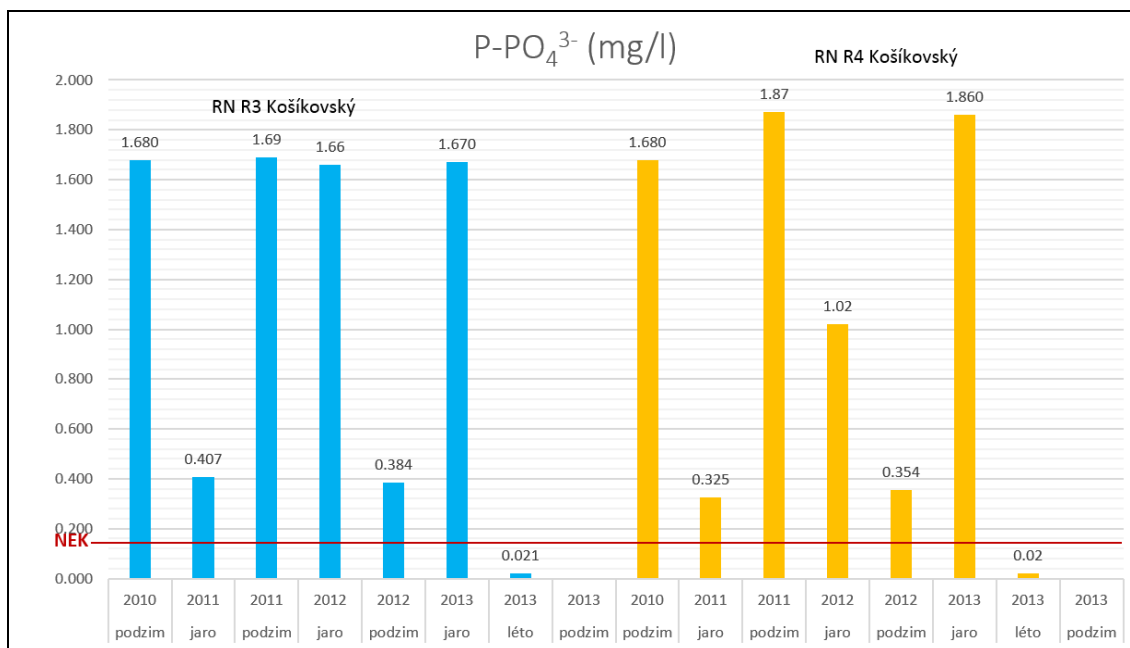


Obrázek 13: Hodnoty TOC v soustavě Košíkovského potoka

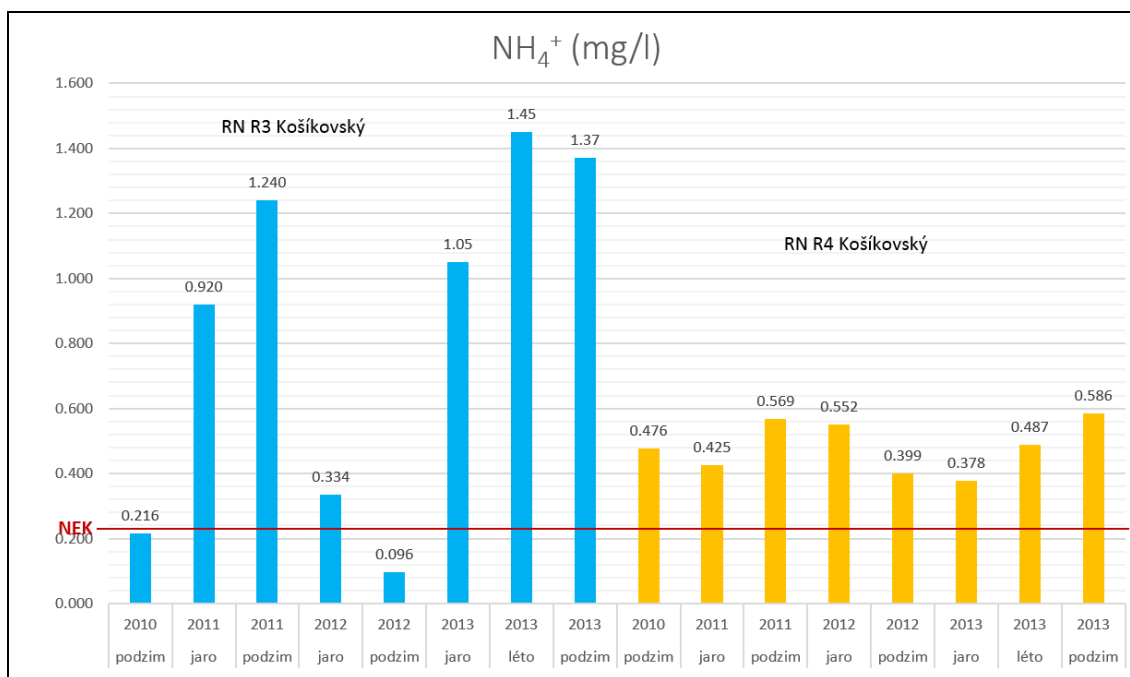


Obrázek 14: Hodnoty CHSK<sub>Cr</sub> v soustavě Košíkovského potoka

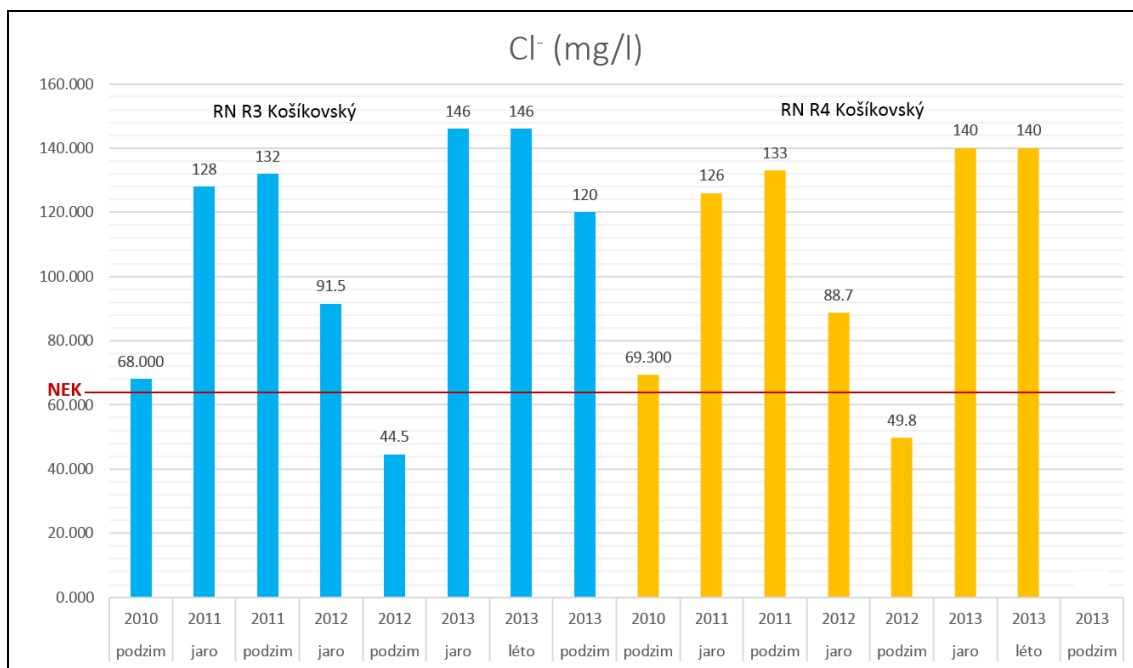
Dalšími významnými ukazateli co do počtu a hodnoty překročení byly P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (Obrázek 15); NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Obrázek 16); Cl<sup>-</sup> (Obrázek 17) a O<sub>2</sub>, tzn., že šest z deseti hodnocených parametrů nevyhovělo hodnotám Nařízení č.401/2015 Sb. Nejméně překročených hodnot bylo v případě pH; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. Pouze u jednoho z deseti hodnocených ZFCHU nedošlo ani jednou k překročení přípustných hodnot a to u teploty. Dalším sledovaným parametrem byla konduktivita, dle ČSN 75 7221 (11/2017) průměry z naměřených hodnot konduktivity zařadily obě nádrže v soustavě do 3. třídy kvality, tedy znečištěná voda.



Obrázek 15: Koncentrace P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> v soustavě Košíkovského potoka

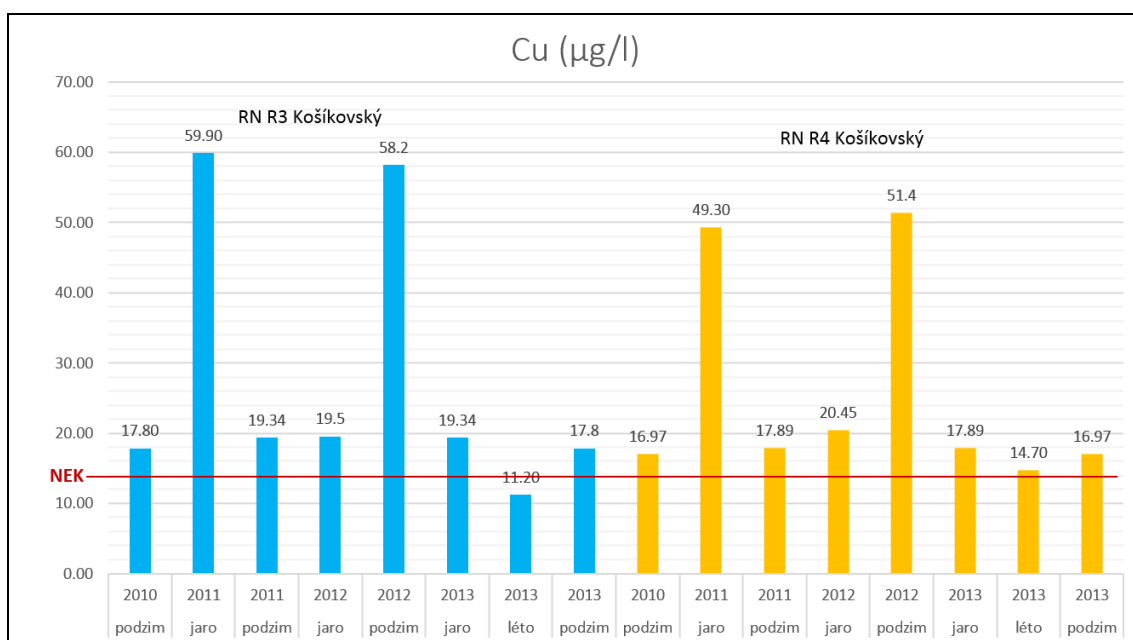


Obrázek 16: Koncentrace NH<sub>4</sub><sup>+</sup> v soustavě Košíkovského potoka



Obrázek 17: Koncentrace Cl⁻ v soustavě Košíkovského potoka

Nejvýznamnější překročení přípustných hodnot znečištění co do četnosti a hodnoty u sledovaných kovů vykázala měď, jejíž koncentrace překročily hodnotu přípustného zatížení (14 µg/l) v několika případech i několikanásobně (Obrázek 18).



Obrázek 18: Koncentrace mědi v soustavě Košíkovského potoka

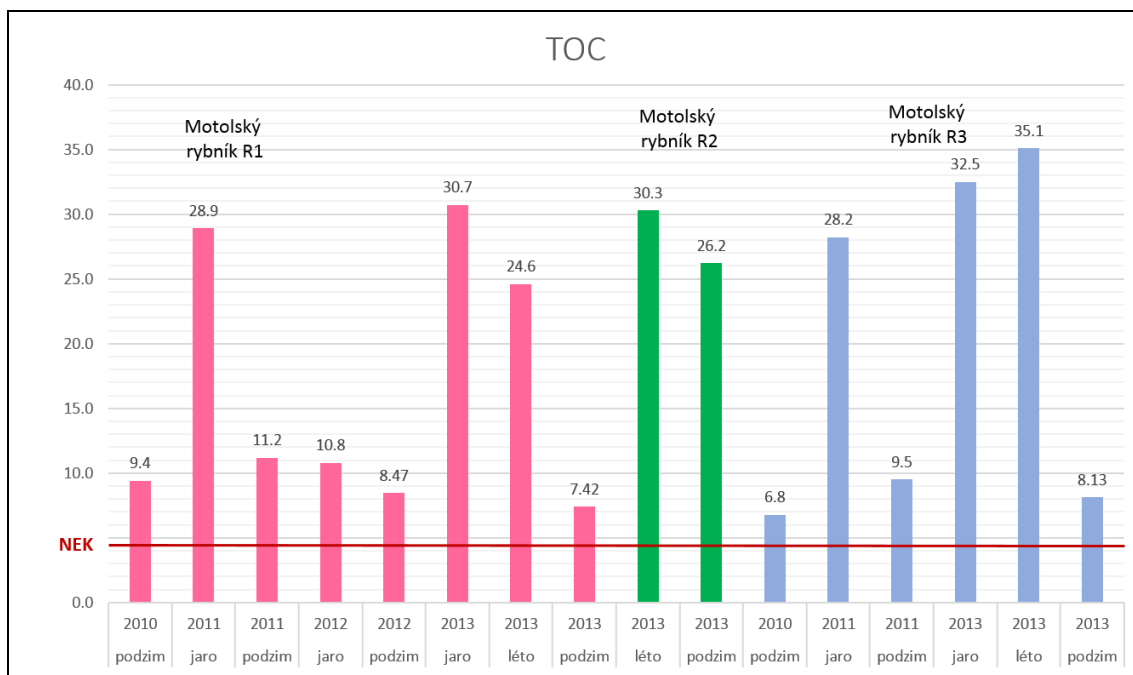
Průměrné koncentrace mědi v soustavě Košíkovského potoka překračovaly přípustné zatížení maximálně o 50%. Několikanásobná překročení na jaře 2011 a na podzim 2012 zřejmě zachytila událost, která vedla k dočasnému zvýšení koncentrací mědi ve vodě. U

dalších kovů (Mn, Al a Zn) došlo ve vzorcích vody pouze k ojedinělým případům překročení přípustného zatížení.

Hodnoty vypočteného distribučního koeficientu ukázaly preference jednotlivých sledovaných kovů na kapalnou nebo pevnou fázi systému. Distribuční koeficient kovů Zn, Cu, Ni, Mn a Cr vyšel ve většině případů v nádržích  $\log K_d < 4$  což, znamená, že kovy preferují vazbu na sediment, ale snáze se mohou uvolnit do vody. V případě Cu, Zn a Mn dokonce vyšel distribuční koeficient v několika případech  $\log K_d < 3$ , což ukazuje na přítomnost daného kovu převážně v kapalnou fázi. U nejvíce toxického kovu Cd vyšel distribuční koeficient ve všech případech  $\log K_d > 5$ , což prokázalo, že kadmium preferuje v těchto nádržích vazbu do pevné fáze. Vazbu na pevnou fázi prokázal výpočet  $K_d$  také u Fe. Odlišné výsledky mezi jednotlivými nádržemi prokázaly kovy Al a Pb, které v nádrži RN R3 Košíkovský prokázaly preferenci na vazbu do pevné fáze ( $\log K_d > 4$  v některých případech  $\log K_d > 5$ ), v nádrži RN R4 Košíkovský se podle výsledku distribučního koeficientu zvyšuje možnost uvolnění do kapalnou fáze ( $\log K_d < 4$ ).

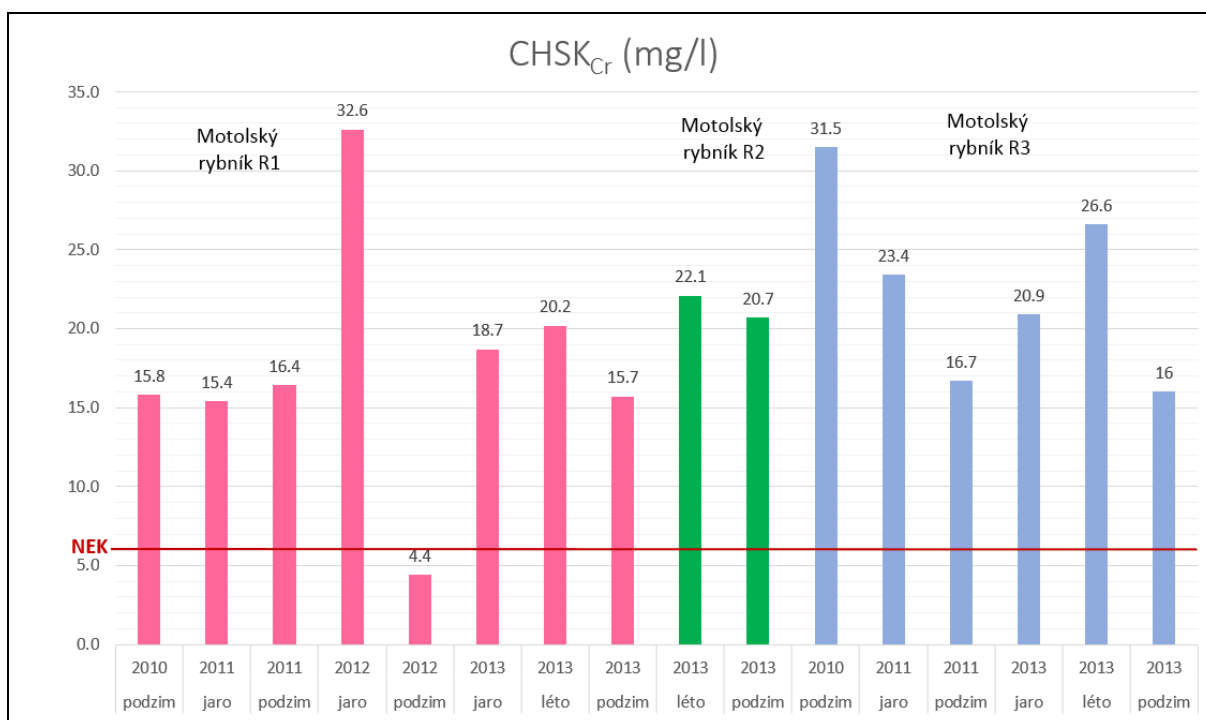
#### **5.1.4. Soustava Motolského potoka**

Vzorky vody pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Motolském potoce vykazaly dle Nařízení č.401/2015 Sb. silné zatížení organickými látkami a mědí. Nejvýznamnější překročení co do četnosti i hodnot vykazují ukazatele (ZFCHU): TOC (Obrázek 19);  $CHSK_{Cr}$  (Obrázek 20);  $O_2$ ;  $P-PO_4^{3-}$  a  $Cl^-$ , tzn., že pět z deseti hodnocených parametrů nevyhověly hodnotám Nařízení č.401/2015 Sb., ve více, jak polovině všech hodnocených vzorků.



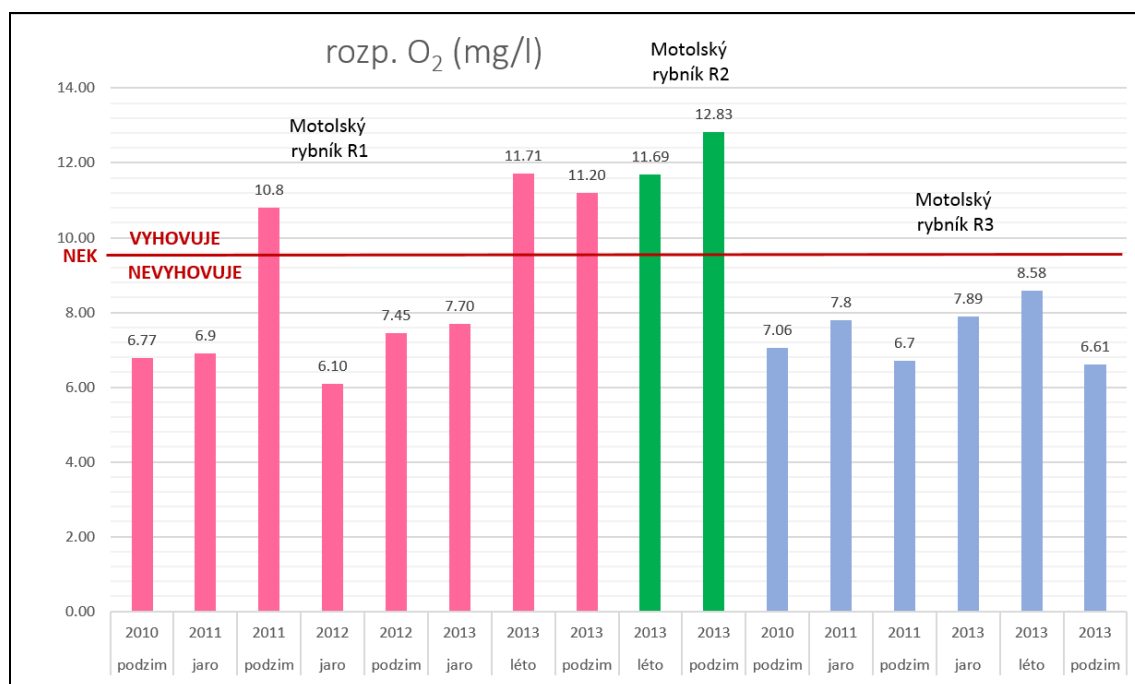
Obrázek 19: Hodnoty TOC v soustavě Motolského potoka

K dalšímu překročení došlo u ukazatelů pH,  $\text{NH}_4^+$ ;  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{NO}_2^-$  ale pouze v několika ojedinělých případech. Pouze u jednoho z deseti hodnocených ZFCHU nedošlo ani jednou k překročení přípustných hodnot a to u teploty. Dle ČSN 75 7221 (11/2017) průměry z naměřených hodnot konduktivity zařadily obě nádrže v soustavě do 4. třídy kvality, tedy silně znečištěná voda.



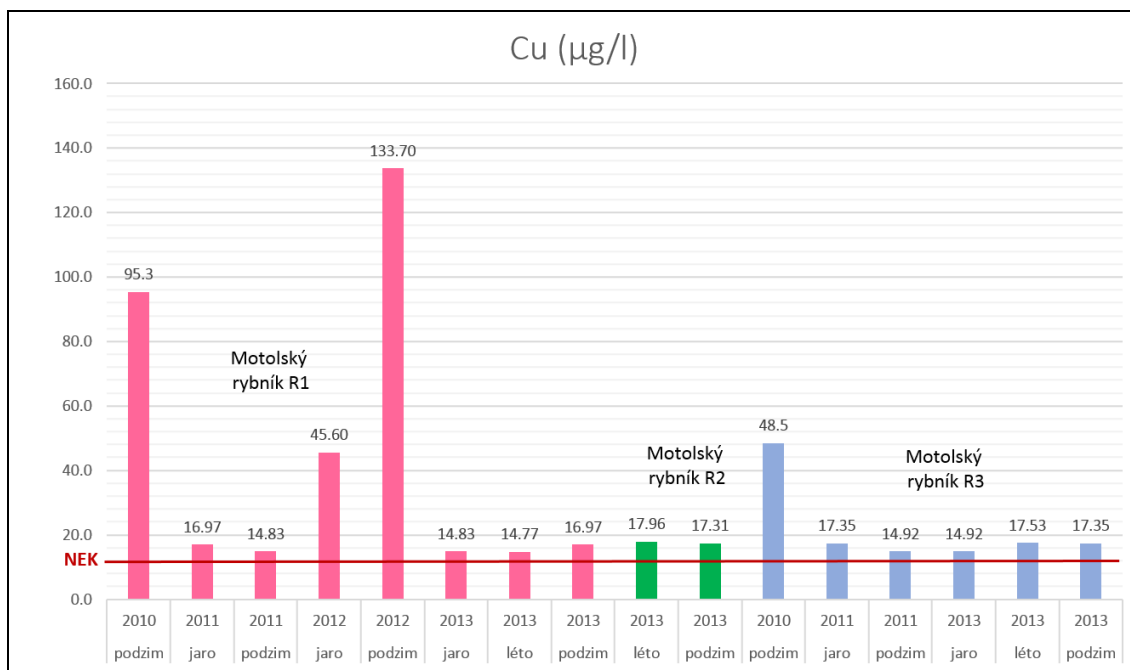
Obrázek 20: Koncentrace CHSK<sub>Cr</sub> v soustavě Motolského potoka

Velmi alarmujícími výsledky v soustavě Motolského potoka byly nízké hodnoty koncentrací rozpuštěného kyslíku, které nesplňovaly minimální přípustnou hodnotu ve většině případů (Obrázek 21).



Obrázek 21: Koncentrace  $O_2$  v soustavě Motolského potoka

Nejvýznamnější překročení přípustných hodnot znečištění u sledovaných kovů, co do četnosti vykazala jako ve všech předchozích soustavách měď, jejíž koncentrace překročily hodnotu přípustného zatížení ( $14 \mu\text{g/l}$ ) ve všech vzorcích vody z dané soustavy. Průměrné koncentrace mědi v soustavě Košíkovského potoka překračovaly přípustné zatížení maximálně o 50%. Několikanásobné překročení na jaře 2011 a na podzim 2012 zřejmě zachytilo událost, která vedla k dočasnému zvýšení koncentrací mědi ve vodě (Obrázek 22). Pouze u jednoho z ostatních sledovaných kovů (Zn), došlo ke dvěma překročením přípustného zatížení.



Obrázek 22: Koncentrace mědi v soustavě Motolského potoka

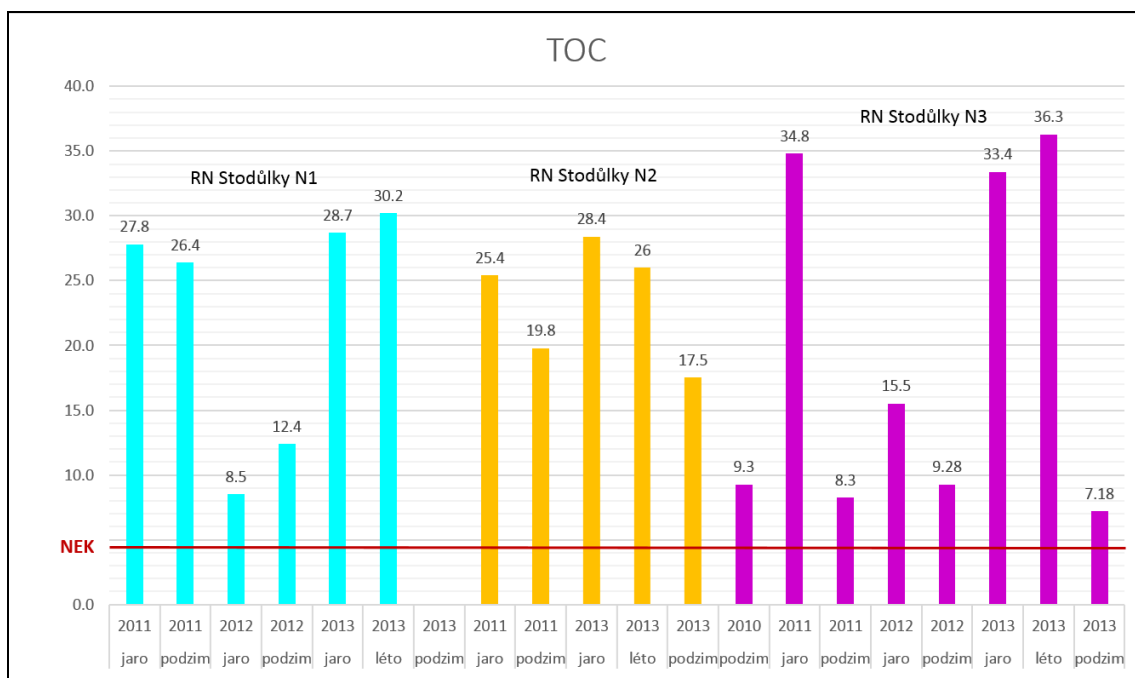
Motolská soustava se ukázala, alespoň podle sledovaných kovů ve vzorcích vody, jako jedna z nejméně zatížených sledovaných soustav nádrží. Na druhou stranu, dle hodnocení ZFCHU se soustava řadí mezi nejzatíženější

Hodnoty vypočteného distribučního koeficientu ukázaly preference jednotlivých sledovaných kovů na kapalnou nebo pevnou fázi systému. Distribuční koeficient kovů Cu, Ni, a Mn vyšel ve všech případech v nádržích soustavy  $\log K_d < 4$  což, znamená, že tyto kovy preferují vazbu na sediment, ale mohou se snáze uvolnit do vody. V případě Cu dokonce vyšel distribuční koeficient v několika případech  $\log K_d < 3$ , což ukazuje na přítomnost daného kovu převážně v kapalnou fázi. U Zn a Cr vyšel distribuční koeficient v několika případech  $\log K_d < 4$  (především v letech 2012 a 2013), v ostatních případech pak  $\log K_d > 4$ . U nejvíce toxických kovů Cd a Pb vyšel distribuční koeficient ve všech případech  $\log K_d > 5$ , což prokázalo, že kadmium a olovo preferují v těchto nádržích vazbu do pevné fáze. Vazbu na pevnou fázi prokázal výpočet  $K_d$  také u Fe a Al.

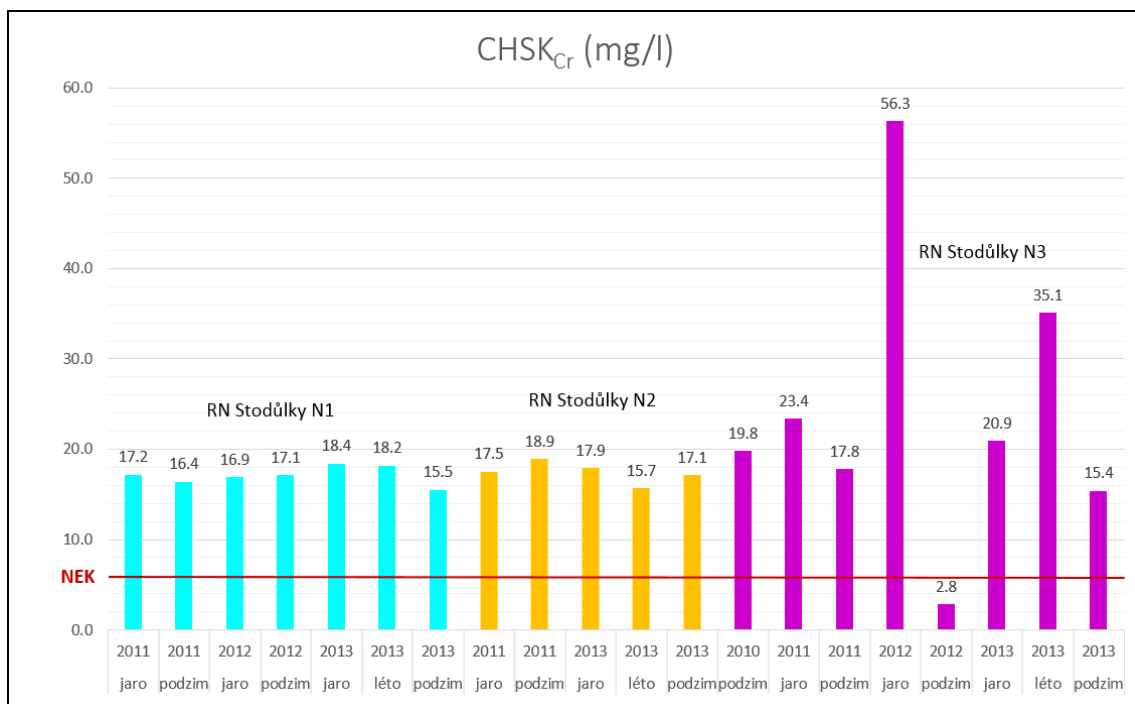
### 5.1.5. Soustava Prokopského potoka

Vzorky vody pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Prokopském potoce vykazovaly dle Nařízení č. 401/2015 Sb. opět zatížení organickými látkami a mědí. Nejvýznamnější překročení co do četnosti i hodnot vykazují ukazatele (ZFCHU): TOC (Obrázek 23);  $CHSK_{Cr}$  (Obrázek 24);  $NO_3$  a  $Cl^-$ , tzn., že čtyři z deseti hodnocených parametrů

nevyhověly hodnotám Nařízení č. 401/2015 Sb., ve více, jak polovině všech hodnocených vzorků.



Obrázek 23: Hodnoty TOC v soustavě Prokopského potoka

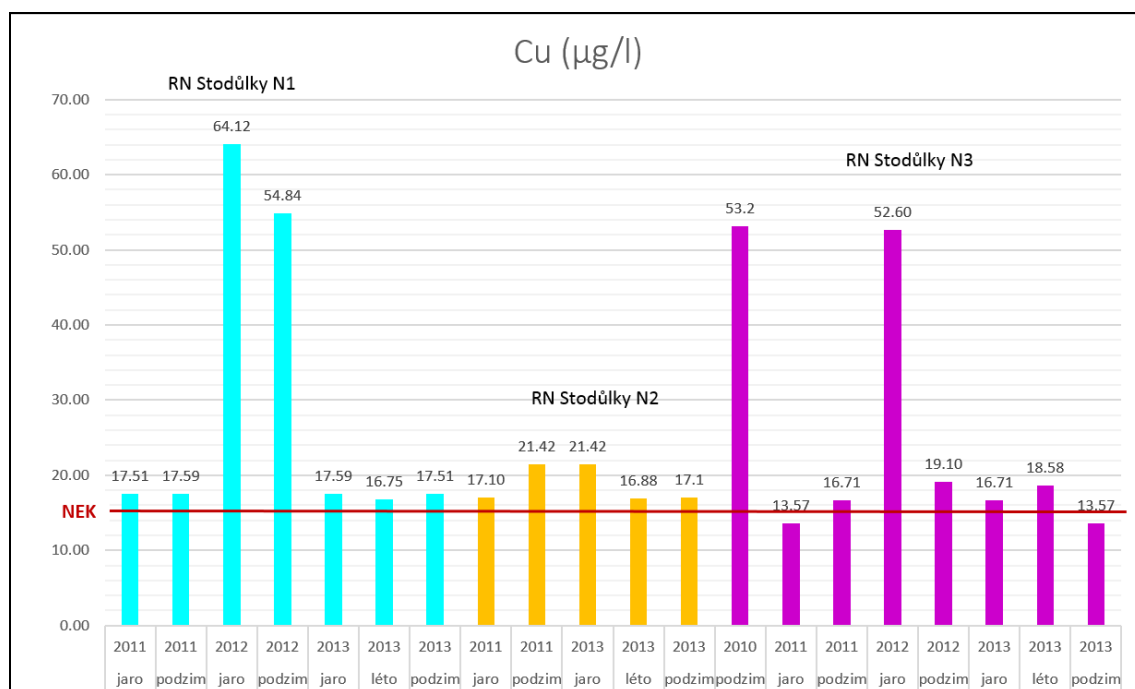


Obrázek 24: Koncentrace CHSKCr v soustavě Prokopského potoka

K dalšímu překročení došlo u ukazatelů  $\text{NH}_4^+$ ;  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ;  $\text{O}_2$  a pH. U dvou z deseti hodnocených ZFCHU nedošlo nikdy k překročení přípustných hodnot a to u teploty a  $\text{NO}_2$ .



Dle ČSN 75 7221 (11/2017) průměry z naměřených hodnot konduktivity zařadily všechny tři nádrže v soustavě do 3. třídy kvality, tedy znečištěná voda.



Obrázek 25: Koncentrace mědi v soustavě Prokopského potoka

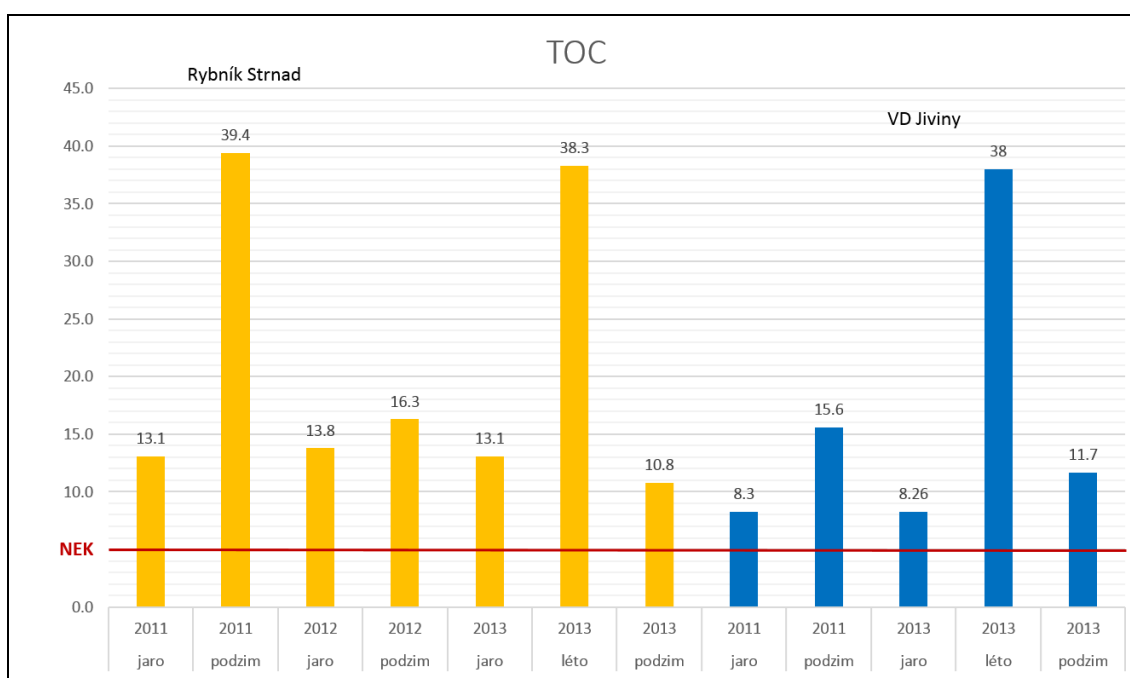
Nejvýznamnější překročení přípustných hodnot znečištění u sledovaných kovů, co do četnosti vykazala jako ve všech předchozích soustavách měď, jejíž koncentrace překročily hodnotu přípustného zatížení (14mg/l) ve většině vzorků vody z dané soustavy. Průměrné koncentrace mědi v soustavě Prokopského potoka překračovaly přípustné zatížení maximálně o 50%. Několikanásobná překročení na podzim 2010 a v roce 2012 zřejmě zachytila událost, která vedla k dočasnému zvýšení koncentrací mědi ve vodě (Obrázek 25). Pouze u jednoho z ostatních sledovaných kovů (Al) došlo v průběhu sledovaných let ke třem případům překročení přípustného zatížení.

Hodnoty vypočteného distribučního koeficientu ukázaly preference jednotlivých sledovaných kovů na kapalnou nebo pevnou fázi systému. Distribuční koeficient kovů Zn, Cu, a Ni, vyšel ve všech případech v nádržích RN Stodůlky N1 a RN Stodůlky N2  $\log K_d < 4$  což, znamená, že tyto kovy preferují vazbu na sediment, ale mohou se snáze uvolnit do vody, v nádrži RN Stodůlky N3 byl distribuční koeficient  $\log K_d < 4$  zjištěn pouze pro zinek. V případě Cu byl vypočten distribuční koeficient  $\log K_d < 3$  v několika případech v nádrži RN Stodůlky N1, což ukazuje na přítomnost daného kovu převážně v kapalně fázi. U kovů Mn a Cr vyšel distribuční koeficient v několika případech  $\log K_d < 4$ , v ostatních případech

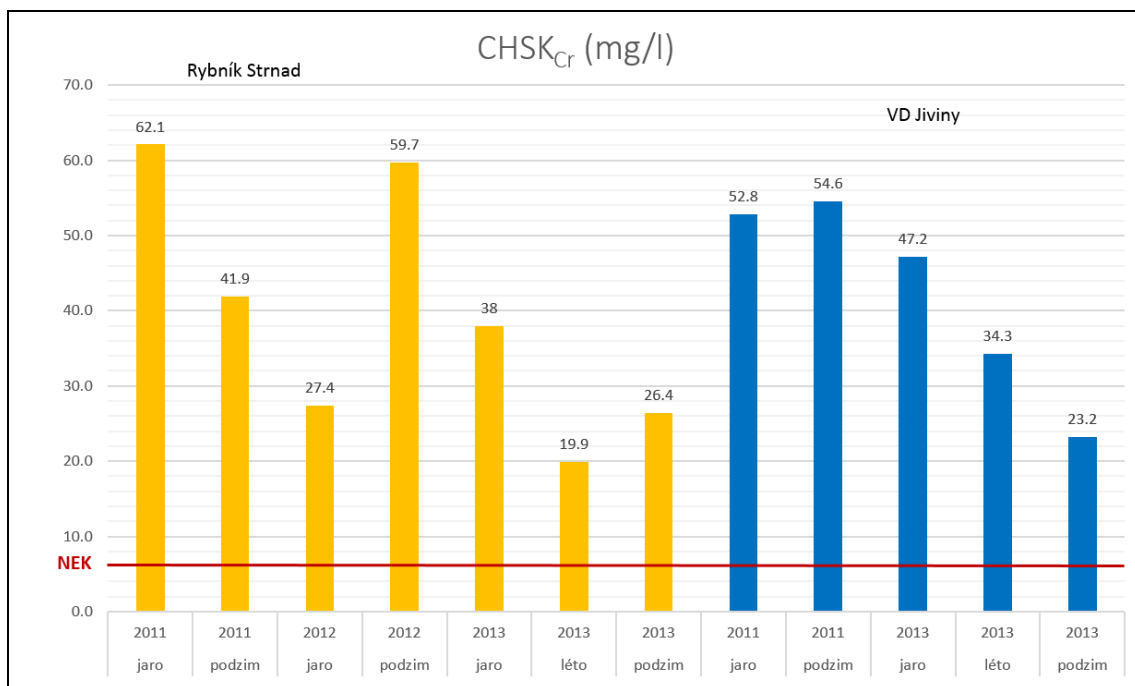
pak  $\log K_d > 4$ . U nejvíce toxických kovů Cd a Pb vyšel distribuční koeficient ve většině případů  $\log K_d > 5$ , ale nikdy nebyl  $\log K_d < 4$ , což prokázalo, že oba kovy preferují v těchto nádržích vazbu na pevné fáze. Vazbu na pevnou fázi také prokázal výpočet  $K_d$  u Fe a Al.

### 5.1.6. Soustava Litovecko-Šáreckého potoka

Vzorky vody pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Litovecko-Šáreckém potoce vykázaly dle Nařízení č. 401/2015 Sb. silné zatížení organickými látkami a mědí. Nejvýznamnější překročení co do četnosti i hodnot vykazují ukazatele (ZFCHU): TOC (Obrázek 26);  $CHSK_{Cr}$  (Obrázek 27);  $P-PO_4^{3-}$ ;  $NH_4^+$  a  $Cl^-$ , tzn., že polovina hodnocených parametrů nevyhověla hodnotám Nařízení č. 401/2015 Sb., ve více, jak polovině všech hodnocených vzorků.

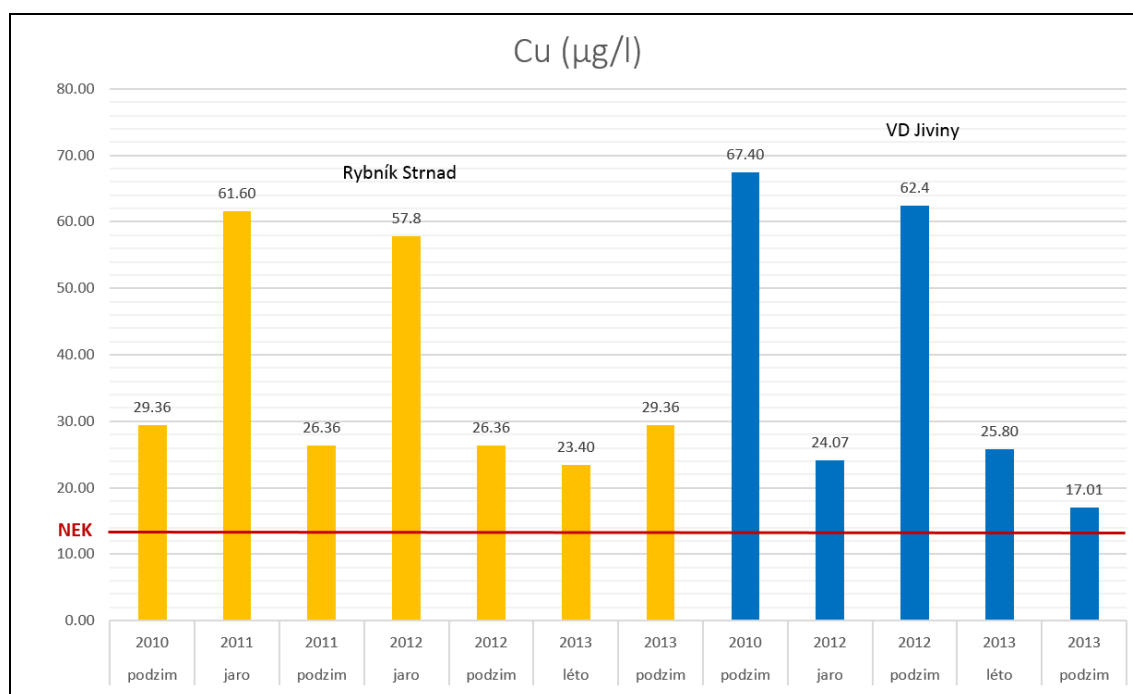


Obrázek 26: Hodnoty TOC v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka



Obrázek 27: Koncentrace CHSK<sub>Cr</sub> v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka

K dalšímu překročení došlo u ukazatelů P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>; O<sub>2</sub>; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a pH. Pouze u jednoho z deseti hodnocených ZFCHU nedošlo ani jednou k překročení přípustných hodnot a to u teploty. Dle ČSN 75 7221 (11/2017) průměry z naměřených hodnot konduktivity zařadily obě nádrže v soustavě do 3. třídy kvality, tedy znečištěná voda.



Obrázek 28: Koncentrace mědi v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka

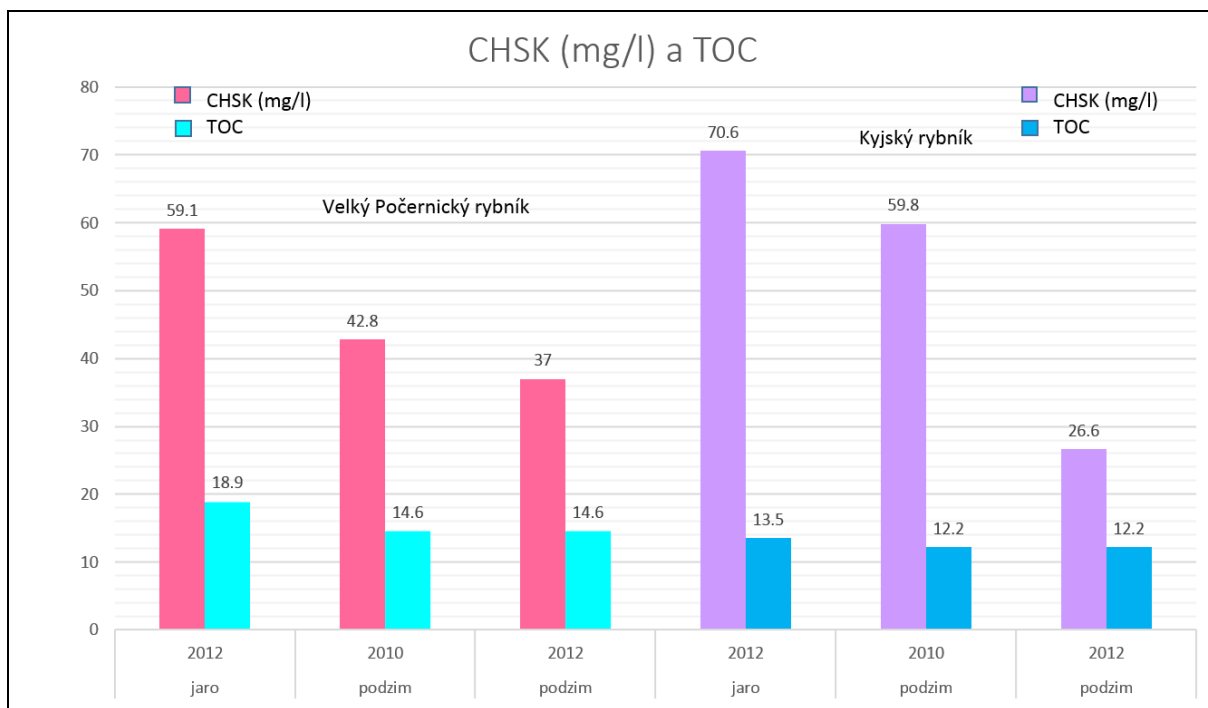
Nejvýznamnější překročení přípustných hodnot znečištění u sledovaných kovů, co do četnosti vykazala jako ve všech předchozích soustavách měď, jejíž koncentrace překročily hodnotu přípustného zatížení (14mg/l) ve všech vzorcích vody z dané soustavy (Obrázek 28). Dalšími kovy, které překračovaly hodnoty přípustného zatížení, byly Ni, Cr a Fe.

Hodnoty vypočteného distribučního koeficientu ukázaly preference jednotlivých sledovaných kovů na kapalnou nebo pevnou fázi systému. Distribuční koeficient Cu a Mn vyšel  $\log K_d < 4$  ve všech případech v nádrži Strnad, což znamená, že tyto kovy preferují vazbu na sediment, ale mohou se snáze uvolnit do vody. V nádrži VD Jiviny byl distribuční koeficient  $\log K_d < 4$  vypočten pro nikl, a pro měď dokonce  $\log K_d < 3$  ve všech případech. Dalšími kovy, kde vypočtený koeficient byl  $\log K_d < 4$  alespoň v několika případech byly Zn, Cr a Ni, přičemž u niklu vyšel distribuční koeficient  $\log K_d < 3$  v roce 2011 v obou odběrech z rybníka Strnad a v roce 2013 v obou odběrech z nádrže VD Jiviny. U nejvíce toxických kovů Cd a Pb vyšel distribuční koeficient ve většině případů  $\log K_d > 5$ , ale nikdy nebyl  $\log K_d < 4$ , což prokázalo, že kadmium i olovo v těchto nádržích preferují vazbu na pevnou fázi. Vazbu na pevnou fázi prokázal i výpočet distribučního koeficientu také u Fe a Al.

### 5.1.7. Soustava na Rokytcce

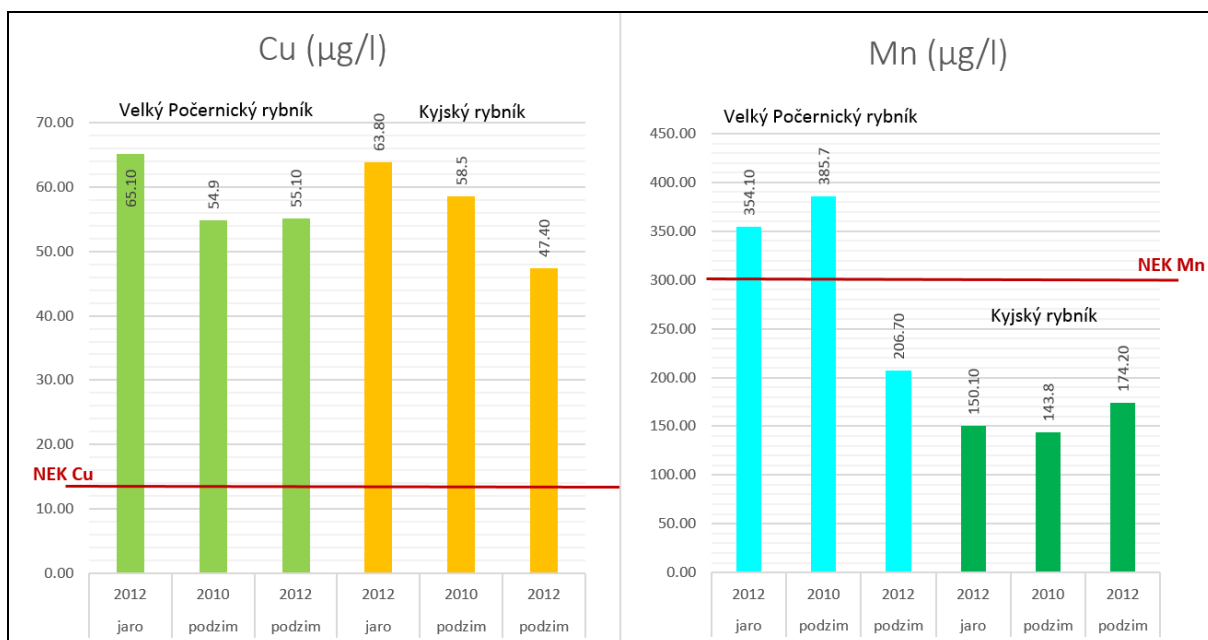
Vzorky vody pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Rokytcce vykazaly dle Nařízení č. 401/2015 Sb. silné zatížení organickými látkami a mědí. Nejvýznamnější překročení co do četnosti i hodnot vykazují ukazatele (ZFCHU): TOC a  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  (Obrázek 29);  $\text{P-PO}_4^{3-}$  a  $\text{Cl}^-$  tzn., že čtyři z deseti hodnocených parametrů nevyhověly hodnotám přípustného znečištění z Nařízení č.401/2015 Sb., ve více, jak polovině všech hodnocených vzorků.

K dalšímu překročení přípustných hodnot došlo pouze v několika ojedinělých případech u ukazatelů  $\text{NO}_2^-$  a pH. U dalších tří hodnocených parametrů teploty,  $\text{O}_2$  a  $\text{NO}_3^-$  nedošlo ani jednou k překročení přípustných hodnot. Dle ČSN 75 7221 (11/2017) průměry z naměřených hodnot konduktivity zařadily obě nádrže v soustavě do 3. třídy kvality, tedy znečištěná voda.



Obrázek 29: Koncentrace CHSKCr a hodnoty TOC v soustavě na Rokytce

Nejvýznamnější překročení přípustných hodnot znečištění u sledovaných kovů, co do četnosti vykazala jako ve všech předchozích soustavách měď, jejíž koncentrace překročily hodnotu přípustného zatížení (14mg/l) ve všech vzorcích vody z dané soustavy. Dalším kovem, který ve dvou případech překročil hodnoty přípustného znečištění, byl mangan.



Obrázek 30: Koncentrace vybraných kovů (Cu, Zn a Mn) v soustavě na Rokytce

Hodnoty vypočteného distribučního koeficientu ukázaly preference jednotlivých sledovaných kovů na kapalnou nebo pevnou fázi systému. Distribuční koeficient kovů Cu, Ni

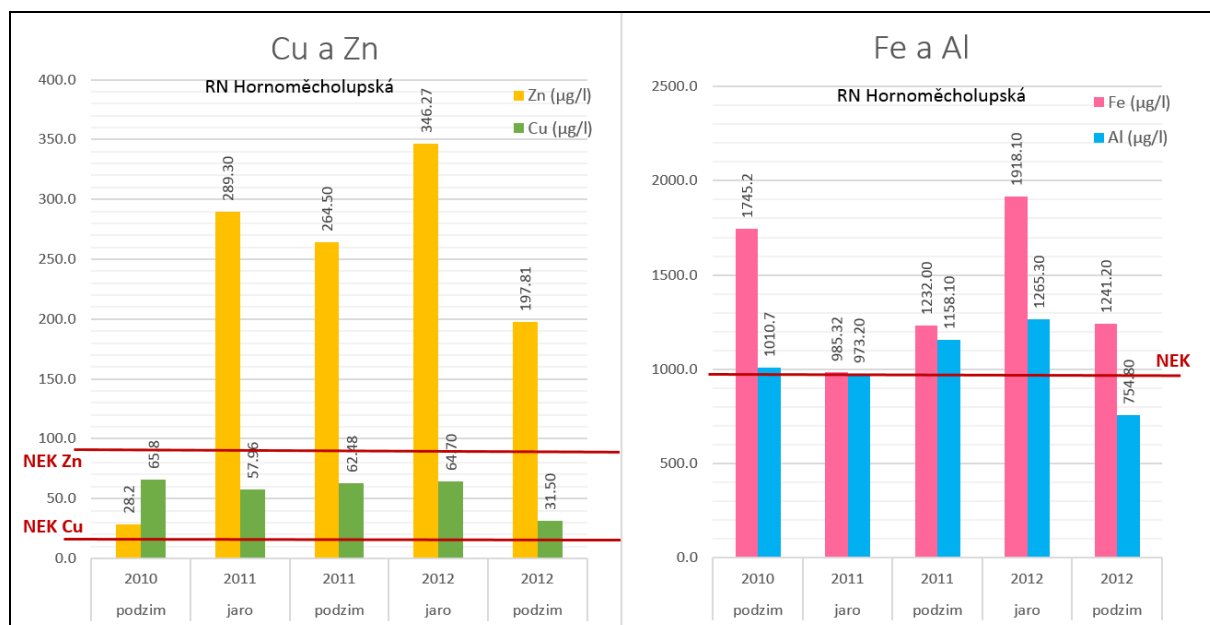
a Mn vyšel  $\log K_d < 4$  ve všech případech v obou nádržích, což znamená, že tyto kovy preferují vazbu na sediment, ale mohou se snáze uvolnit do vody. Dalšími kovy, kde vypočtený koeficient byl  $\log K_d < 4$  alespoň v několika případech byly Zn a Cr. U nejvíce toxických kovů Cd a Pb vyšel distribuční koeficient ve většině případů  $\log K_d > 5$ , ale nikdy  $\log K_d < 4$ , což prokázalo, že kadmium i olovo v těchto nádržích preferují vazbu na pevnou fázi. Vazbu na pevnou fázi prokázal i výpočet distribučního koeficientu pro Fe a Al.

### 5.1.8. Nádrž na Měcholupském potoce

Vzorky vody pocházející z nádrže RN Hornoměřolupská na Měcholupském potoce ukázaly silné zatížení organickými látkami a mědí. Nejvýznamnější překročení co do četnosti i hodnot vykazují ukazatele (ZFCHU): TOC;  $CHSK_{Cr}$  a  $O_2$ , které nevyhověly hodnotám přípustného znečištění z Nařízení č. 401/2015 Sb., ve všech hodnocených vzorcích.

K dalšímu překročení přípustných hodnot došlo pouze v několika případech u ukazatelů  $NH_4^+$  a  $P-PO_4^{3-}$ . U dalších pěti hodnocených parametrů teploty, pH,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$  a  $Cl^-$  nedošlo ani jednou k překročení přípustných hodnot. Dle ČSN 75 7221 (11/2017) průměry z naměřených hodnot konduktivity zařadily RN Hornoměřolupskou do 2. třídy kvality, tedy mírně znečištěná voda.

Nejvýznamnější překročení přípustných hodnot znečištění u sledovaných kovů, co do četnosti vykazovaly v této nádrži měď, zinek, železo a hliník, koncentrace těchto kovů překročily hodnoty přípustného zatížení ve většině vzorků vody (Obrázek 31).



Obrázek 31: Koncentrace vybraných kovů (Cu, Zn, Fe a Al) v nádrži RN Hornoměřolupská

Hodnoty vypočteného distribučního koeficientu ukázaly preference jednotlivých sledovaných kovů na kapalnou nebo pevnou fázi systému. Distribuční koeficient kovů Zn, Cu, Ni, Mn a Cr vyšel  $\log K_d < 4$  ve všech případech v nádrži RN Hornoměřolská, což znamená, že tyto kovy preferují vazbu na sediment, ale mohou se snáze uvolnit do vody. Dalšími kovy, kde vypočtený koeficient byl  $\log K_d < 4$  byly hliník a olovo (pro každý kov, pouze v jedné odběrné kampani). U nejvíce toxického kovu Cd vyšel distribuční koeficient ve všech případech  $\log K_d > 5$ , což prokázalo, že kadmium v této nádrži preferuje vazbu na pevnou fázi. Vazbu na pevnou fázi prokázal i výpočet distribučního koeficientu u Fe.

### **5.1.9. Nádrž na Botiči**

Na Botiči byla sledována pouze jedna nádrž a to největší a nejvýznamnější nádrž Prahy – Vodní dílo Hostivař. Vzhledem k revitalizaci probíhající od roku 2010 (vypouštění nádrže) až do roku 2012 (napouštění nádrže), proběhly na této nádrži pouze tři odběrné kampaně, které byly využity do této práce a při kterých byly odebrány pouze vzorky sedimentu a získány vzorky ryb (2010). Další odběrné kampaně, které proběhly na této nádrži, byly využity pro další výzkum (Součková a Komínková, 2017).

## **5.2. Obsah toxických kovů v sedimentech**

Obsah toxických kovů ve vzorcích sedimentů, byl z důvodu chybějících legislativních prostředků v České republice hodnocen primárně dle ES/ER/TM-95/R4 – US EPA konkrétně dle benchmarků TEC (threshold effect concentration, koncentrace prahového účinku) a PEC (probable effect concentration, koncentrace pravděpodobného účinku).

Akumulace sledovaných kovů v sedimentech sledovala toto pořadí: Fe > Al >> Mn > Zn > Cu > Pb > Ni > Cr >> Cd. Průměrný obsah organické hmoty v celkovém dnovém sedimentu stanovený jako ztráta žiháním byl 10,3% tzn., že téměř všechny vzorky sedimentů byly tvořeny převážně minerální složkou. Nejvyšší koncentrace organické hmoty byly zaznamenány v nádržích: rybník Kančík (Soustava Milíčovského potoka - průměrná hodnota v celkové frakci 35,67%); rybník Strnad (Soustava Litovecko-Šáreckého potoka – průměrná hodnota v celkové frakci 18,82%); Motolský rybník R3 (Soustava Motolského potoka – průměrná hodnota v celkové frakci 18,17%).

Výsledky koncentrací sledovaných kovů určily jako nejvíce problematické kovy v téměř všech nádržích, měď a zinek. Koncentrace mědi překročily benchmark TEC v 64

vzorcích z celkového počtu 130 (celková frakce) z toho dokonce 27 vzorků nesplňovalo ani hraniční hodnotu PEC. Koncentrace zinku překročily sledovaný benchmarker TEC v 47 případech vzorků. K dalšímu překročení sledovaných benchmarkerů došlo u olova (33 vzorků TEC); chromu (15 vzorků TEC), niklu (15 vzorků PEC); kadmia (8 vzorků TEC) a hliníku (5 vzorků PEC).

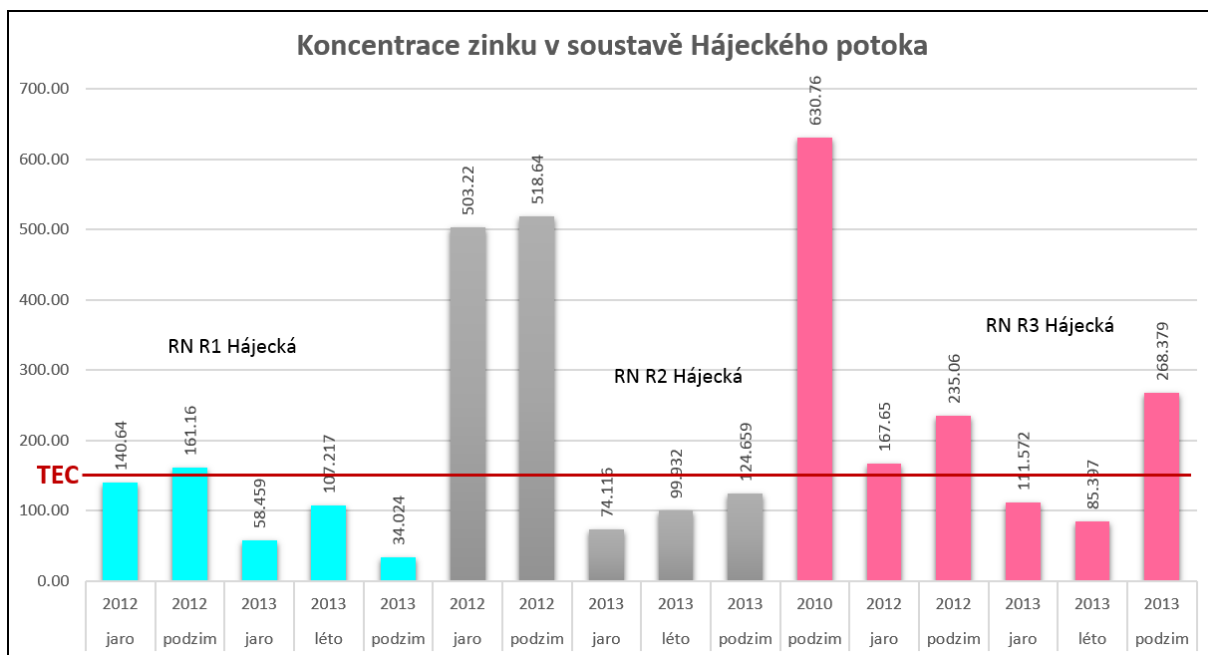
Velmi důležitou analýzou byla také sekvenční analýza provedená dle Tessiera (1997), vzhledem k časové náročnosti byla tato analýza prováděna pouze na nádržích, ze kterých byly získány také vzorky ryb:

- RN Stodůlky N1 – celková frakce (2011)
- RN Stodůlky N2 – celková frakce (2011)
- RN Stodůlky N3 – celková frakce (2010 a 2013)
- RN R3 Košíkovský – celková frakce (2010 a 2013)
- RN R4 Košíkovský – celková frakce (2010)
- Motolský rybník R1 – celková frakce (2010 a 2013)
- Motolský rybník R3 – celková frakce (2011)
- RN Hájecká R1 – celková frakce (2013)
- RN Hájecký R3 – celková frakce (2010)
- VD Jiviny – celková frakce (2010)
- rybník Strnad – celková frakce (2010 a 2013)
- Velký Počernický rybník – celková frakce (2010)
- Kyjský rybník – celková frakce (2009)
- RN R4 Milíčov – celková frakce (2010)
- Vodní dílo Hostivař – celková frakce (2010)
- RN Hornoměřolupská – celková frakce (2010)

### **5.2.1. Soustava Hájeckého potoka**

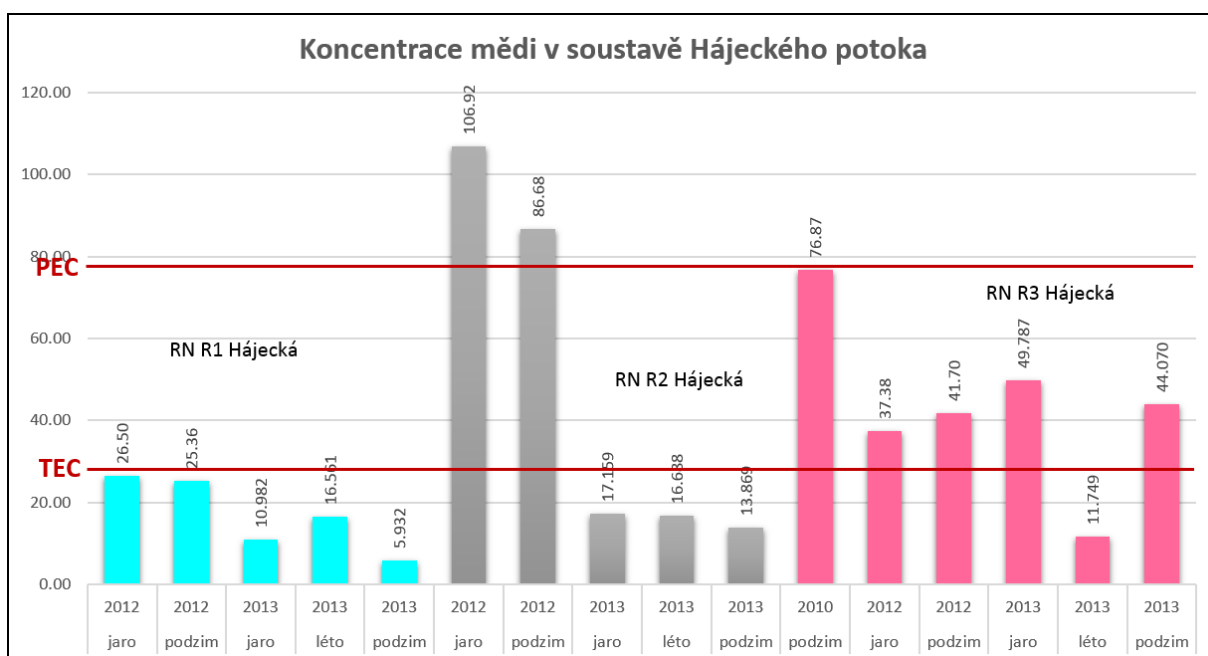
Vzorky sedimentu pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Hájeckém potoce vykazaly dle hodnocení benchmarkerů TEC a PEC zatížení mědí a zinkem. Dalšími kovy, které překročily hodnoty TEC případně PEC, byly nikl, olovo, hliník a chrom. Všechny nádrže na Hájeckém potoce vykazují poměrně nízký podíl organické hmoty (R1 - 5,39%; R2 - 7,40%; R3 - 9,03%). Nejvyšší podíl organické hmoty byl nalezen zpravidla v nejjemnější frakci sedimentu.





Obrázek 32: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Hájeckého potoka

Obrázek 32 znázorňuje koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu (>0,609mm), z grafu je patrné že v sedmi ze šestnácti odběrných kampaní překročily naměřené koncentrace benchmarker TEC. Z grafu je také patrné, že nelze ze zjištěných koncentrací zinku vysledovat trend v rámci jednotlivých let ani mezi jednotlivými nádržemi.

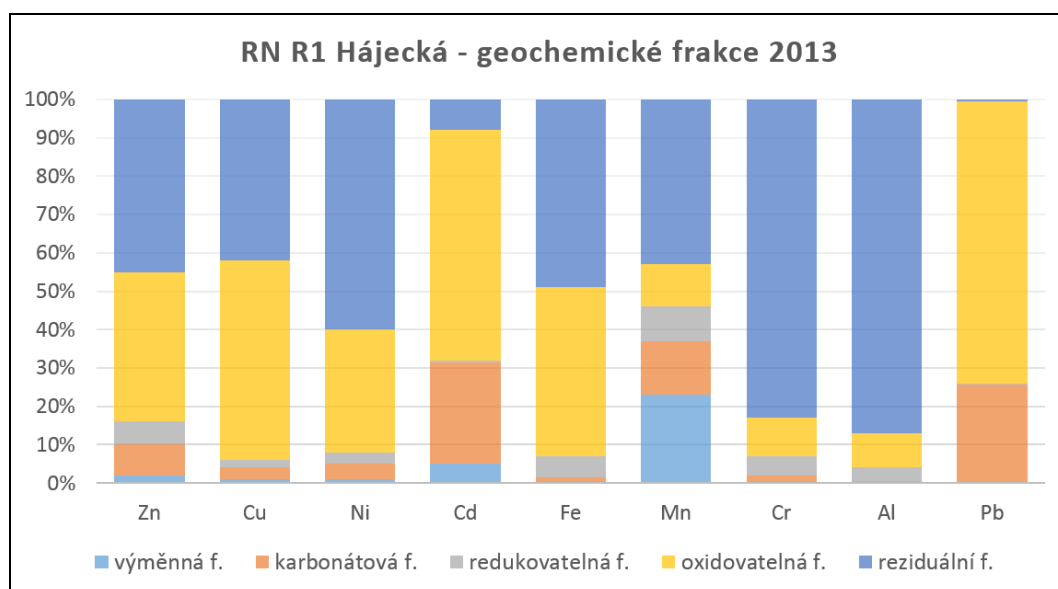


Obrázek 33: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Hájeckého potoka

Koncentrace mědi překročily v pěti odběrných kampaních benchmarker TEC a ve dvou případech dokonce PEC (Obrázek 33). Odběrné kampaně, ve kterých byly naměřeny zvýšené koncentrace mědi, jsou ve shodě s kampaněmi, kdy byly naměřeny zvýšené koncentrace zinku.

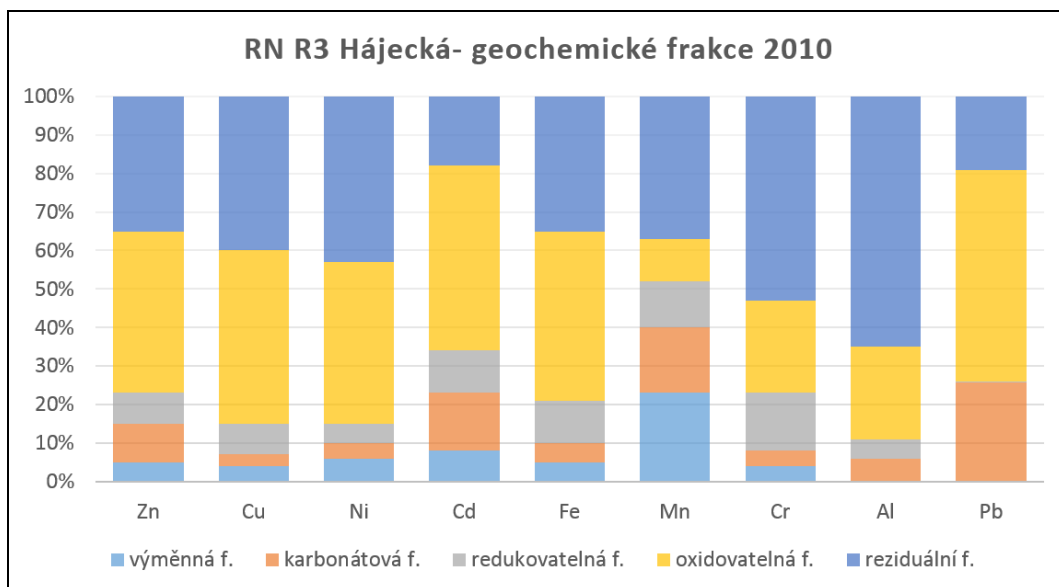
Většina koncentrací, které nesplňovaly benchmarkery, byla naměřena v odběrných kampaních v roce 2012. Na tuto skutečnost mohly mít vliv revitalizace, které proběhly v předchozích letech na všech třech nádržích. Podobně jako koncentrace zinku a mědi, také koncentrace olova, hliníku a chromu, které překročily benchmarker TEC, byly zjištěny v odběrných kampaních v roce 2012. U ostatních kovů nebyl benchmarker TEC překročen.

V soustavě Hájeckého potoka byla sekvenční analýza provedena ve vzorcích sedimentu z nádrží RN Hájecká R1 (2013) a RN Hájecká R3 (2010).



Obrázek 34: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R1 Hájecká z roku 2013

Obrázek 34 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z roku 2013, z grafu je patrná převaha zastoupení hliníku a chromu v reziduální frakci, která je silně zastoupena i u dalších kovů jako je zinek, měď, nikl a železo, kde tvoří společně s oxidovatelnou frakcí majoritní podíl zastoupení těchto kovů. Oxidovatelná frakce převažuje u olova a kadmia, kde druhou nejsilnější frakcí je frakce karbonátová. Výjimku tvoří mangan, u kterého sice převažuje reziduální frakce (40%), druhou nejvýznamněji zastoupenou frakcí je frakce výměnná.



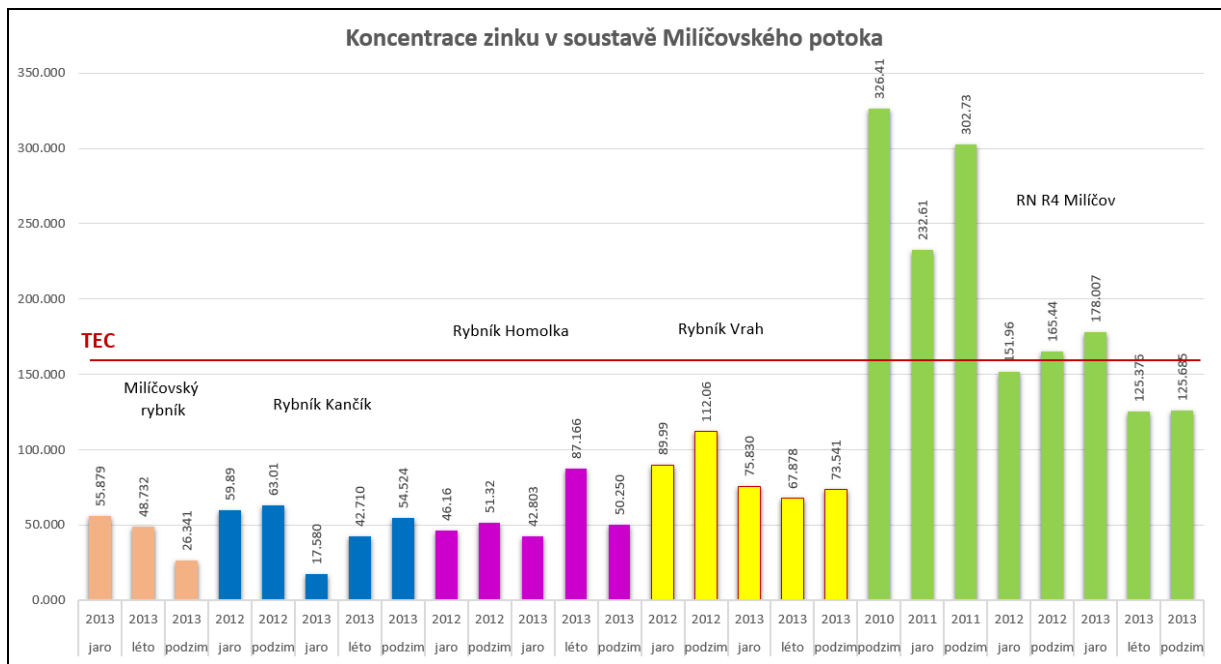
Obrázek 35: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R3 Hájecká z roku 2010

Obrázek 35 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení hliníku a chromu v reziduální frakci, která je silně zastoupena i u dalších kovů jako zinek, měď, nikl a železo, kde tvoří společně s oxidovatelnou frakcí majoritní podíl těchto kovů. Oxidovatelná frakce převažuje u olova a kadmia, kde druhou nejčastější frakcí je frakce karbonátová. Výjimku tvoří mangan, u kterého sice převažuje reziduální frakce (40%), ale druhou nejvýznamněji zastoupenou frakcí je frakce výměnná.

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty RN Hájecká R3 (2010), chronické testy prokázaly zatížení sedimentu této nádrže. V průměru došlo k 30% mortalitě testovaného organismu a k 25% snížení růstu u přeživších organismů oproti referenčnímu sedimentu.

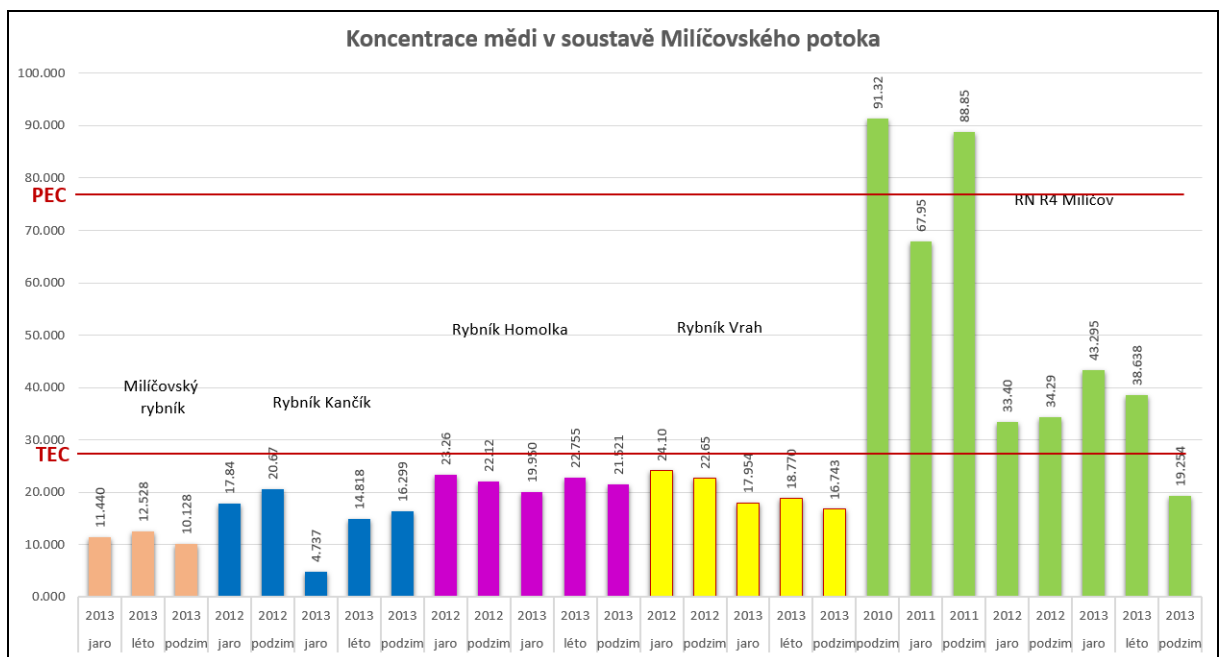
### 5.2.2. Soustava Milíčovského potoka

Ze soustavy nádrží vybudovaných na Milíčovském potoce vykázal pouze sediment z nádrže RN R4 Milíčov silné zatížení mědí a zinkem dle hodnocení benchmarkery TEC a PEC. V ostatních nádržích došlo k překročení sledovaných benchmarkerů pouze v ojedinělých případech. Nádrže na Milíčovském potoce vykazují poměrně rozdílné podíly organické hmoty v jednotlivých nádržích (Milíčovský rybník 3,45%; rybník Kančík – 35,67%; rybník Homolka – 6,35%; rybník Vrah – 4,85%; RN R4 Milíčov – 13,95%).



Obrázek 36: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Milíčovského potoka

Obrázek 36 znázorňuje zjištěné koncentrace zinku v celkové frakci sedimentů (>0,609mm) v nádržích soustavy Milíčovského potoka, jak již bylo uvedeno v úvodu kapitoly, zatížení kovy se prokázalo pouze na poslední nádrži.

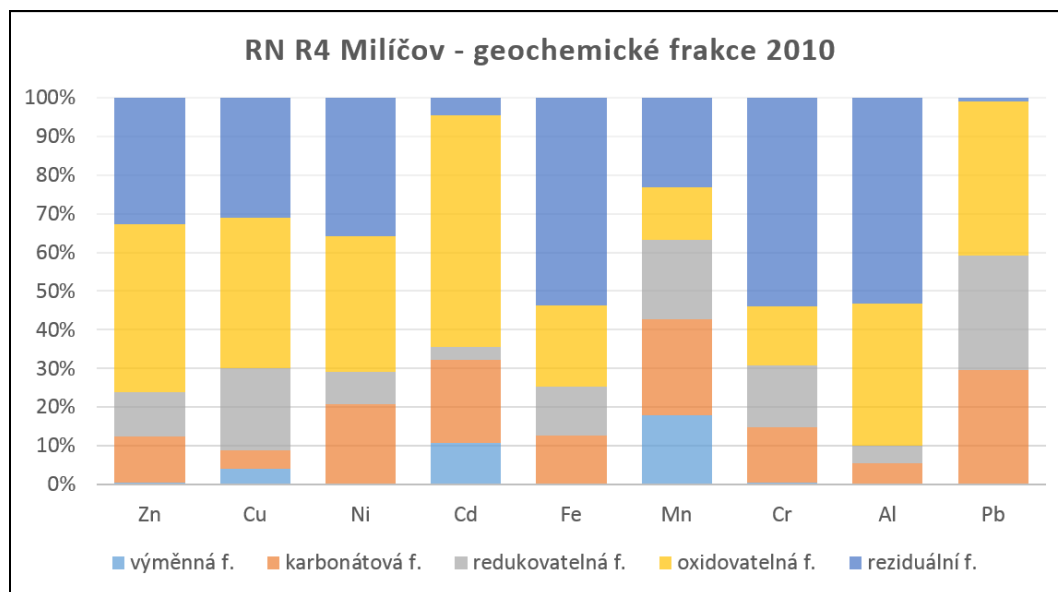


Obrázek 37: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Milíčovského potoka

Obrázek 37 znázorňuje zjištěné koncentrace mědi v celkové frakci sedimentů (>0,609mm) nádržích v soustavě Milíčovského potoka. Stejně jako u koncentrací zinku bylo zatížení mědi zjištěno v poslední nádrži soustavy, kde dokonce ve dvou odběrných kampaních

překročily zjištěné koncentrace benchmarker PEC. Z ostatních sledovaných kovů došlo k ojedinělým případům překročení sledovaných benchmarkerů v celkovém sedimentu u niklu (rybník Vrah, jaro 2013, PEC), u chromu (RN R4 Milíčov, podzim 2011, TEC) a u olova (RN R4 Milíčov, podzim 2010 a 2011, jaro 2011, TEC). Zbylé kovy vyhověly sledovaným benchmarkerům v celkovém sedimentu ve všech případech.

V soustavě Milíčovského potoka byla sekvenční analýza provedena ve vzorcích sedimentu z nádrže RN R4 Milíčov (2010).



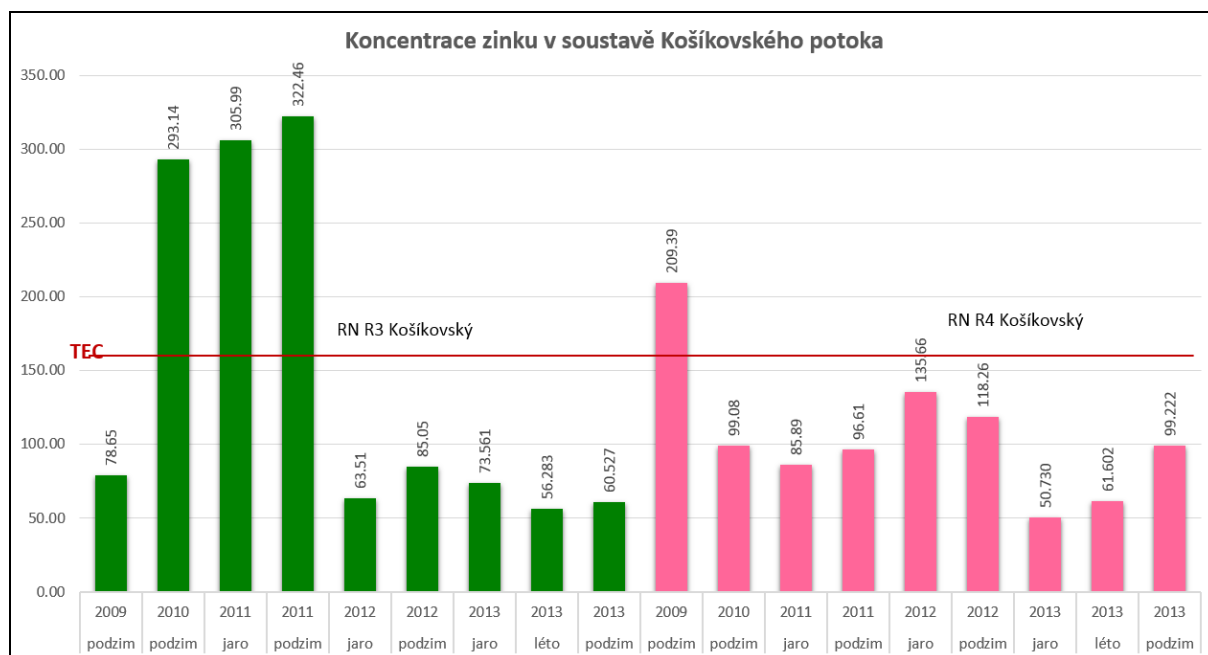
Obrázek 38: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R4 Milíčov z roku 2010

Obrázek 38 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení obsahu kovů v reziduální a oxidovatelné frakci, výjimkou byly kadmium a olovo, kde frakce reziduální není zastoupena téměř vůbec a převahu má frakce oxidovatelná, která je u olova v podobném zastoupení s frakcí redukovatelnou a karbonátovou. Zastoupení frakcí u manganu je pak u všech frakcí v poměrné shodě.

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty RN R4 Milíčov (2010 a 2011). Chronické testy prokázaly zatížení sedimentu této nádrže. V roce 2010 došlo v průměru k 33% mortalitě testovaného organismu a k 30% snížení růstu u přeživších organismů oproti referenčnímu sedimentu. V roce 2011 pak došlo v průměru k 25% mortalitě testovaných organismů a k 20% snížení růstu u přeživších organismů, oproti organismům v referenčním sedimentu.

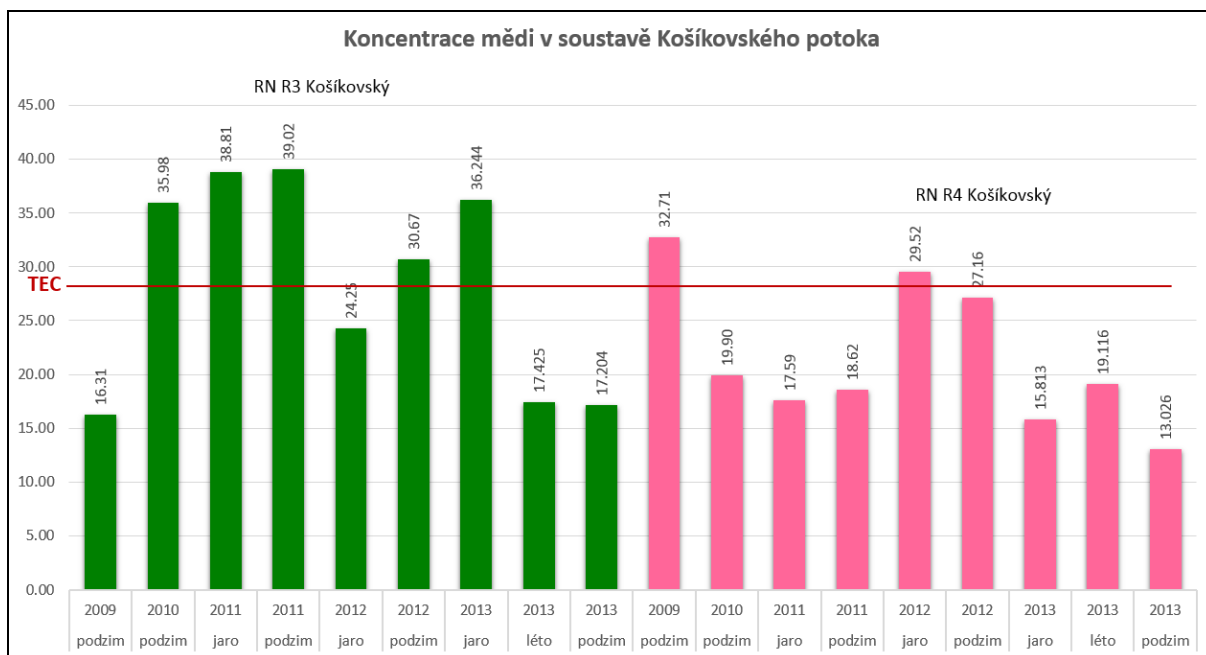
### 5.2.3. Soustava Košíkovského potoka

Vzorky sedimentu pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Košíkovském potoce vykázaly zatížení mědí, zinkem, olovem a v několika případech i kadmiiem dle hodnocení benchmarkery TEC a PEC. Zatížení se projevilo především v horní nádrži (RN R3 Košíkovský) Ve spodní nádrži došlo k překročení sledovaných benchmarkerů pouze v ojedinělých velmi nahodilých případech u několika kovů. Obě nádrže na Košíkovském potoce vykazují poměrně nízké podíly organického hmoty (RN R3 Košíkovský – 4,84%; RN R4 Košíkovský – 5,16%).



Obrázek 39: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Košíkovského potoka

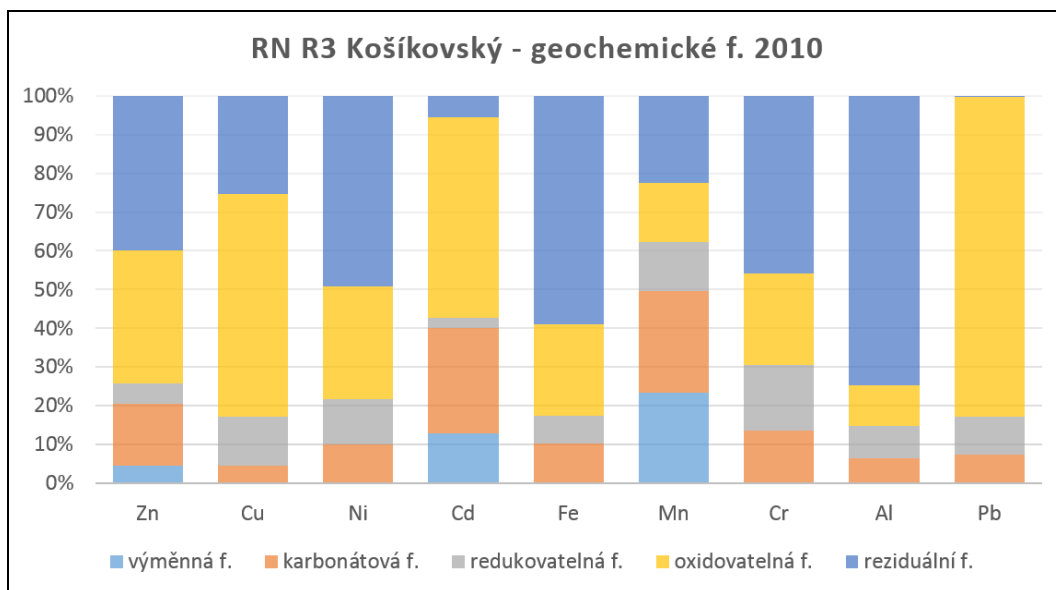
Zvýšené koncentrace zinku byly zjištěny především v horní nádrži soustavy RN R3 Košíkovský v odběrových kampaních v letech 2010 a 2011 (Obrázek 39), při těchto odběrech byly zvýšené koncentrace zjištěny ve všech frakcích. Od roku 2012 došlo k překročení benchmarkeru TEC pouze v jednom případě a to v nejjemnější frakci v létě roku 2012.



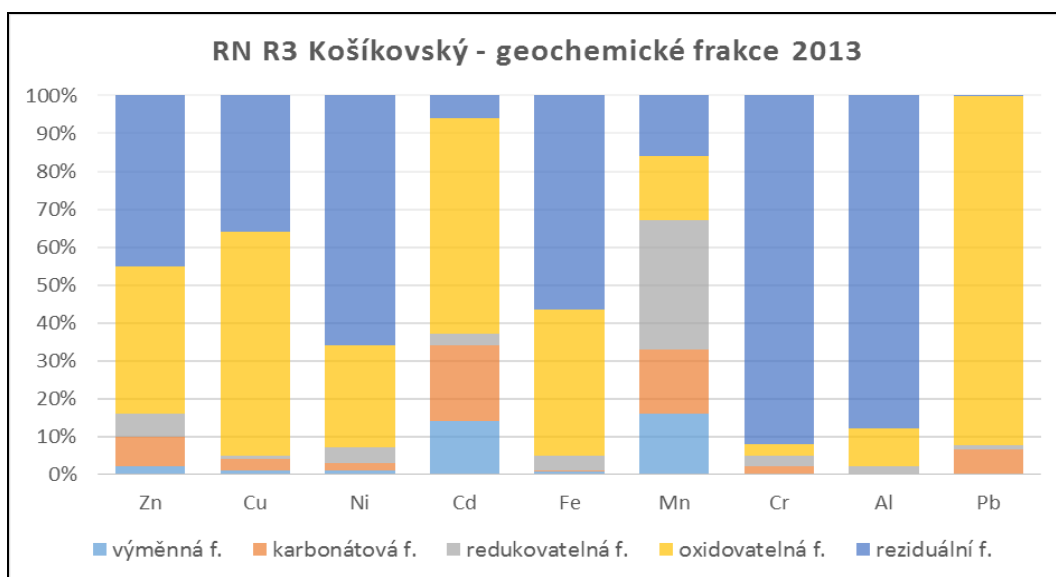
Obrázek 40: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Košíkovského potoka

Obrázek 40 znázorňuje zjištěné koncentrace mědi v celkové frakci (>0,609mm) sedimentu v nádržích soustavy Košíkovského potoka. V celkové frakci došlo k překročení benchmarkeru TEC pouze v pěti případech na horní nádrži a ve dvou případech na dolní nádrži, vyšší zatížení mědi se prokázalo v nejjemnější frakci horní i dolní nádrže, kde došlo k překročení benchmarkeru TEC v téměř všech odběrových kampaních.

V soustavě Košíkovského potoka byla sekvenční analýza provedena ve vzorcích sedimentu z nádrží RN R3 Košíkovský (2010 a 2013) a RN R4 Košíkovský (2010). Obrázek 41 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z RN R3 Košíkovský v roce 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení železa, hliníku a chromu v reziduální frakci, olova, kadmia a mědi ve frakci oxidovatelné, u zinku a niklu je pak zastoupení v obou frakcích (reziduální a oxidovatelné) ve zhruba stejném poměru. Výjimku tvoří mangan, kde žádná z geochemických frakcí významně nepřevyšuje ty ostatní, tedy jsou zhruba ve stejném poměru (nejvyšší zastoupení frakce karbonátová).



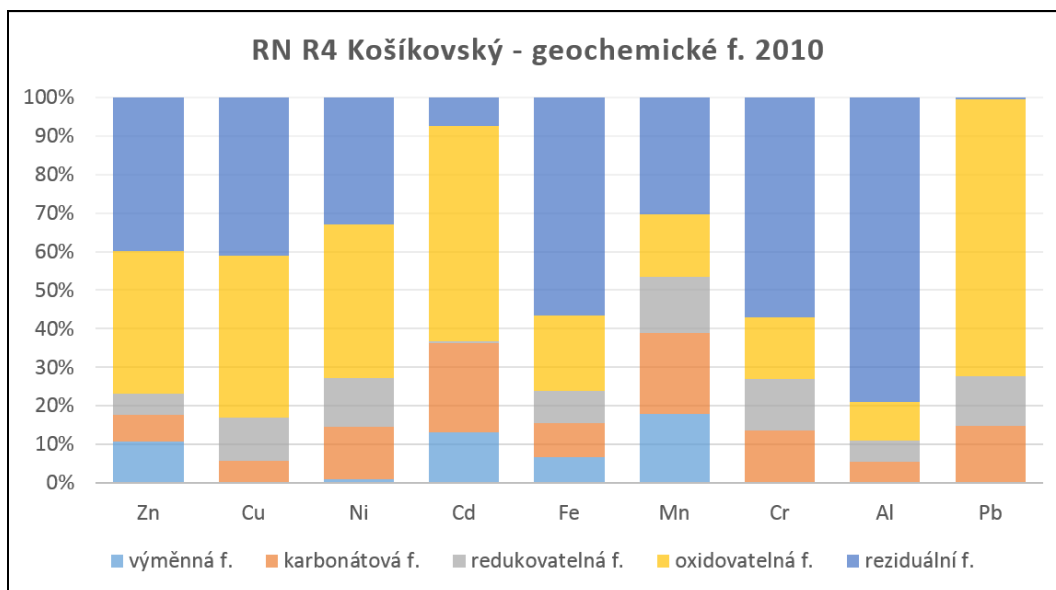
Obrázek 41: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R3 Košíkovský z roku 2010



Obrázek 42: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R3 Košíkovský z roku 2013

Obrázek 41 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z roku 2013, z grafu je patrná převaha zastoupení železa a hliníku v reziduální frakci, olova a kadmia ve frakci oxidovatelné, u zinku, mědi a niklu je pak zastoupení v obou frakcích (reziduální a oxidovatelné) ve zhruba stejném poměru. Výjimkou je mangan, kde žádná z geochemických frakcí významně nepřevyšuje ty ostatní, tedy jsou zhruba ve stejném poměru (nejvyšší zastoupení má frakce výměnná).





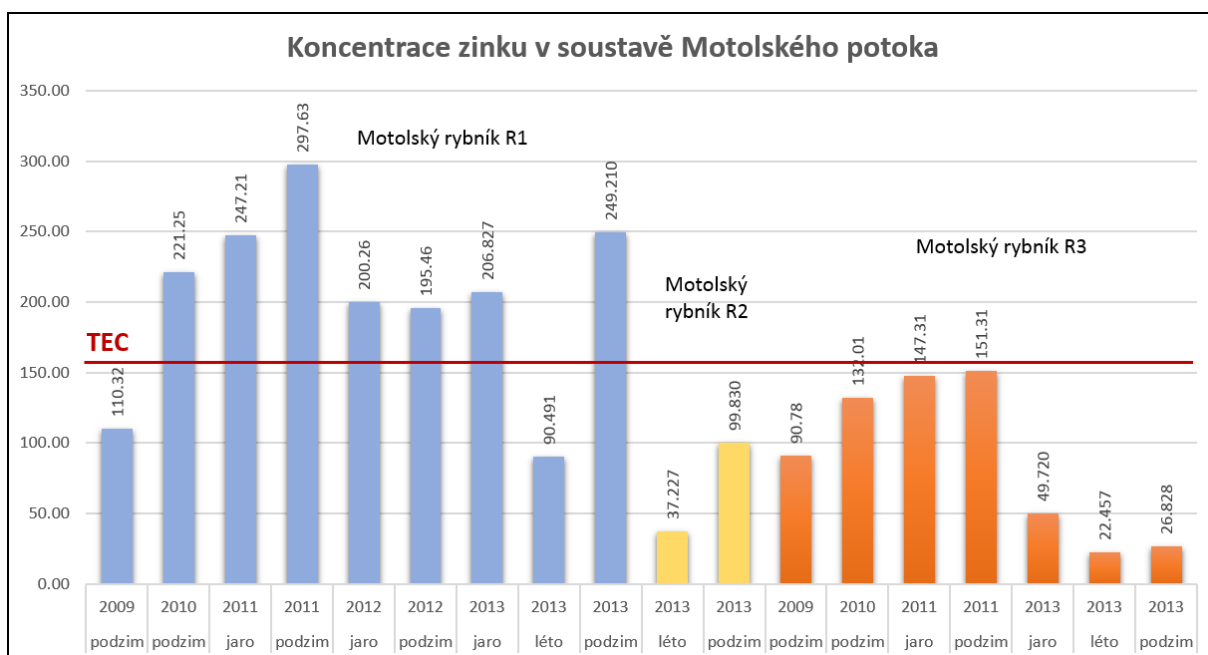
Obrázek 43: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R4 Košíkovský z roku 2010

Obrázek 43 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z nádrže RN R4 Košíkovský z roku 2010, stejně jako ve výše položené nádrži byla prokázána převaha obsahu železa, chromu a hliníku v reziduální frakci, olova a kadmia ve frakci oxidovatelné, u zinku, mědi a niklu je pak zastoupení v obou frakcích (reziduální a oxidovatelné) ve zhruba stejném poměru. Výjimkou je opět mangan, kde žádná z geochemických frakcí významně nepřevyšuje ty ostatní, tedy jsou zhruba ve stejném poměru (nejvyšší zastoupení má frakce reziduální).

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty RN R3 Košíkovský (2010 a 2011) a RN R4 Košíkovský (2010 a 2011) chronické testy prokázaly zatížení sedimentu těchto nádrží. V nádrži RN R3 Košíkovský došlo v průměru k 25% mortalitě testovaného organismu a k 20% snížení růstu u přeživších organismů v roce 2010 a v roce 2011 dokonce k 35% mortalitě testovaného organismu a 20% snížení růstu u přeživších organismů oproti referenčnímu sedimentu. V nádrži RN R4 Košíkovský v roce 2010 byla zaznamenána v průměru pouze 15% mortalita a maximálně 10% snížení růstu u přeživších organismů, oproti organismům v referenčním sedimentu. V roce 2011 došlo k dalšímu snížení úmrtnosti na pouhých 5% a nebylo pozorováno snížení růstu oproti referenčnímu sedimentu.

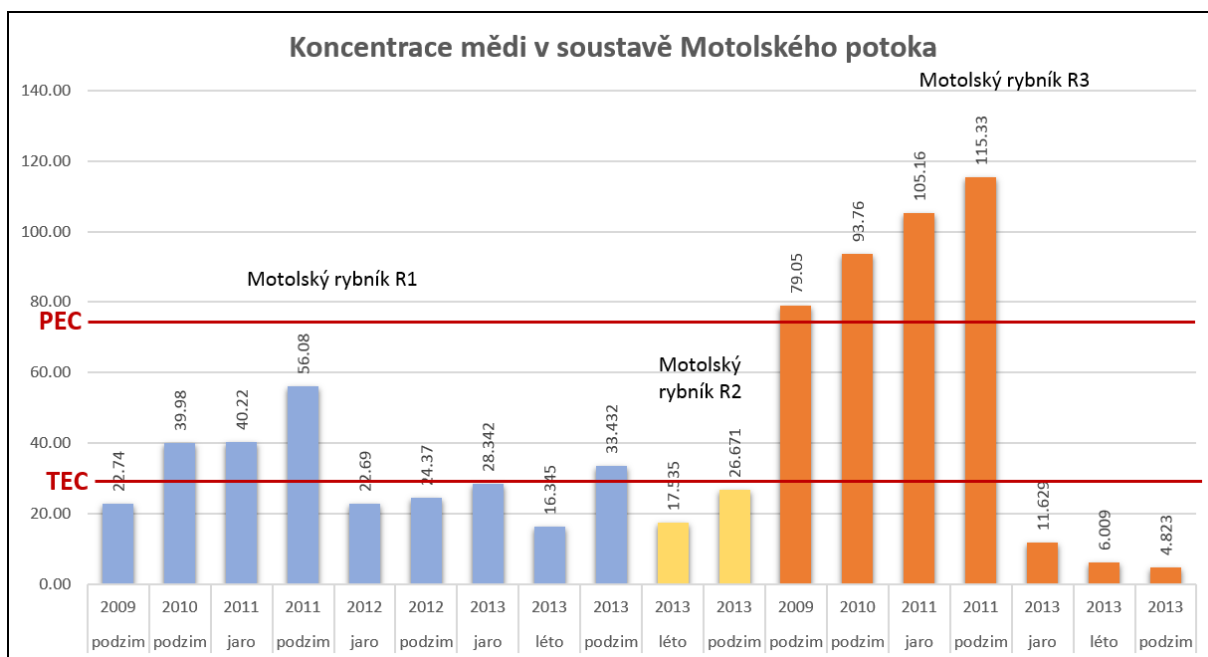
#### 5.2.4. Soustava Motolského potoka

Vzorky sedimentu pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Motolském potoce vykazaly dle hodnocení benchmarkery TEC a PEC zatížení mědí, zinkem a v případě nádrže Motolský rybník R3 i niklem a olovem. Podíl organické hmoty v nádržích na Motolském potoce je v nádrži R1 – 8,8%; R2 – 3,93%; R3 – 18,17%.



Obrázek 44: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Motolského potoka

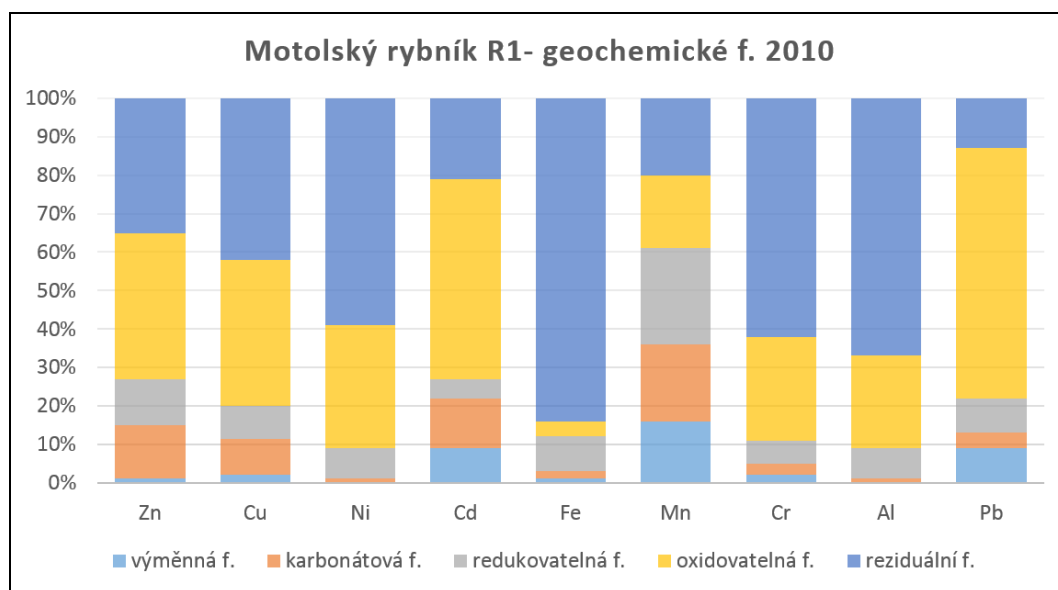
Zvýšené koncentrace zinku v sedimentu byly zjištěny ve vzorcích z nádrže R1, ve všech frakcích a téměř při všech odběrových kampaních (Obrázek 44). V ostatních nádržích nedošlo k žádnému překročení benchmarků v celkové frakci, ale v několika případech bylo zjištěno překročení ve frakcích <0,061 mm a 0,206-0,061 mm tedy ve dvou nejmenších sledovaných frakcích.



Obrázek 45: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Motolského potoka

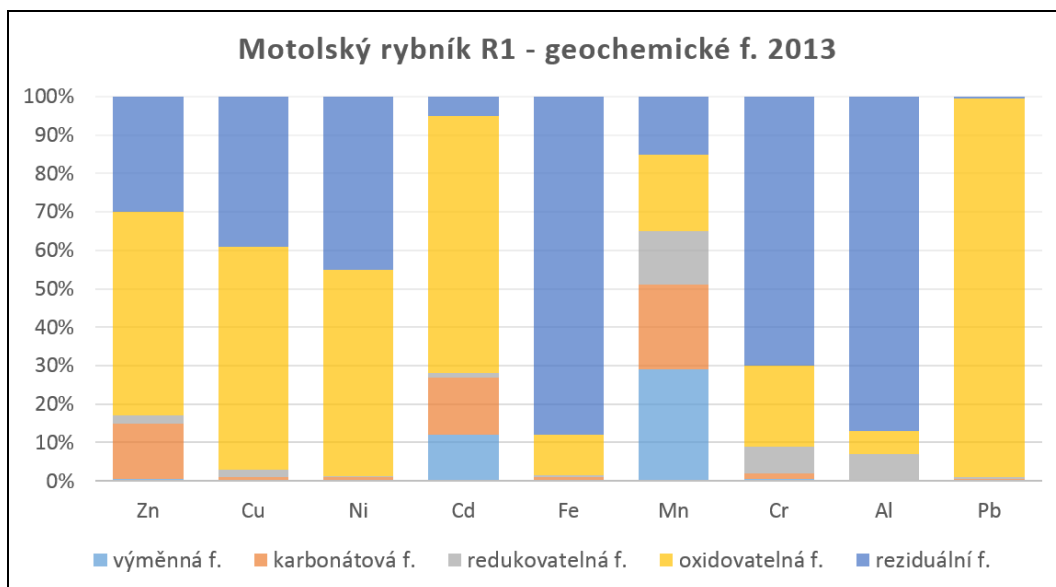
Obrázek 45 znázorňuje zjištěné koncentrace mědi v celkové frakci (>0,609mm) v nádržích na soustavě Motolského potoka. V celkové frakci došlo k překročení benchmarku TEC pouze ve třech případech na horní nádrži, ve čtyřech případech na spodní nádrži pak došlo dokonce k překročení benchmarku PEC. Téměř všechna překročení byla zjištěna v odběrných kampaních do podzimu 2011.

V soustavě Motolského potoka byla sekvenční analýza provedena ve vzorcích sedimentu z nádrže Motolský rybník R1 (2010 a 2013) a Motolský rybník R3 (2011).



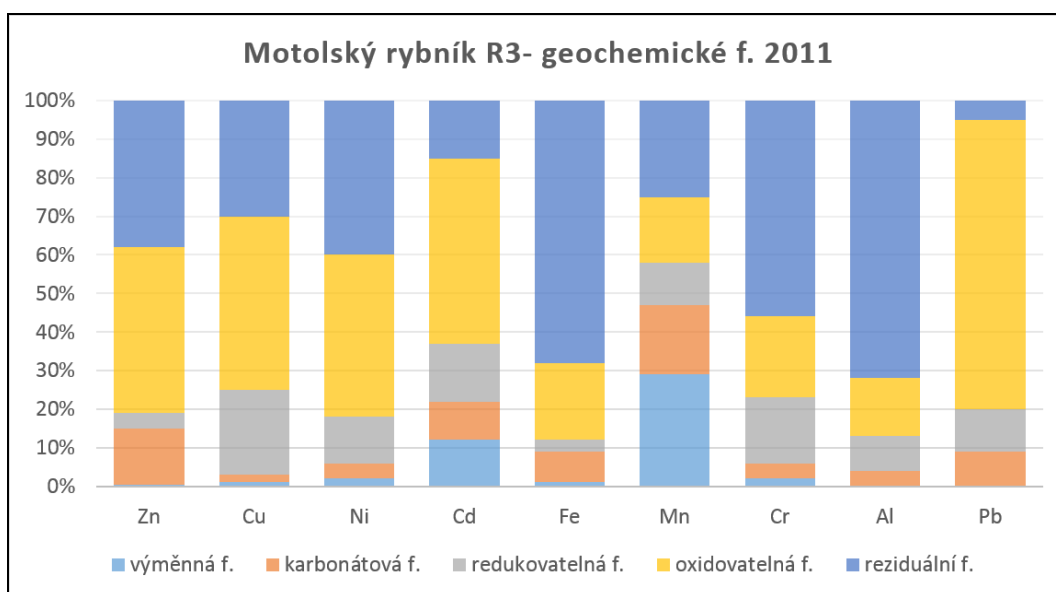
Obrázek 46: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Motolský r. R1 z roku 2010

Obrázek 46 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z nádrže Motolský rybník R1 z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení železa, hliníku, chromu a niklu v reziduální frakci, olova a kadmia ve frakci oxidovatelné, u zinku a mědi je pak zastoupení v obou frakcích (reziduální a oxidovatelné) ve zhruba stejném poměru. Výjimkou je mangan, kde žádná z geochemických frakcí významně nepřevyšuje ty ostatní, tedy jsou zhruba ve stejném poměru (nejvyšší zastoupení má frakce redukovatelná).



Obrázek 47: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Motolský r. R1 z roku 2013

Obrázek 47 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu nádrže Motolský rybník R1 z roku 2013, z grafu je patrná převaha obsahu železa a hliníku v reziduální frakci, olova a kadmia v oxidovatelné f., u zinku, mědi a niklu je pak zastoupení v obou frakcích (reziduální a oxidovatelné) ve zhruba stejném poměru. Výjimkou je mangan, kde žádná z geochemických frakcí významně nepřevyšuje ty ostatní, tedy jsou zhruba ve stejném poměru. Z obrázku je patrné, že oproti roku 2010 se zvýšil podíl olova, zinku, mědi, niklu i kadmia zastoupený v oxidovatelné frakci.



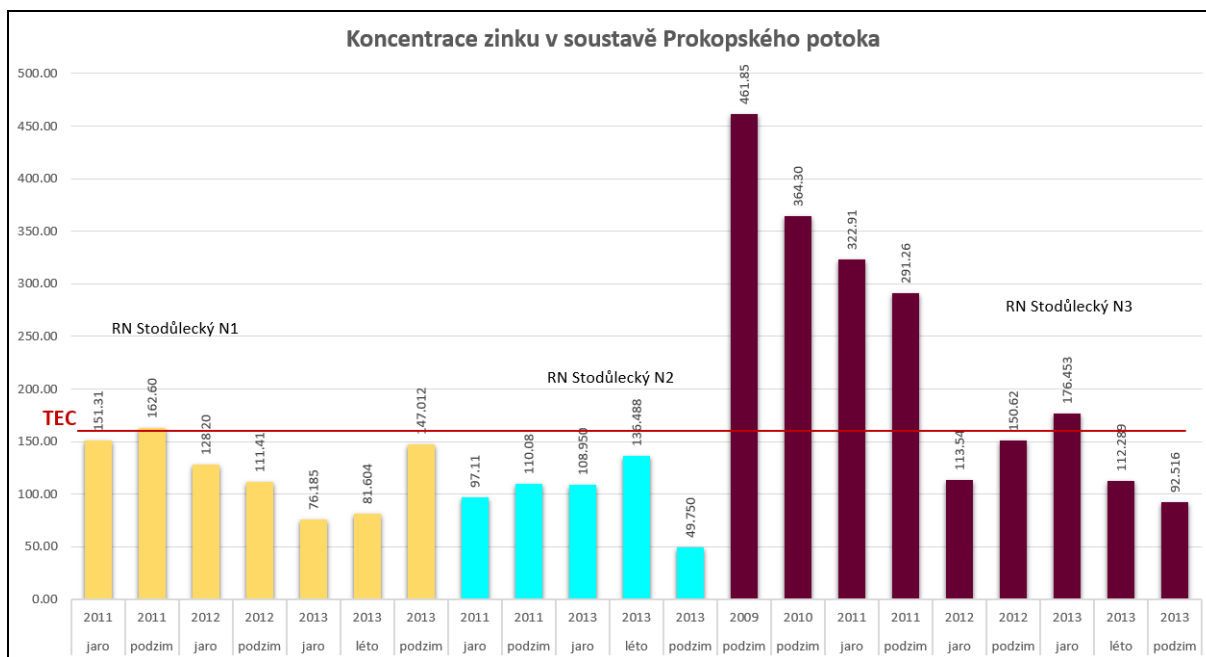
Obrázek 48: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Motolský r. R3 z roku 2011

Obrázek 48 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z nádrže Motolský rybník R3 z roku 2011, z grafu je patrná převaha zastoupení železa a hliníku v reziduální frakci, olova a kadmia ve frakci oxidovatelné, u zinku, mědi a niklu je pak zastoupení v obou frakcích (reziduální a oxidovatelné) ve zhruba stejném poměru. Výjimkou je mangan, kde žádná z geochemických frakcí významně nepřevyšuje ty ostatní, tedy jsou zhruba ve stejném poměru (nejvyšší zastoupení má frakce výměnná). Ve srovnání s výsledky z nádrže Motolský rybník R1 je výraznější zastoupení redukovatelné frakce u většiny kovů.

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty Motolský rybník R1 (2010 a 2011) a Motolský rybník R3 (2010 a 2011) chronické testy prokázaly zatížení sedimentu těchto nádrží. V nádrži Motolský rybník R1 došlo v průměru k 30% mortalitě testovaného organismu a k 25% snížení růstu u přeživších organismů v roce 2010 a stejně tak v roce 2011. V nádrži Motolský rybník R3 v roce 2010 byla zaznamenána v průměru 25% mortalita a 25% snížení růstu u přeživších organismů, oproti organismům v referenčním sedimentu. V roce 2011 došlo ke zvýšení úmrtnosti na 35% a dalšímu snížení růstu na 30% oproti referenčnímu sedimentu.

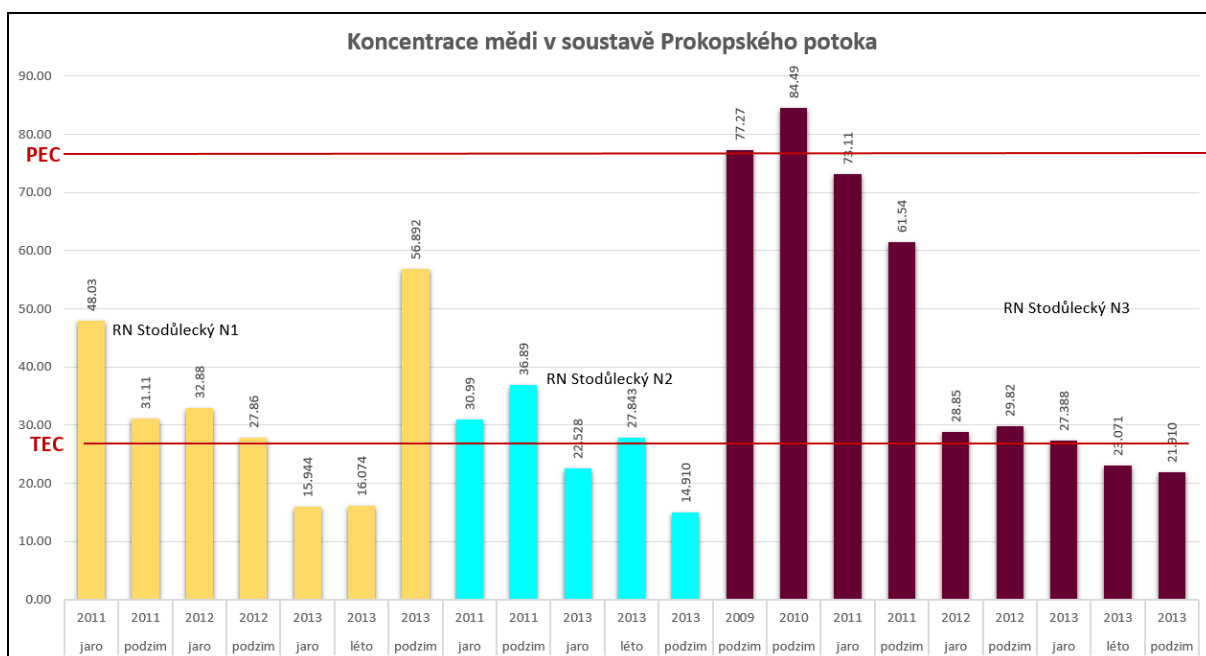
### **5.2.5. Soustava Prokopského potoka**

Vzorky sedimentu pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Prokopském potoce vykazaly dle hodnocení benchmarkery TEC a PEC zatížení především mědí (ve všech nádržích překročena hodnota TEC a v nádrži RN Stodůlecký N3 i hodnota PEC), dále pak zinkem a chromem v nádrži RN Stodůlecký N3 a hliníkem v nádrži RN Stodůlecký N2 (překročení PEC). Podíl organické hmoty v nádržích na Prokopském potoce je v nádrži N1 – 4,31 %; N2 – 6,31 %; N3 – 8,66%.



Obrázek 49: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Prokopského potoka

Zvýšené koncentrace zinku v sedimentu byly zjištěny ve vzorcích z nádrže N3, ve všech frakcích při odběrových kampaních do podzimu 2011 a na jaře 2013 (Obrázek 49). V horní nádrži koncentrace zinku vyhovely sledovanému benchmarkeru TEC s výjimkou vzorků z podzimu 2011.

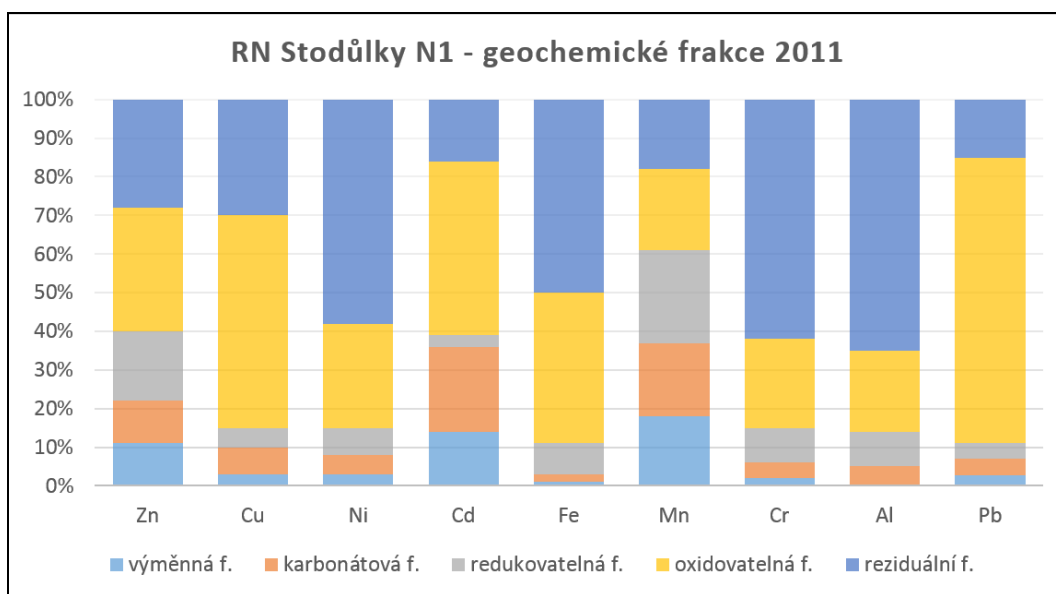


Obrázek 50: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Prokopského potoka

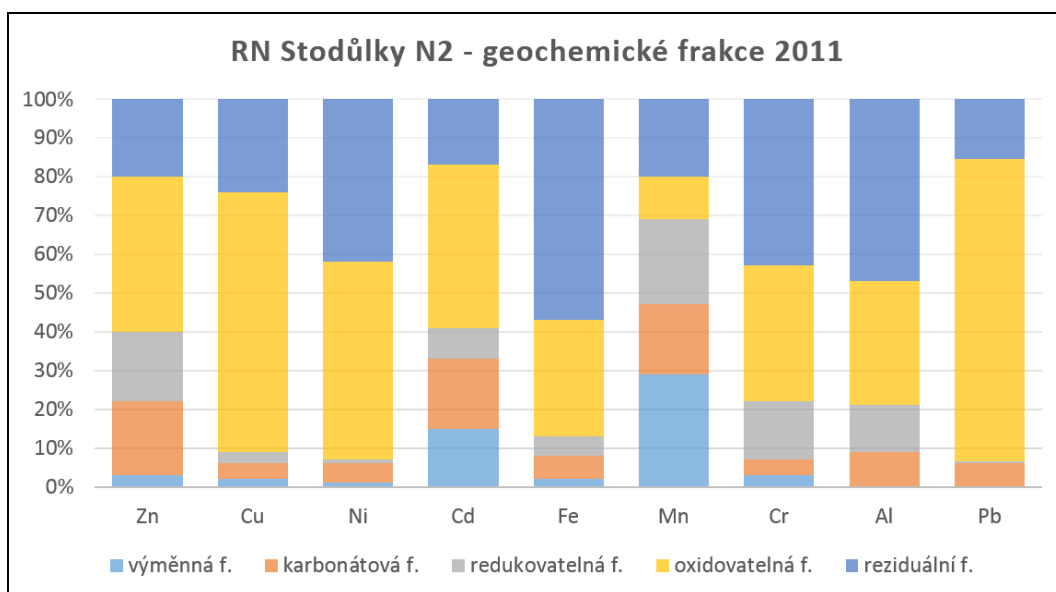
Obrázek 50 znázorňuje zjištěné koncentrace mědi v celkové frakci (>0,609mm) v nádržích soustavy Prokopského potoka. V celkové frakci došlo k překročení benchmarkeru

TEC v několika případech na všech třech nádržích a ve dvou případech na spodní nádrži N3 dokonce k překročení benchmarku PEC.

V soustavě Prokopského potoka byla sekvenční analýza provedena ve vzorcích sedimentu z nádrží RN Stodůlky N1 (2011), RN Stodůlky N2 (2011) RN Stodůlky N3 (2010 a 2013). Obrázek 51 znázorňuje geochemické frakce z nádrže RN Stodůlky N1 v sedimentu z roku 2011, z grafu je patrná převaha zastoupení hliníku, chromu a niklu v reziduální frakci, olova, mědi a kadmia ve frakci oxidovatelné. Zinek a mangan pak mají poměrně stejné zastoupení ve všech frakcích.



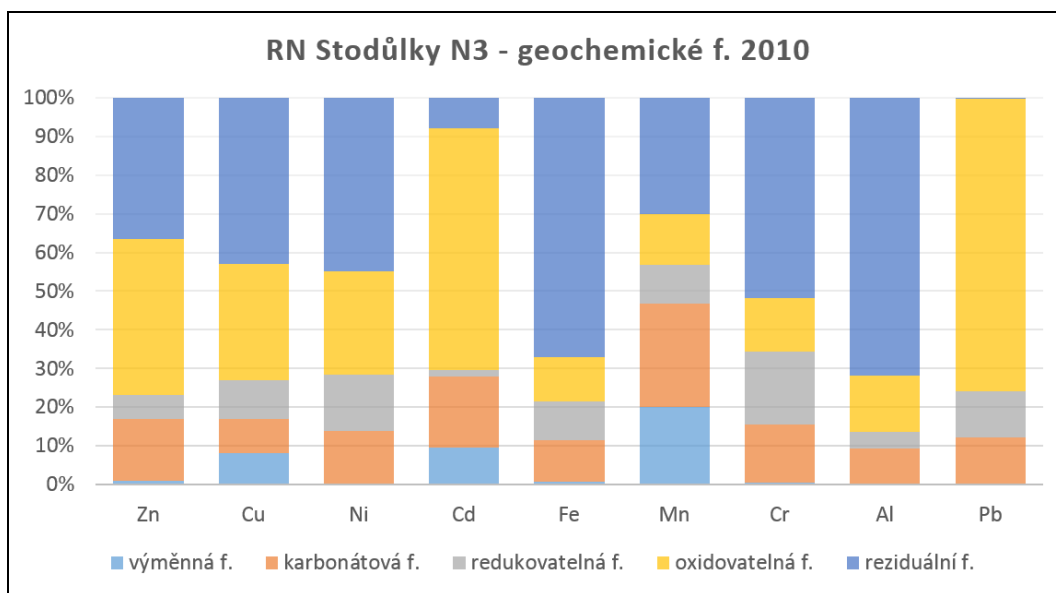
Obrázek 51: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N1 z roku 2011



Obrázek 52: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N2 z roku 2011

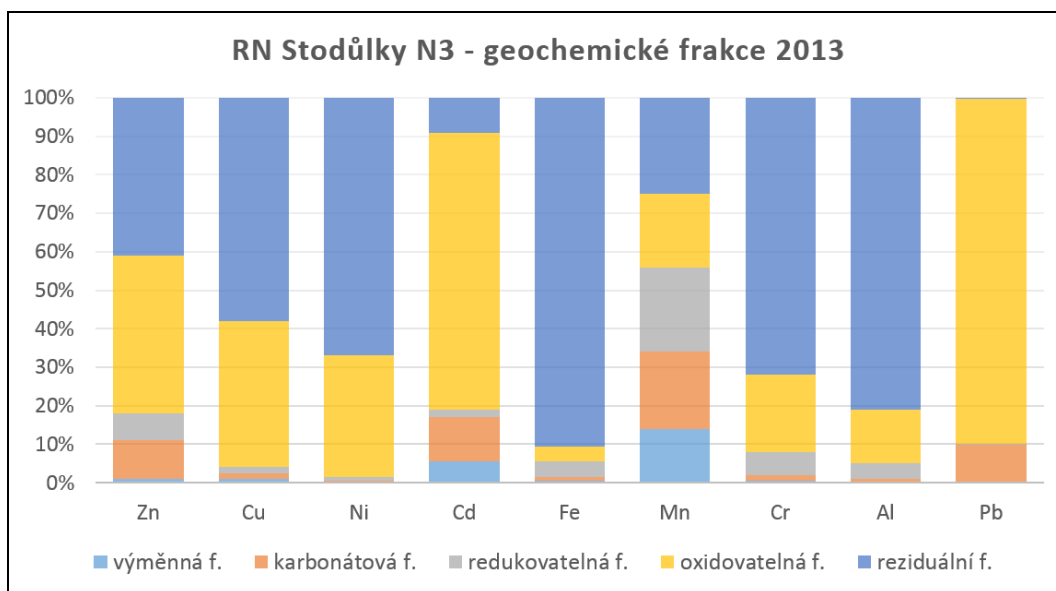
Obrázek 52 znázorňuje geochemické frakce z nádrže RN Stodůlky N2 v sedimentu z roku 2011, z grafu je patrná převaha zastoupení hliníku, chromu a niklu v reziduální frakci, olova,

mědi a kadmia ve frakci oxidovatelné. Zinek a mangan pak mají poměrně stejné zastoupení ve všech frakcích.



Obrázek 53: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N3 z roku 2010

Obrázek 53 znázorňuje geochemické frakce z nádrže RN Stodůlky N3 v sedimentu z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení hliníku, železa a chromu v reziduální frakci, olova a kadmia ve frakci oxidovatelné. Zinek, měď a nikl mají oxidovatelnou a reziduální frakci zhruba ve stejném zastoupení. U manganu bylo zjištěno poměrně stejné zastoupení ve všech frakcích.



Obrázek 54: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N3 z roku 2013

Obrázek 54: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N3 z roku 2013 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z nádrže RN Stodůlky N3 z roku 2013, z grafu je patrná převaha zastoupení železa, hliníku, chromu, niklu a mědi v reziduální frakci,

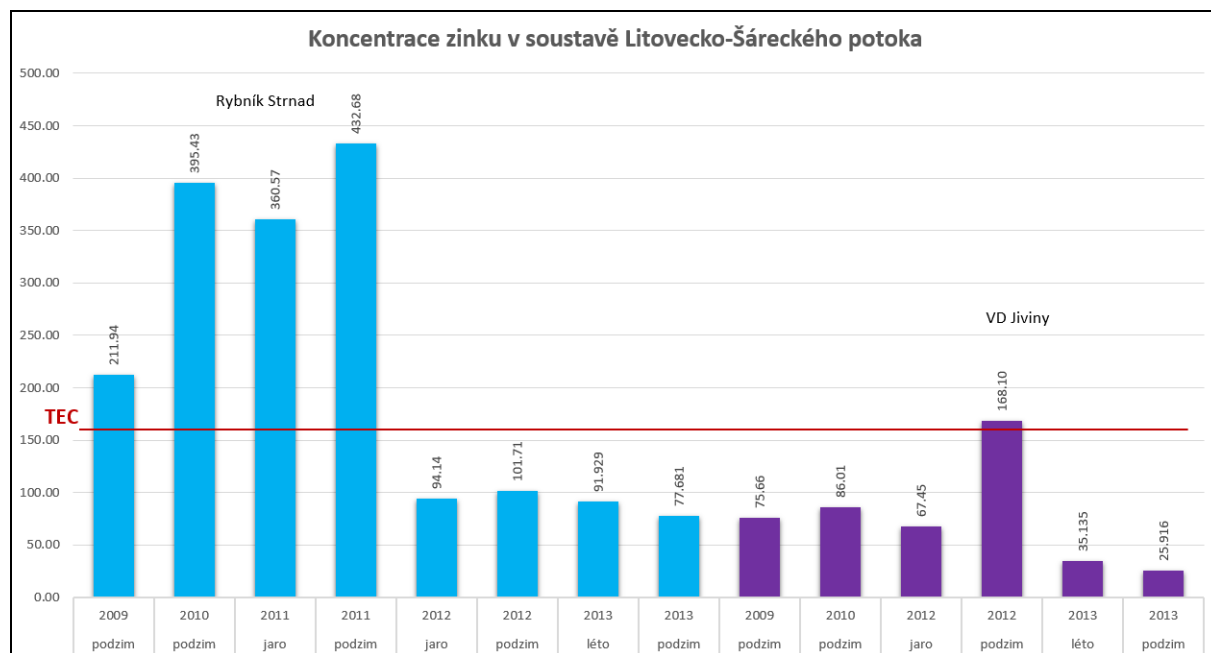


olova a kadmia ve frakci oxidovatelné, u zinku je pak zastoupení v obou frakcích (reziduální a oxidovatelné) ve stejném poměru. U manganu bylo zjištěno poměrně shodné zastoupení ve všech geochemických frakcích.

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty RN Stodůlky N1 (2011), RN Stodůlky N2 (2011) a RN Stodůlky N3 (2010 a 2011) V nádrži RN Stodůlky N1 došlo v průměru pouze k 15% mortalitě testovaného organismu a k maximálně 10% snížení růstu u přeživších organismů v roce 2011. V nádrži RN Stodůlky N2 byly výsledky testů toxicity podobné jako v nádrži výše po toku (15% mortalita; 10% snížení růstu). V nádrži RN Stodůlky N3 byla zaznamenána nejvyšší mortalita a snížení růstu testovaných organismů v této soustavě (25% mortalita a 20% snížení růstu v roce 2010 a 20% mortalita a 20% snížení růstu v roce 2011).

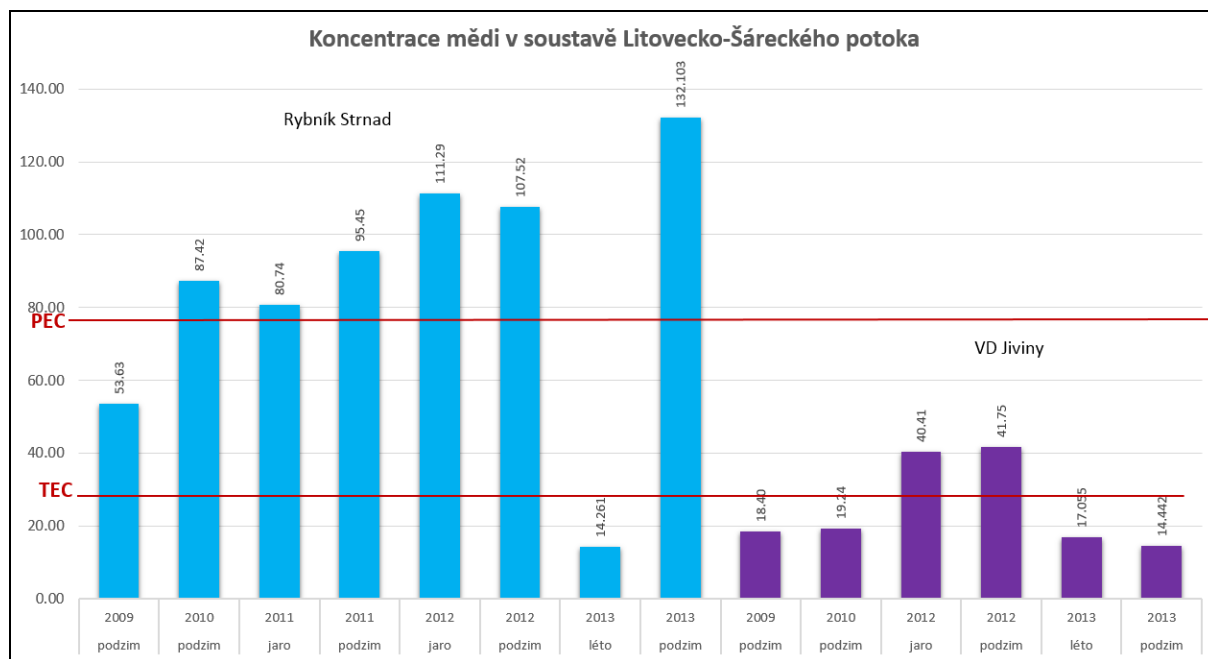
## 5.2.6. Soustava Litovecko-Šáreckého potoka

Vzorky sedimentu pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Litovecko-Šáreckém potoce vykazaly dle hodnocení benchmarkery TEC a PEC zatížení především mědí (v obou nádržích překročení TEC a v nádrži Strnad ve většině případů překročení PEC), dále pak zinkem a niklem v nádrži Strnad. Podíl organické hmoty v nádržích na Litovecko-Šáreckém potoce je v nádrži Strnad – 18,82%; VD Jiviny 6,49%.



Obrázek 55: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Litovecko-Šáreckého potoka

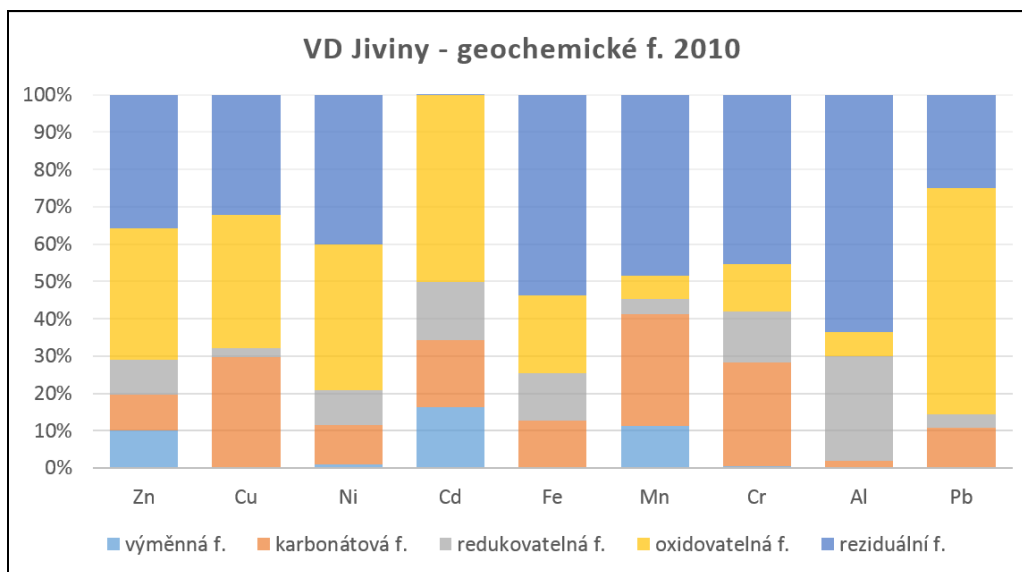
Zvýšené koncentrace zinku byly zjištěny především v horní nádrži soustavy tedy v rybníku Strnad v odběrových kampaních od roku 2009 do roku 2011 (Obrázek 55), při těchto odběrech byly zvýšené koncentrace zjištěny ve všech frakcích, v nejjemnější frakci pak výsledné koncentrace zinku překročily sledovaný benchmarker TEC ve všech odběrových kampaních až do podzimu 2013.



Obrázek 56: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Litovecko-Šáreckého potoka

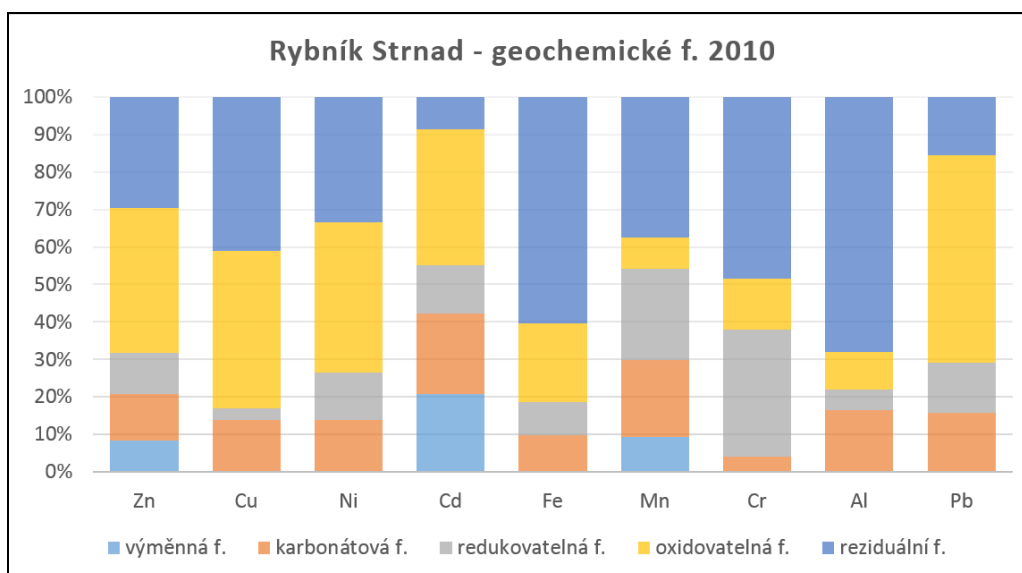
Zvýšené koncentrace mědi, které překročily benchmarker byly pozorovány v sedmi odběrových kampaních z celkových osmi na nádrži Rybník Strnad (6x překročení i hodnoty PEC). V nádrži VD Jiviny pak byly pozorovány zvýšené koncentrace pouze v roce 2012 (Obrázek 56).

V soustavě Litovecko-Šáreckého potoka byla sekvenční analýza provedena ve vzorcích sedimentu z nádrže VD Jiviny (2010), Strnad (2010 a 2013). Opakování analýzy v nádrži Strnad bylo provedeno z důvodu prokázaného vysokého zatížení této nádrže kovy. Obrázek 57 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z nádrže VD Jiviny z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení železa, hliníku, manganu a chromu v reziduální frakci. U olova a kadmia byla převaha oxidovatelné frakce, navíc u kadmia je patrné významné zastoupení také frakcí redukovatelné, karbonátové a výměnné, které mají silný význam pro přestup kovu z pevné fáze do kapalné. Shodný poměr mezi oxidovatelnou a reziduální frakcí bylo prokázáno u zinku, mědi a niklu.

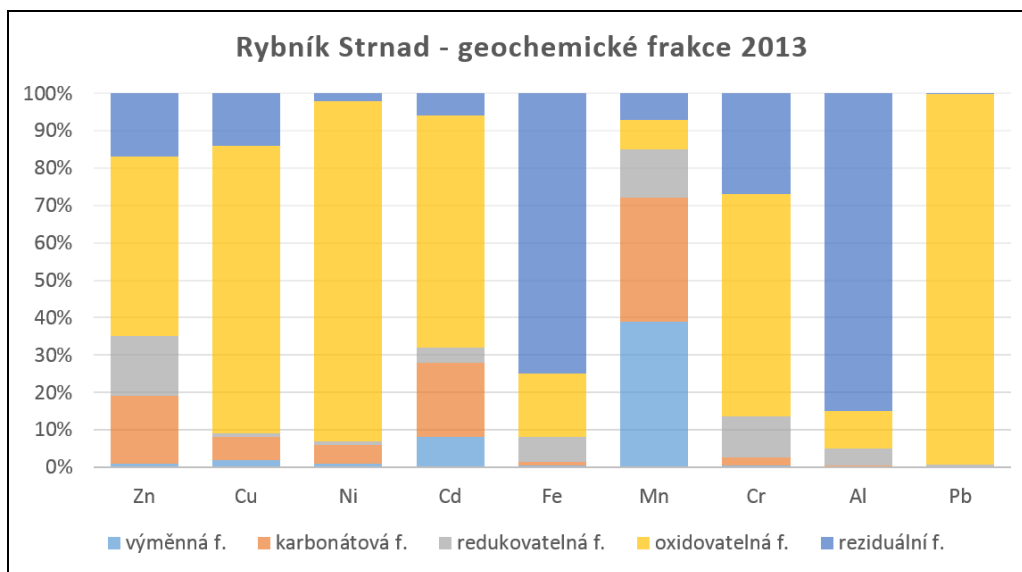


Obrázek 57: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu VD Jiviny z roku 2010

Obrázek 58 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z rybníku Strnad z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení železa, hliníku, manganu a chromu v reziduální frakci. U olova a kadmia byla převaha oxidovatelné frakce, navíc u kadmia je patrné významné zastoupení také frakcí redukovatelné, karbonátové a výměnné, které mají silný význam pro přestup kovu z pevné fáze do kapalné, stejně jako ve výše položené nádrži VD Jiviny. Shodný poměr mezi oxidovatelnou a reziduální frakcí bylo prokázáno u zinku, mědi a niklu.



Obrázek 58: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Rybníku Strnad z roku 2010



Obrázek 59: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu rybníku Strnad z roku 2013

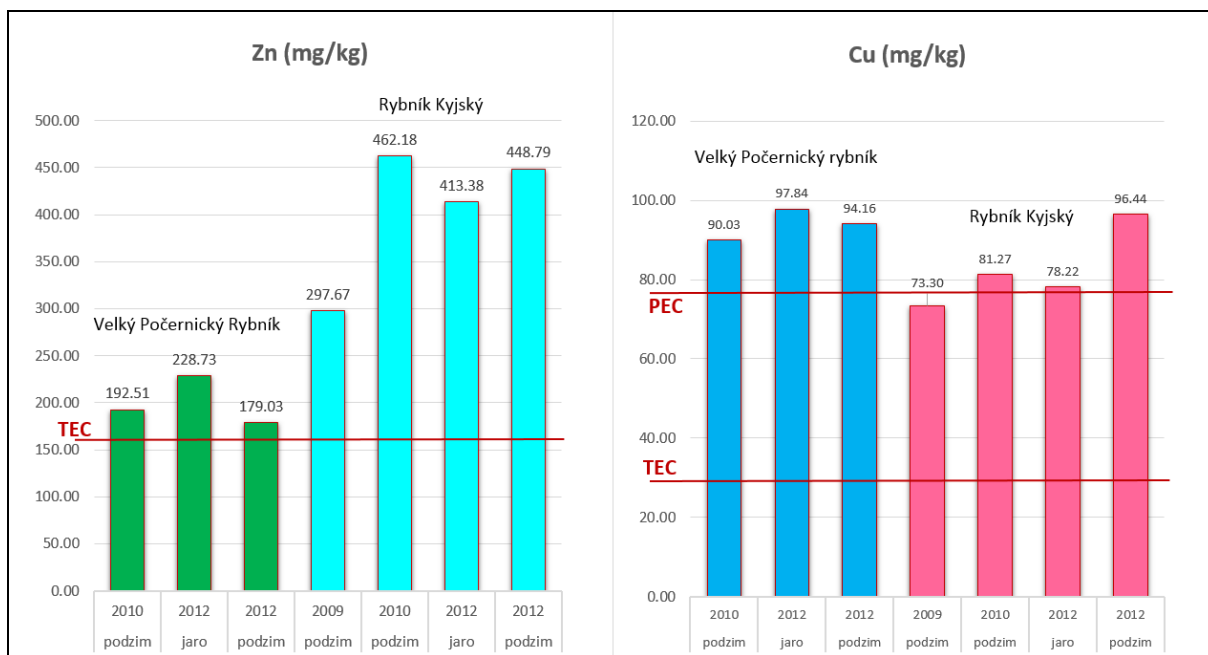
Obrázek 59 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z roku 2013, z grafu je patrná převaha zastoupení železa a hliníku v reziduální frakci, niklu a olova ve frakci oxidovatelné, která je jednou z nejvýznamnějších u všech sledovaných kovů s výjimkou manganu, u kterého je nejvýznamnější frakce výměnná a karbonátová, z těchto dvou frakcí se kov může nejsnadněji uvolnit zpět do vodního sloupce.

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty rybníku Strnad (2010 a 2011) a nádrže VD Jiviny (2010). V rybníku Strnad došlo v průměru k 30% mortalitě testovaného organismu a k 20% snížení růstu u přeživších organismů v roce 2010. V roce 2011 byla zaznamenána stejná mortalita jako v roce 2010, ale došlo k dalšímu snížení růstu testovaných organismů na 25%. V nádrži VD Jiviny byly výsledky testů toxicity diametrálně odlišné, oproti rybníku Strnad v roce 2010 došlo pouze k 5% mortalitě a nebylo pozorováno žádné snížení růstu u testovaných organismů oproti referenčnímu sedimentu.

### 5.2.7. Soustava nádrží na Rokytce

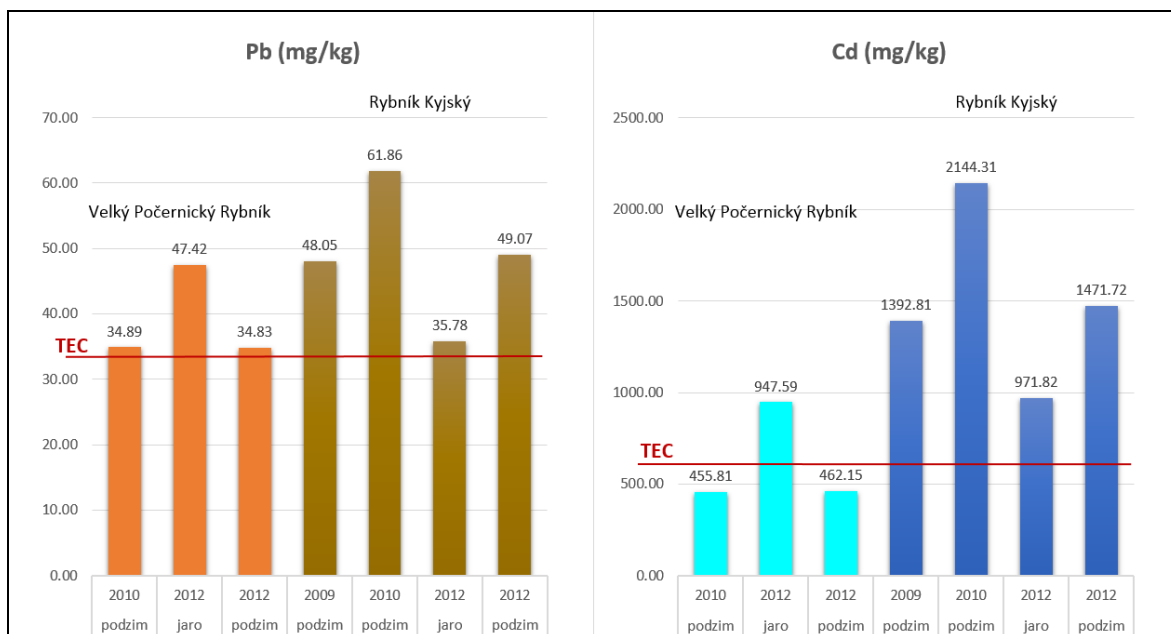
Vzorky sedimentu pocházející ze soustavy nádrží vybudovaných na Rokytce ukázaly dle hodnocení benchmarkery TEC a PEC zatížení mědí, zinkem, kadmíem a olovem a to v obou sledovaných nádržích (Velký Počernický rybník, Kyjský rybník). Dalším kovem, který alespoň v některé frakci nesplňoval sledovaný benchmarker TEC byl nikl. Podíl organické hmoty v nádržích na Rokytce se pohyboval okolo 15% (Velký Počernický rybník - 15,14% a Kyjský rybník – 15,34%).

Koncentrace mědi v obou nádržích překračovaly téměř ve všech případech benchmarker PEC, což ukazuje na značné zatížení a vysoké riziko ohrožení biotické složky nádrže. Zvýšené koncentrace zinku byly zjištěny v obou sledovaných nádržích ve všech odběrných kampaních, přesto bylo z výsledků patrné menší zatížení Velkého Počernického rybníka, kde naměřené koncentrace převyšovaly benchmarker max. o 50%, oproti Kyjskému rybníku kde koncentrace zinku překračovaly sledovaný benchmarker TEC o 100 a více procent. Obrázek 60 znázorňuje koncentrace zinku a mědi v nádržích na Rokytcce.



Obrázek 60: Koncentrace zinku a mědi v soustavě na Rokytcce

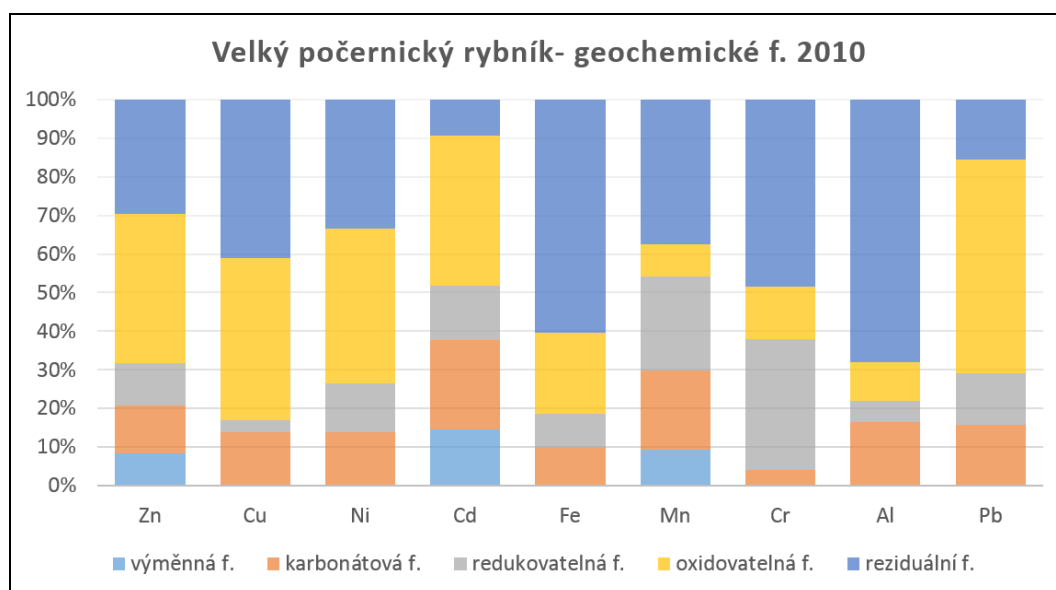
Dalším problematickým kovem bylo v této soustavě olovo, které je na rozdíl od zinku a mědi toxické nejen pro vodní organismy, ale také pro člověka. Olovo překročilo sledovaný benchmarker ve všech případech v obou nádržích. K nejvýznamnějšímu překročení došlo na Kyjském rybníku v roce 2010, kdy koncentrace olova, byly v sedimentu téměř dvojnásobné oproti benchmarkeru TEC (Obrázek 61).



Obrázek 61: Koncentrace olova a kadmia v nádržích v soustavě na Rokytce

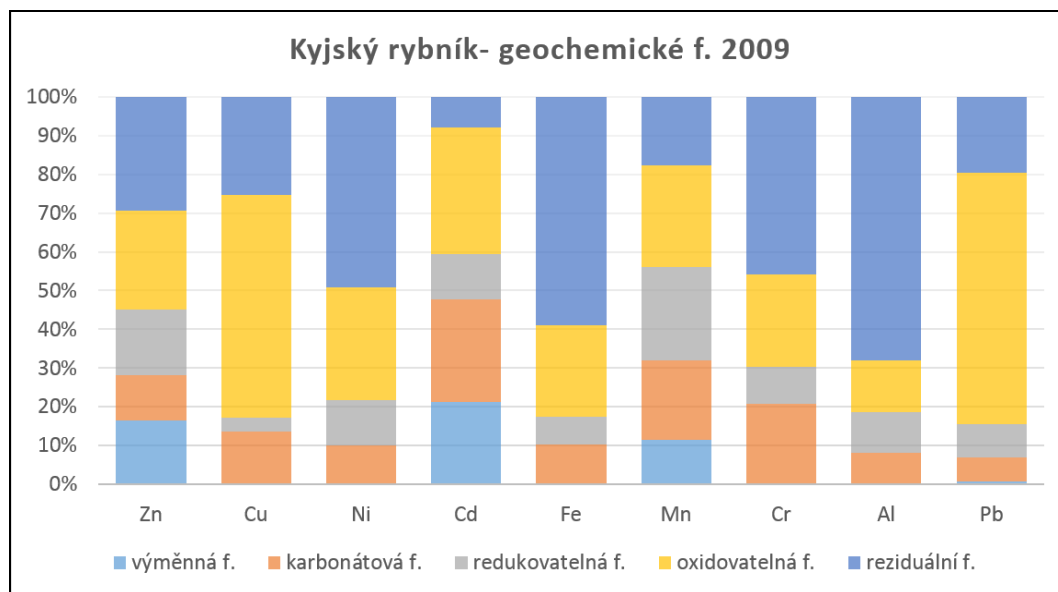
V této soustavě došlo také k překročení benchmarkeru TEC pro kadmium a to především v Kyjském rybníku, ve všech letech a v jednom případě také ve Velkém Počernickém rybníku (Obrázek 61). Kadmium patří mezi silně toxické kovy a to nejen pro vodní organismy, ale také pro člověka. Za zmínku také stojí vysoké koncentrace chromu ve Velkém Počernickém rybníku, které byly naměřeny ve všech letech ve všech frakcích sedimentu a nevyhověly sledovanému benchmarkeru TEC.

V soustavě Litovecko-Šáreckého potoka byla sekvenční analýza provedena ve vzorcích sedimentu z nádrže VD Jiviny (2010), Strnad (2010 a 2013).



Obrázek 62: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Velkého Počernického rybník z roku 2010

Obrázek 62 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z Velkého Počernického rybníka z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení železa, hliníku a chromu v reziduální frakci. U olova byla zjištěna převaha oxidovatelné frakce a vůbec nebyla prokázána frakce výměnná. U kadmia a manganu bylo zjištěno významné zastoupení všech frakcí (včetně výměnné a karbonátové), které mají silný význam pro přestup kovu z pevné fáze do kapalné. Shodný poměr mezi oxidovatelnou a reziduální frakcí bylo prokázáno u zinku, mědi a niklu.



Obrázek 63: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu u Kyjského rybníka z roku 2009

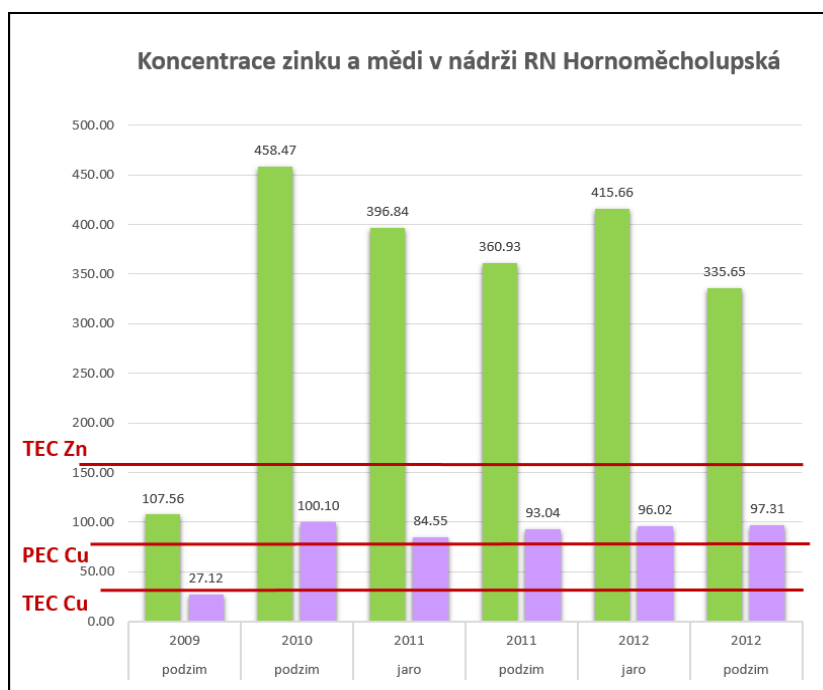
Obrázek 63 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z Kyjského rybníka z roku 2009, z grafu je patrná převaha zastoupení železa a hliníku v reziduální frakci. U olova byla zjištěna převaha oxidovatelné frakce a zanedbatelný obsah ve výměnné frakci. U kadmia a manganu bylo zjištěno významné zastoupení všech frakcí (včetně výměnné a karbonátové) podobně jako u Velkého Počernického rybníka. Vzhledem k dostupnosti kovu jsou nejrizikovějšími kovy kadmium, mangan a zinek, u kterých se polovina jejich obsahu nacházela ve výměnné, karbonátové a redukovatelné frakci.

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty rybníku Kyjský (2009 a 2010) a Velkém Počernickém rybníku (2010). Ve Velkém Počernickém rybníku byla v roce 2010 pozorována 25% mortalita testovaných organismů a 30% snížení jejich růstu. V rybníku Kyjský došlo v obou letech k nejvyšší úmrtnosti testovaných organismů ve srovnání s dalšími nádržemi (v průměru k 40% mortalitě testovaného organismu a k 30% snížení růstu u přeživších organismů v roce 2009 i 2010).

## 5.2.8. Nádrž na Měcholupském potoce

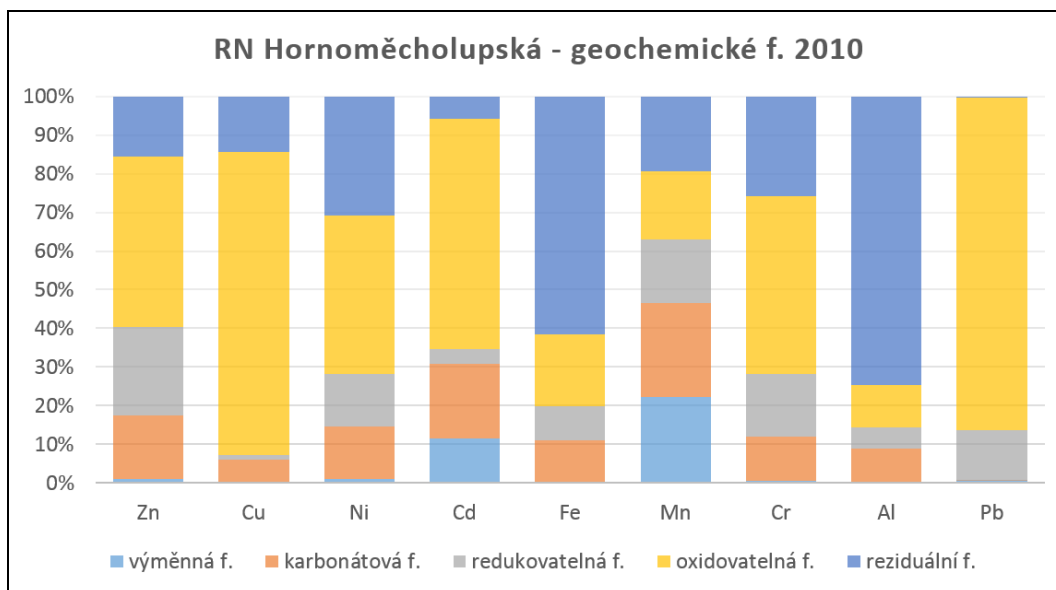
Vzorky sedimentu pocházející z nádrže RN Hornoměcholupská na Měcholupském potoce ukázaly dle hodnocení benchmarkery TEC a PEC zatížení mědí, zinkem, a olovem. Průměrný podíl organické hmoty v nádrži RN Hornoměcholupská byl v celkové frakci 15,85%.

Koncentrace mědi v nádrži překračovaly benchmarker TEC i PEC téměř ve všech případech (pouze v roce 2009 nebyl benchmarker PEC ani TEC překročen), což ukazuje na značné zatížení nádrže mědí a vysoké riziko ohrožení biotické složky nádrže. Zvýšené koncentrace zinku byly zjištěny podobně jako v případě mědi téměř ve všech odběrových kampaních s výjimkou roku 2009. Dalším problematickým kovem bylo v této nádrži olovo, které překročilo sledovaný benchmarker TEC ve všech případech s výjimkou vzorků sedimentu z roku 2009. Koncentrace obou problematických kovů jsou znázorněny v Obrázek 64.



Obrázek 64: Koncentrace zinku a mědi v nádrži Hornoměcholupská





Obrázek 65: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Hornoměřolupská z roku 2010

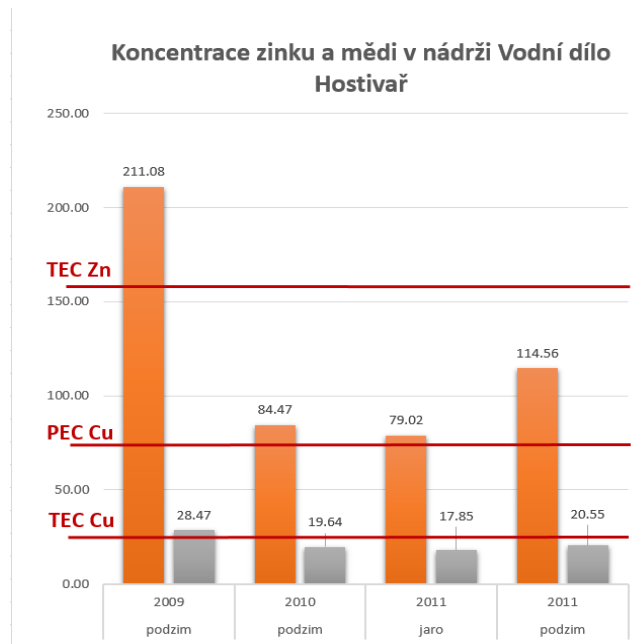
Obrázek 65 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z RN Hornoměřolupská z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení železa a hliníku v reziduální frakci, olova, kadmia a mědi ve frakci oxidovatelné, která je jednou z nejvýznamnějších u všech sledovaných kovů s výjimkou manganu, u kterého je nejvýznamnější frakce výměnná a karbonátová, z těchto dvou frakcí se kov může nejsnadněji uvolnit zpět do vodního sloupce.

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty RN Hornoměřolupská (2010 a 2011). Výsledky vzorků sedimentu z roku 2010 ukázaly na střední zatížení nádrže u testovaných organismů došlo k 30% úmrtnosti a 20% snížení růstu oproti organismům z referenčního sedimentu. V roce 2011 pak byla pozorována 25% mortalita testovaných organismů a 20% snížení jejich růstu.

### 5.2.9. Nádrž na Botiči

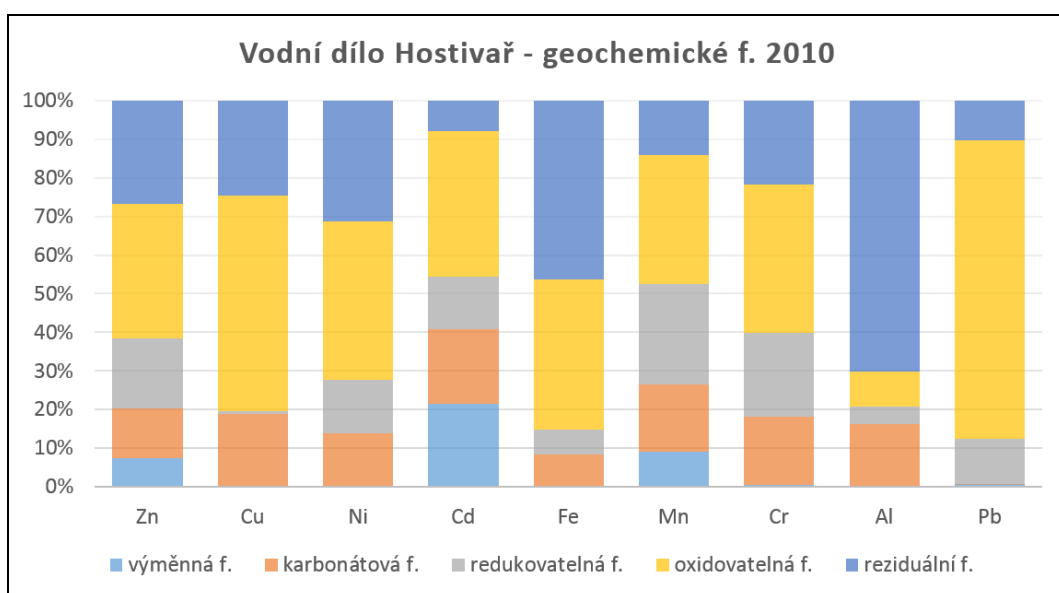
Na potoce Botič byla sledována pouze jedna nádrž a to konkrétně největší a nejvýznamnější nádrž Prahy – Vodní dílo Hostivař. Vzhledem k revitalizaci probíhající od roku 2010 (vypouštění nádrže) až do roku 2012 (napouštění nádrže), proběhly na této nádrži pouze tři odběrné kampaně, které byly využity do této práce. Další odběrné kampaně, které proběhly na této nádrži, byly využity pro další výzkum (Součková a Komínková, 2017).

Vzhledem k velikosti i významnosti nádrže bylo velmi pozitivní zjištění, že k překročení sledovaných benchmarkerů došlo v celkovém sedimentu pouze v ojedinělých případech (Zn, Cu 2009 - Obrázek 66). U ostatních kovů nedošlo ani u jedné kampaně k překročení benchmarkeru TEC v celkovém sedimentu.



Obrázek 66: Koncentrace zinku a mědi v nádrži Vodní dílo Hostivař

Obrázek 67 znázorňuje geochemické frakce v sedimentu z Vodního díla Hostivař z roku 2010, z grafu je patrná převaha zastoupení hliníku v reziduální frakci, olova a mědi ve frakci oxidovatelné, která je jednou z nejvýznamnějších u všech sledovaných kovů s výjimkou olova. Zinek, nikl a železo, měly stejně významné zastoupení u reziduální a oxidovatelné frakce. Z obrázku je patrné, že problematickým kovem na nádrži Hostivař by mohlo být kadmium, u kterého jsou velmi významně zastoupené frakce výměnná (20%) a karbonátová (20%), v obou frakcích nemají kovy silnou vazbu a mohou se snadno uvolnit zpět do vodního sloupce.



Obrázek 67: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu VD Hostivař z roku 2010

Chronické testy toxicity byly provedeny se sedimenty z nádrže Vodní dílo Hostivař (2010 a 2011). Výsledky vzorků sedimentu z roku 2010 i 2011 ukázaly na nízké zatížení této nádrže, v porovnání s dalšími sledovanými nádržemi, dopadla tato nádrž nejlépe. U testovaných organismů nebyl pozorován žádný negativní vliv testovaného sedimentu, nedocházelo k úmrtnosti organismů ani ke snížení jejich růstu.

### 5.3. Obsah kovů v biomase ryb

Výsledky vzorků ryb, byly vyhodnoceny primárně dle limitních koncentrací toxických kovů v čerstvé biomase ryb určených ke konzumaci dle EU 466/2001. Dle tohoto nařízení byly vyhodnoceny všechny části ryby, kde problematické jsou především části ryby, které lze konzumovat. Akumulace sledovaných kovů se lišila v jednotlivých částech ryb (játra, hlava, kostra, jikry, mlíčí, atd.), vyhodnocení akumulace v jednotlivých částech na základě průměrných koncentrací je v tabulce

Tab.17: Vyhodnocení akumulace jednotlivých kovů v částech ryb

Část ryby	Pořadí akumulace jednotlivých kovů
hlava	Al>>Fe>>Mn>Zn>Cu>>Ni>Cr>Pb>>Cd
játra	Fe>>Al>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
jikry	Fe>>Al>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
kostra	Al>Fe>>Mn>Zn>>Cu>>Pb>Ni>Cr>>Cd
ledviny	Al≈Fe>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
maso bez šupin	Al>>Fe>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
mlíčí	Fe>Al>>Zn>Mn>>Cu>>Ni>Cr>Pb>>Cd
pl. měchýř	Al>Fe>>Zn>Mn>>Cu>>Ni>Cr>Pb>>Cd
ploutve	Al>Fe>Mn>Zn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
slezina	Fe>Al>>Mn>Zn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
srdce	Fe>Al>>Zn>>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
střevo	Fe>Al>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
šupiny	Al>Fe>>Mn>Zn>>Cu>Ni>Pb>Cr>>Cd
trávicí trakt	Fe>Al>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Pb>Cr>>Cd
vnitřnosti	Fe>Al>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
žábra	Al>Fe>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd
žlučník	Al>Fe>>Zn>Mn>>Cu>Ni>Cr>Pb>>Cd

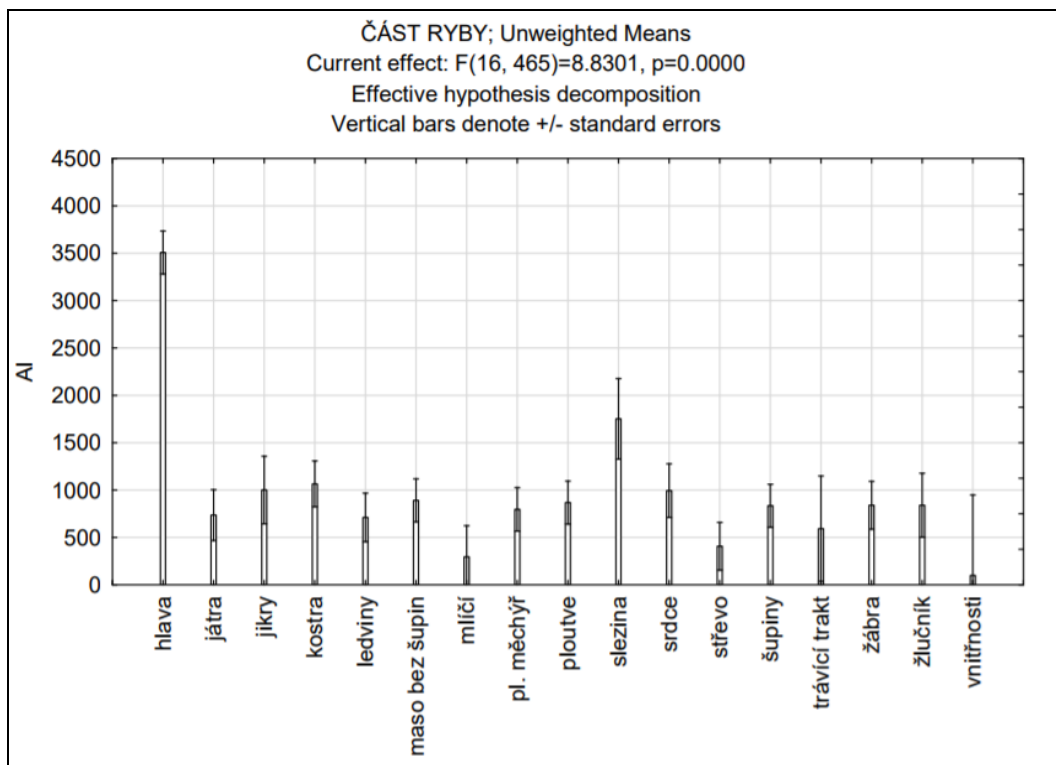
Celkem bylo v této práci prozkoumáno celkem 166 ryb (42ks kapr obecný; 36ks karas stříbrný; 33ks okoun říční; 19ks plotice obecná; 15ks štika obecná; 5ks perlín ostrobřichý; 5ks lín obecný; 3ks hrouzek obecný; 3ks cejnek malý; 2ks amur bílý; 1ks tolstolobik bílý; 1 ks candát obecný). Tyto ryby byly v předúpravě očištěny, vykuchány a rozděleny na celkem 1825 částí (maso bez šupin, hlava, ploutve, šupiny, kostra, slezina, játra, ledviny, srdce, střevo, žluč, pl. měchýř, žábra a mlíčí nebo jikry). V některých případech, pokud byl získaný exemplář malého vzrůstu, nebyla ryba rozdělena na všechny uvedené části, protože by nebylo dosaženo potřebné hmotnosti pro rozklad a analýzu vzorku (v tom případě byly například vnitřnosti rozkládány společně). Koncentrace olova v jednotlivých částech ryb překročila sledovaný limit v celkem 339 případech (všechny části ryby) z toho 68x v kostře; 55x v šupinách; 30x v srdci; 28x ve žlučníku; 22 v pl. měchýři; 21x v žábách; 19x v ploutvích; 19x v játrech; 17x v ledvinách; 16x v hlavě; 15x v maso bez šupin; 13x ve střevě; 4x v trávicím traktu, 4x ve slezině; 3x ve vnitřnostech; 3x v mlíčí a 2x v jikrách. Koncentrace kadmia v jednotlivých částech ryb překročily sledovaný limit v celkem 27 případech (všechny části ryby) z toho 7x ve střevě; 6x v kostře; 5x ve slezině; 4x v žábách; 2x v ledvinách; 2x v šupinách a 1x v játrech. Zatímco kostru, srdce, ledviny, hlavu, pl. měchýř, játra, slezinu, mlíčí, jikry a maso lze považovat za cílové orgány pro ukládání jednotlivých kovů, zvýšené koncentrace v šupinách a v žábách, je lépe přisuzovat spíše povrchové adsorpci. Zvýšené koncentrace ve střevě, v žaludku, v trávicím traktu a sumární koncentrace ve vnitřnostech nám pro změnu ukazují zatížení konzumované potravy.

Ke zjištění cílových orgánů pro akumulaci jednotlivých kovů, byla využita skupina s nejčtenějším sledovaným druhem ryby (Kapr obecný), která byla získána pro tuto práci. Výsledky analýzy provedené v programu STATISTICA 13 jsou uvedeny v tabulce 18.

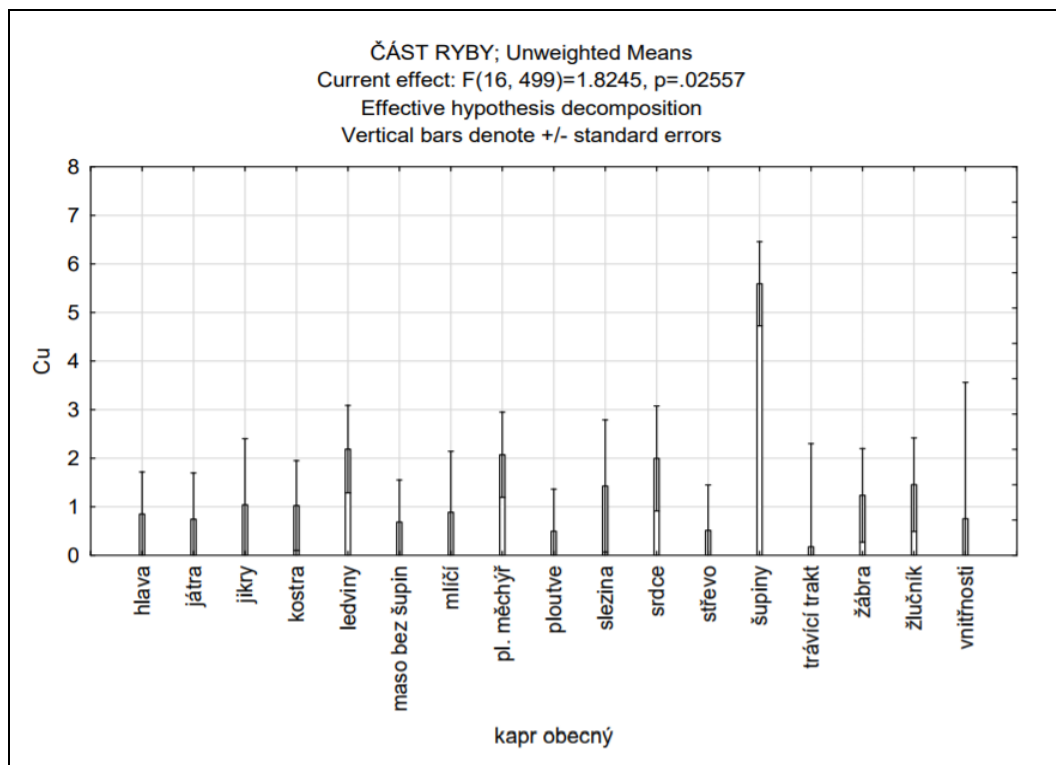
Tab.18: *Vyhodnocené cílové orgány pro akumulaci jednotlivých kovů u druhu Kapr obecný*

Sledovaný kov	Cílové orgány pozorované na skupině Kapr obecný
Al	hlava
Cd	ledviny >> žábra > trávicí trakt
Cr	pl. měchýř>ledviny>žlučník>srdce>žábra>hlava>ploutve
Cu	šupiny>>ledviny
Fe	jikry>>ledviny>srdce>mlíčí>srdce>slezina
Mn	jikry>> mlíčí>hlava>žlučník>šupiny
Ni	pl. měchýř>ledviny>srdce>slezina>střevo
Pb	kostra>>srdce>šupiny>žlučník
Zn	trávicí trakt>žábra>žlučník>srdce

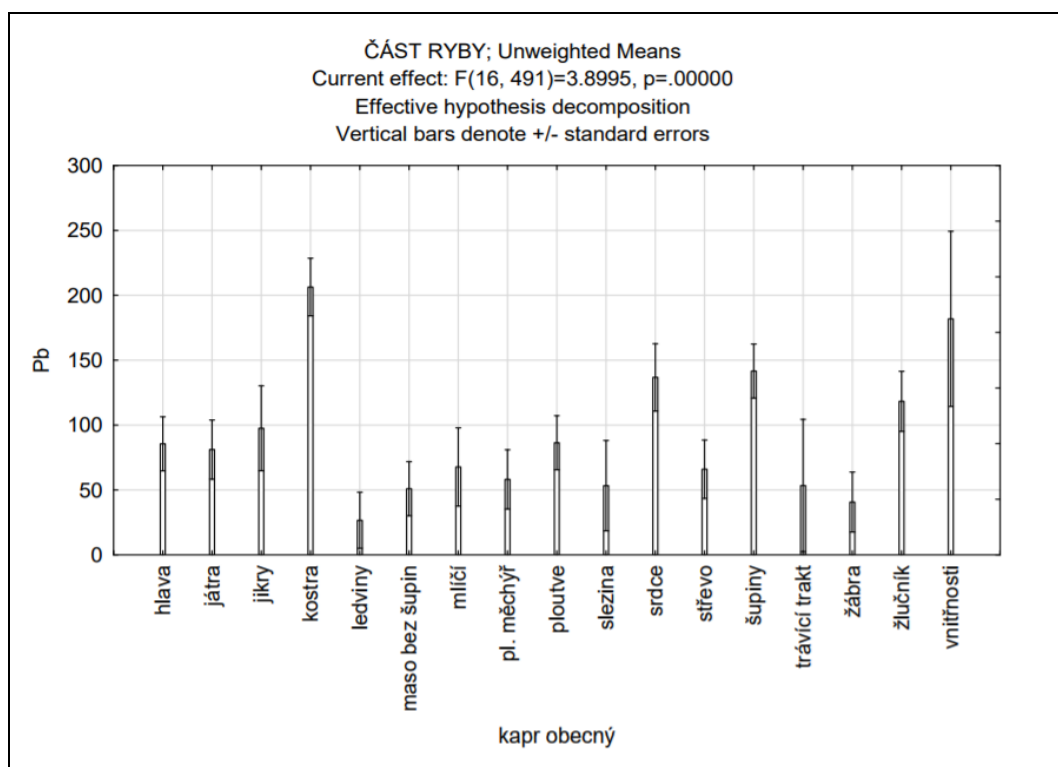
Cílové orgány byly vyhodnoceny na základě analýzy rozptylu provedené v programu STATISTICA 13. Obrázek 68 - Obrázek 70 znázorňují grafický výsledek analýzy rozptylu pro kovy Al, Cu, Pb.



Obrázek 68: Analýza rozptylu pro hliník ve vzorcích kapra obecného



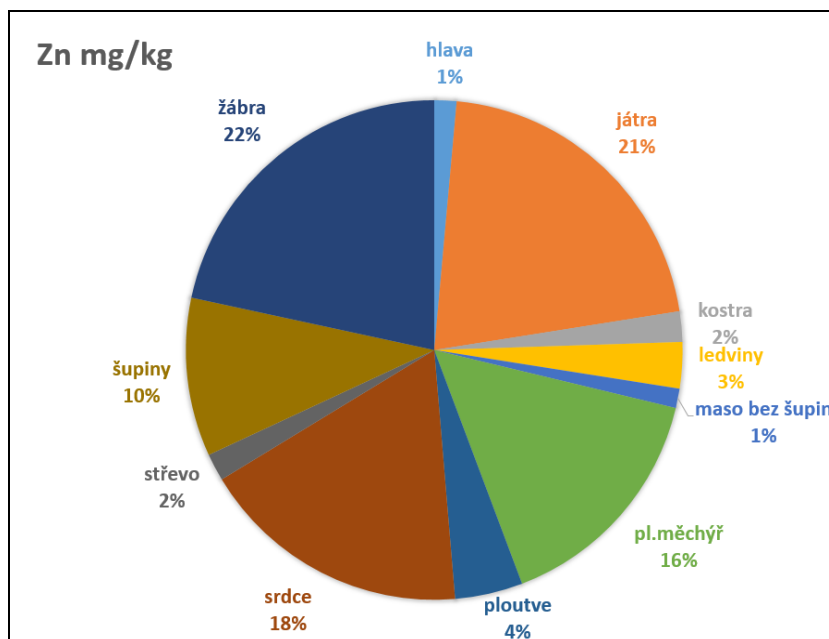
Obrázek 69: Analýza rozptylu pro měď ve vzorcích kapra obecného



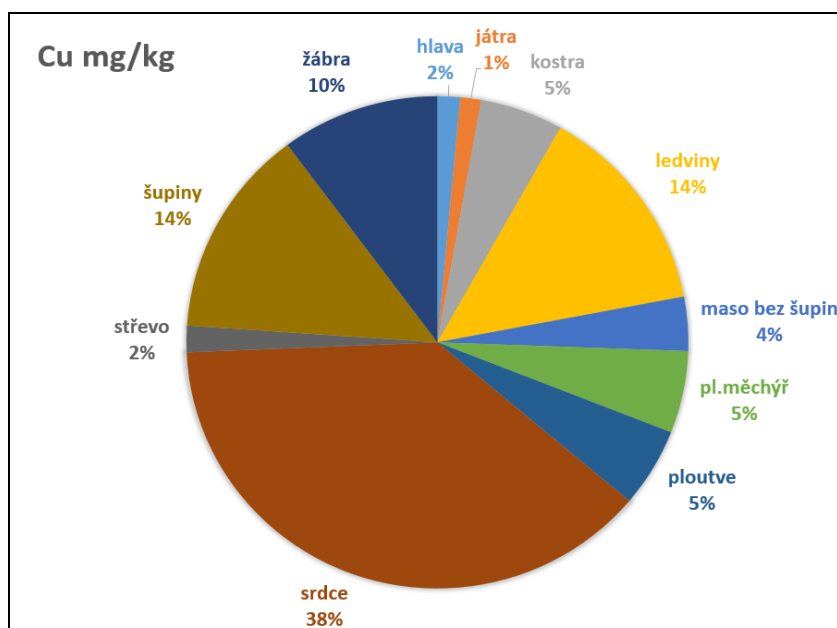
Obrázek 70: Analýza rozptylu pro olovo ve vzorcích kapra obecného

Dále byl vypočten biota-sediment akumulční faktor BSAF pro jednotlivé kovy, jehož výsledky dokáží stanovit, zda dochází k akumulaci kovu z prostředí ve sledovaném organismu. Výsledky BSAF ukázaly především významnou bioakumulaci zinku, pro který BSAF překročilo hodnotu 1 celkem 362x (z toho BSAF=1-2 - 167x; BSAF=2-3 - 75x; BSAF=3-4 - 42x; BSAF=4-5 - 28x; BSAF=5-6 - 18x; BSAF=6-7 - 13x; BSAF=7-8 - 6x; BSAF=8-9 - 7x; BSAF=9-10 - 5x; BSAF>10 - 2x). Dalším kovem, u kterého byla prokázána bioakumulace, byl mangan, pro který hodnoty BSAF překročily hodnotu 1 celkem 149x (z toho BSAF=1-2 - 106x; BSAF=2-3 - 26x; BSAF=3-4 - 13x; BSAF=4-5 - 2x; BSAF=6-7 - 1x; BSAF>7 - 1x). BSAF prokazující bioakumulaci kovů v organismu tedy větší než 1, byly u ostatních kovů zjištěny jen v několika málo případech BSAF<sub>Cd</sub> > 1 celkem 11x; BSAF<sub>Al</sub> > 1 celkem 10x; BSAF<sub>Cu</sub> > 1 celkem 7x. U zbylých kovů (Ni, Fe, Cr a Pb) nebyla prokázána bioakumulace z prostředí výpočtem BSAF.

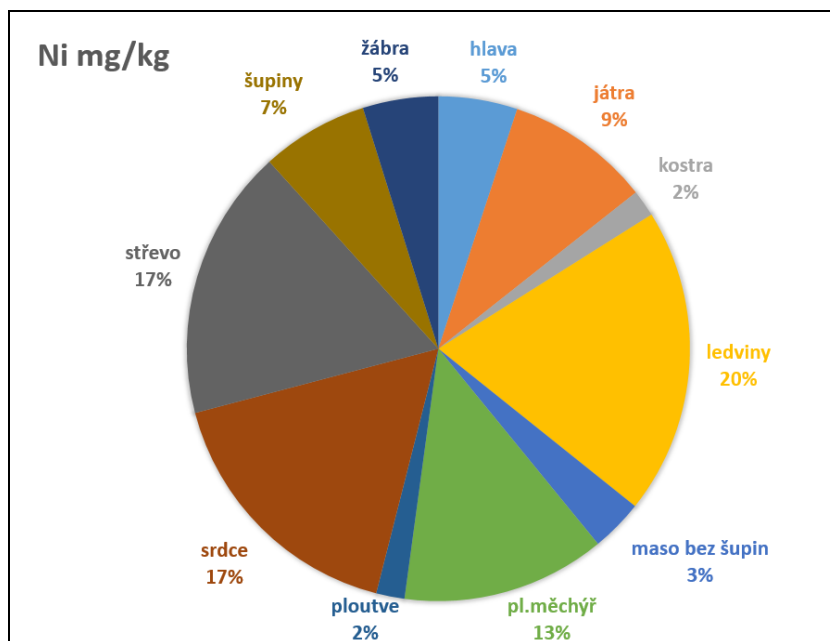
Pro lepší pochopení ukládání jednotlivých kovů v různých částech těla ryb, bylo procentuální zastoupení jednotlivých kovů v těchto částech vyneseno do koláčových grafů (Obrázek 71 - Obrázek 79). Vzhledem k rozsáhlosti tohoto kroku je uveden pouze jediný příklad (Kapr obecný, nádrž Motolský rybník R1, 2010).



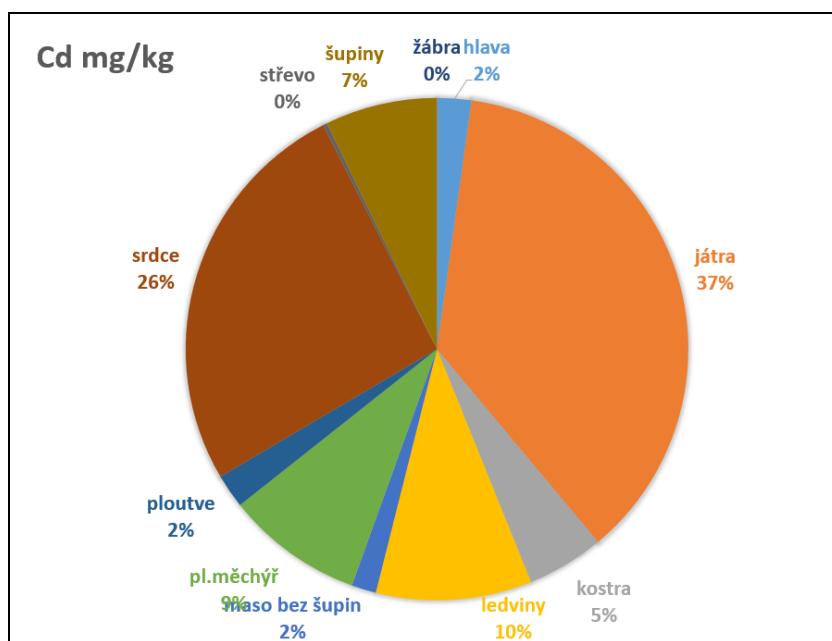
Obrázek 71: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací zinku v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1



Obrázek 72: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací mědi v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1

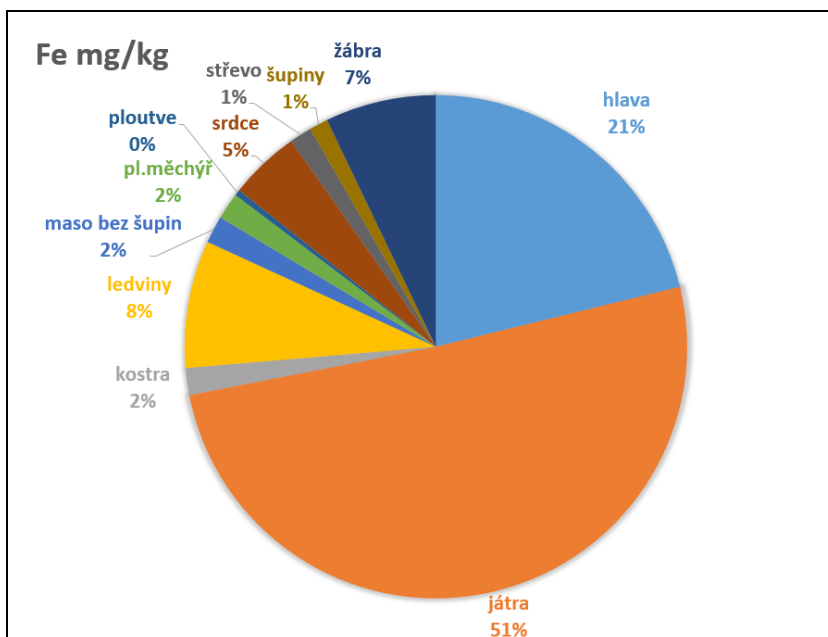


Obrázek 73: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací niklu v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1

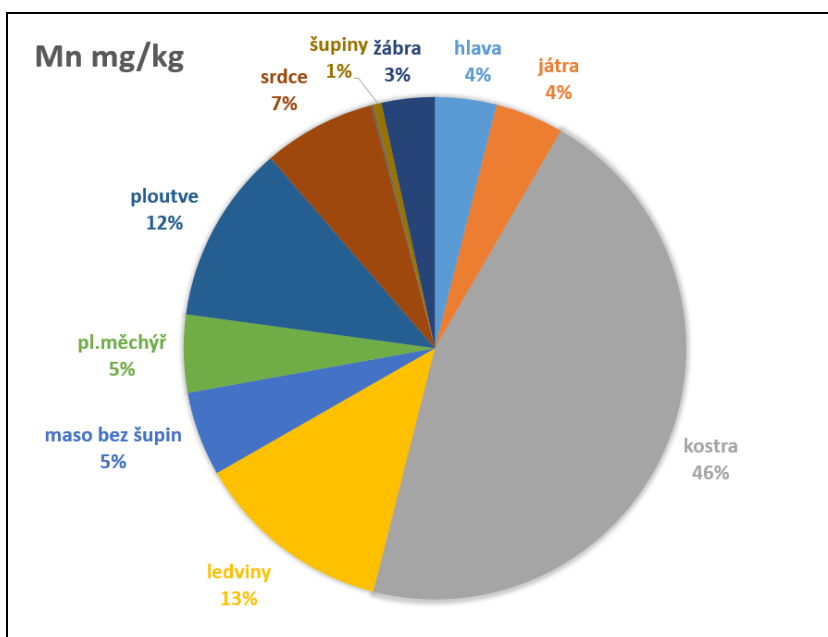


Obrázek 74: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací kadmia v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1

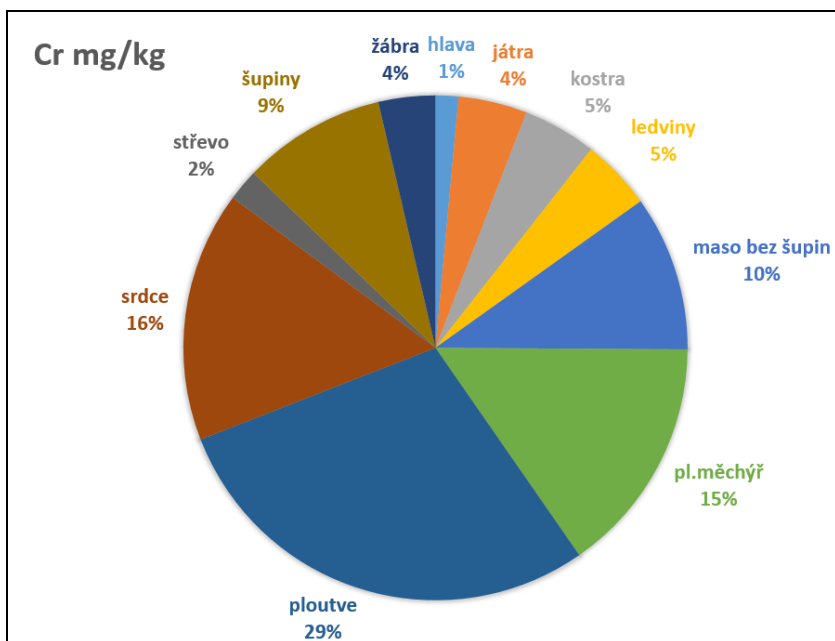




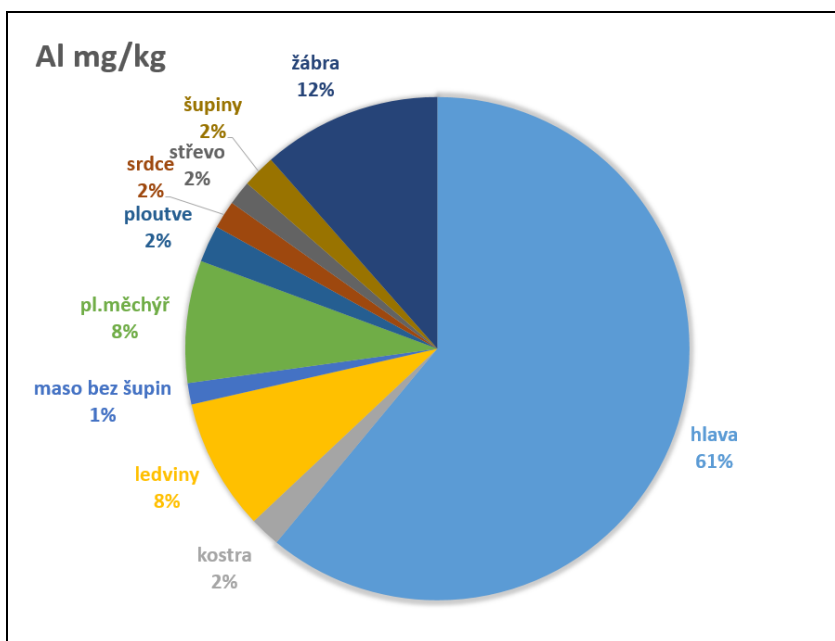
Obrázek 75: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací železa v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka RI



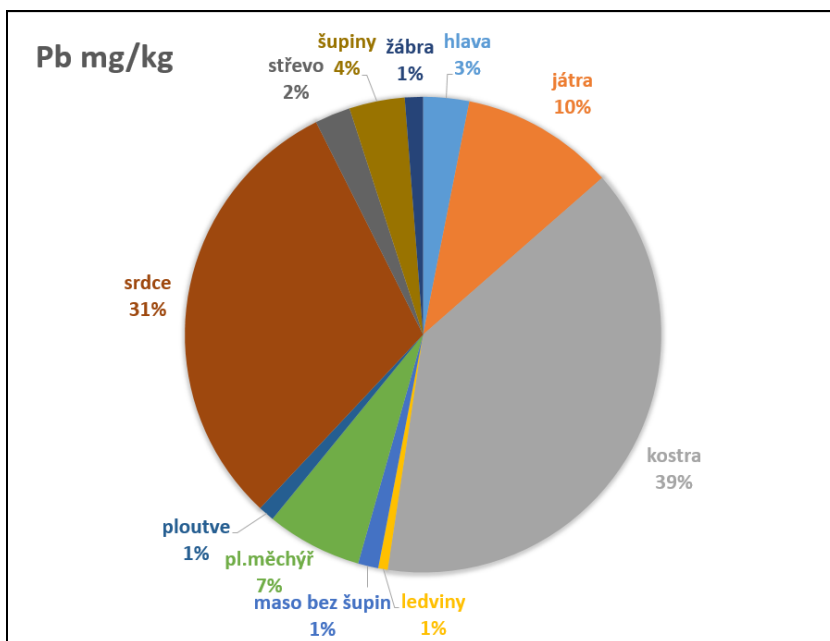
Obrázek 76: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací manganu v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka RI



Obrázek 77: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací chromu v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1



Obrázek 78: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací hliníku v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1

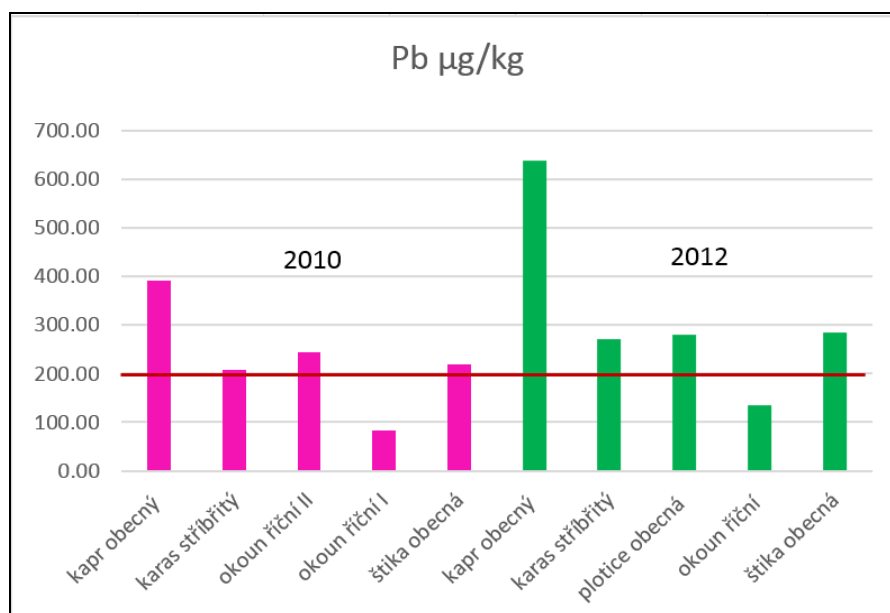


Obrázek 79: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací olova v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1

### 5.3.1. Soustava Hájeckého potoka

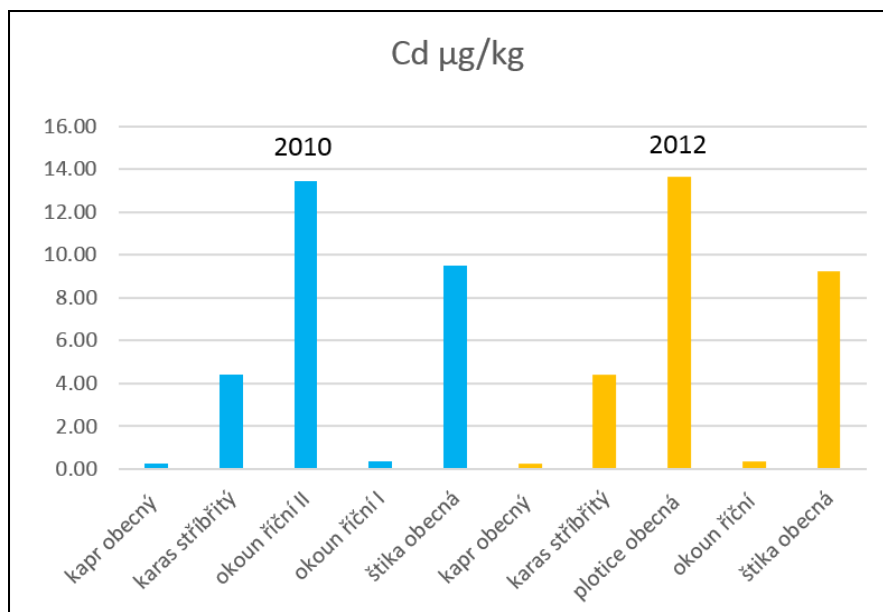
Vzorky ryb ze soustavy nádrží vybudovaných na Hájeckém potoce byly získány pouze z nádrže umístěné nejnižší v soustavě tedy RN Hájecká R3. Tato nádrž je jediná ze soustavy, která je obhospodařována tzv. extenzivním rybochovem a každým rokem je na ní prováděn podzimní výlov. Vzorky ryb byly získány pouze v letech 2010 a 2012, protože v roce 2011 byla na této nádrži prováděna revitalizace. Celkem bylo získáno 10 exemplářů ryb (5ks v roce 2010 a 5ks v roce 2012). Znepokojivým zjištěním bylo, že získané ryby z obou let (2010, 2012) prokázaly silné zatížení této nádrže olovem, celkem byly zvýšené koncentrace, nevyhovující sledovanému limitu, nalezeny v 59 vzorcích (z toho 8x v kostře; 8x v ledvinách; 8x v mase bez šupin; 8x v šupinách; 4x v žábrech; 5x ve žlučníku; 4x v pl. měchýři; 4x v hlavě; 3x v ploutvích; 2x ve střevě; 2x ve slezině; 1x v srdci; 1x v játrech a 1x v mlíči). Zvýšené koncentrace olova v kostře a v ledvinách dokazují stanovené cílové orgány pro olovo. Zvýšené koncentrace olova byly prokázány také ve vzorcích sedimentu v letech 2010 a 2013 (rok 2012 pouze některé frakce). Vzhledem ke skutečnosti, že se jedná o značně toxický kov nejen pro vodní organismy, ale také pro člověka, jsou výsledky na této nádrži značně znepokojivé. Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci zinku v získaných organismech. U ostatních kovů (Mn, Ni, Fe, Cr, Pb) buď výpočet neprokázal

bioakumulaci z prostředí (hodnoty BSAF nižší než 1), nebo byly hodnoty BSAF vyšší než 1 pouze v ojedinělých případech (Cd, Cu, Al). Obrázek 80 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb.



Obrázek 80: Koncentrace olova v mase ryb z nádrže RN Hájecká R3

Dále byly ve 4 vzorcích nalezeny koncentrace kadmia překračující sledovaný limit, ve všech případech se jednalo o vzorky střeva, což spíše než na cílový orgán ukazuje na zatížení potravy kadmii. Jednalo se o dvě štiky z let 2010 a 2012 (dravá ryba) a o dva karase stříbřité opět z let 2010 a 2012 (všežravá ryba - jsou schopni žít se jak planktonními organismy, tak i bentosem, řasami, částí vyšších rostlin a detritem). Obrázek 81 znázorňuje koncentrace kadmia ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb. Z grafu je patrné, že koncentrace kadmia v mase ryb nepřekročily ani v jednom případě sledovaný limit (50µg/l) EU 466/2001.

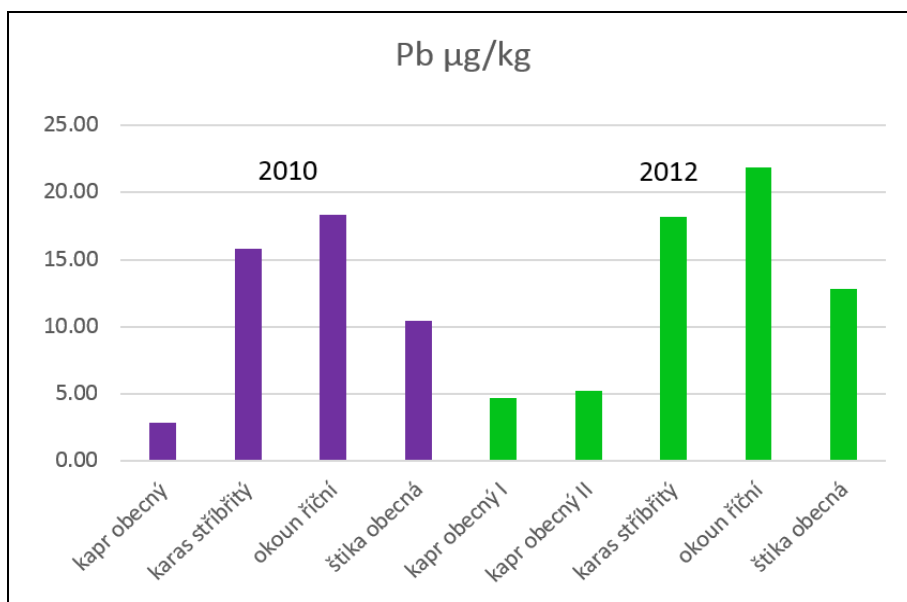


Obrázek 81: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrže RN Hájecká R3

### 5.3.2. Soustava Milíčovského potoka

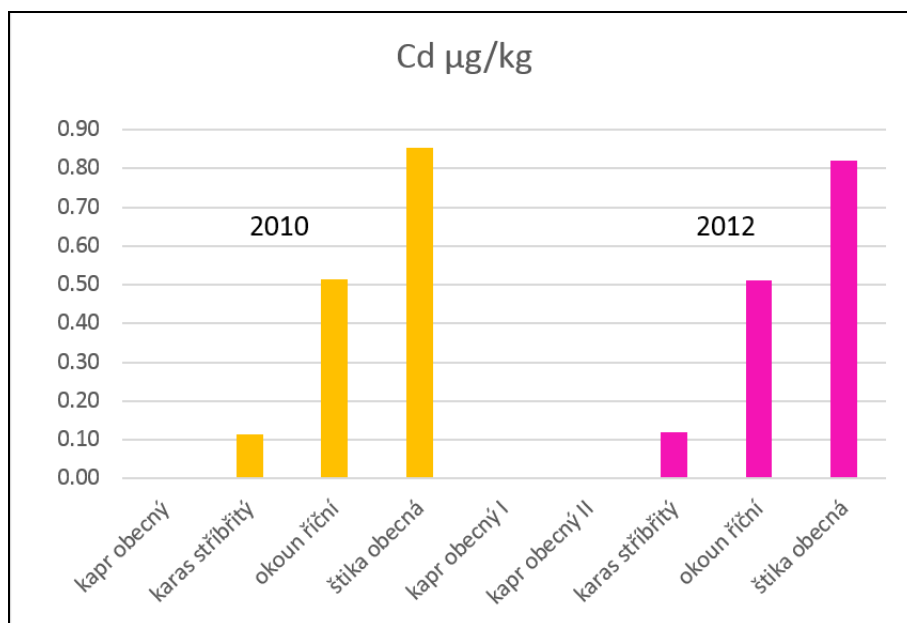
Vzorky ryb ze soustavy nádrží vybudovaných na Milíčovském potoce byly získány pouze z nádrže umístěné nejnižší v soustavě tedy RN R4 Milíčov. Tato nádrž je jediná ze soustavy, která je obhospodařována tzv. extenzivním rybochovem a každým rokem je na ní prováděn podzimní výlov. Výše položené nádrže (Milíčovský rybník, rybník Kančík, rybník Homolka) se nacházejí na území přírodní památky Milíčovský les a rybníky neslouží pro chov ryb, další v řadě rybník Vrah je soukromým rybářským revírem, z toho důvodu nebylo možné získat vzorky ryb ani z této nádrže. Vzorky ryb byly získány pouze v letech 2010 a 2012. Celkem bylo získáno 9 exemplářů ryb (4ks v roce 2010 a 5ks v roce 2012). Získané ryby z obou let (2010, 2012) prokázaly zatížení této nádrže olovem, celkem byly zvýšené koncentrace, nevyhovující sledovanému limitu, nalezeny ve 12 vzorcích (z toho 4x v kostře; 3x v šupinách; 1x v žábrech; 1x ve žlučníku; 1x v srdci; 1x v játrech a 1x v trávicím traktu). Zvýšené koncentrace olova byly prokázány také ve vzorcích sedimentu v letech 2010 a 2011. Vzhledem ke skutečnosti, že se jedná o značně toxický kov nejen pro vodní organismy, ale také pro člověka, jsou výsledky na této nádrži značně znepokojivé. Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci zinku a manganu v získaných organismech. U ostatních kovů (Mn, Ni, Fe, Cr, Pb) výpočet neprokázal bioakumulaci z prostředí (hodnoty

BSAF nižší než 1). Obrázek 82 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb.



Obrázek 82: Koncentrace olova v mase ryb z nádrže RN R4 Milíčov

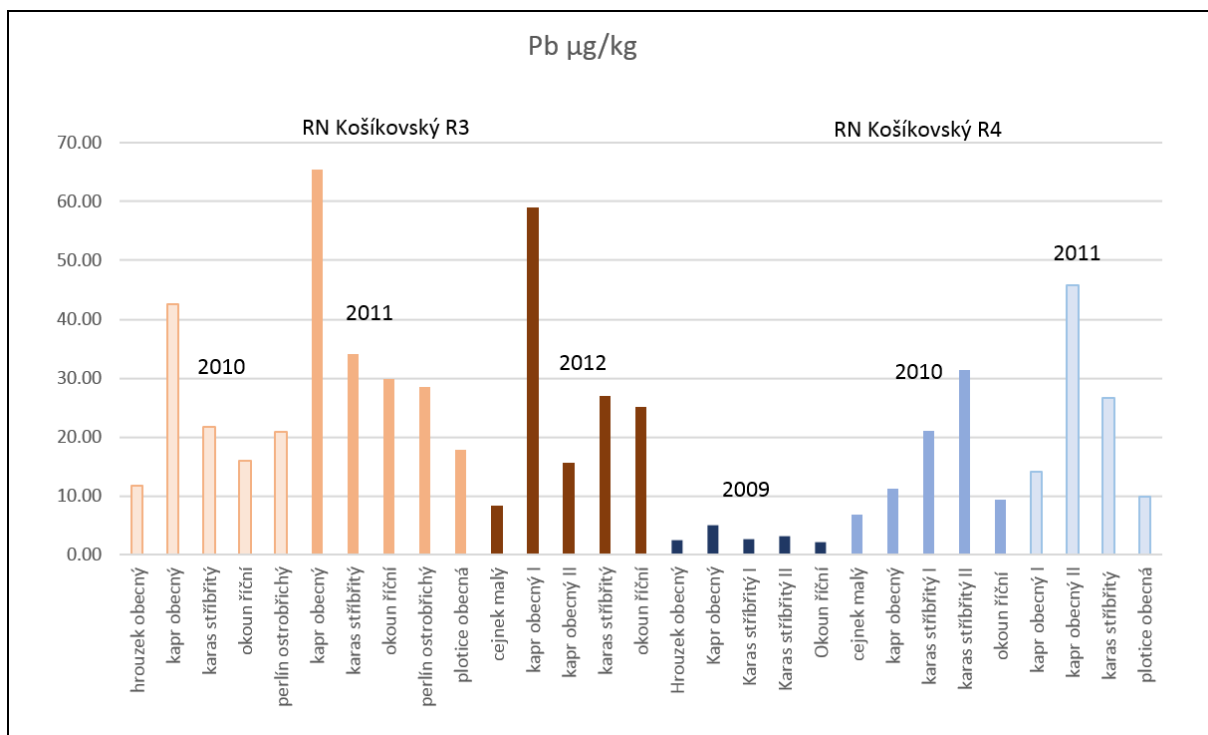
Koncentrace kadmia v získaných vzorcích ryb ani v jednom případě nepřekročily sledovaný limit. Obrázek 83 znázorňuje zjištěné koncentrace kadmia v mase jednotlivých druhů ryb. Chybějící hodnoty znázorňují koncentrace pod detekčním limitem.



Obrázek 83: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrže RN R4 Milíčov

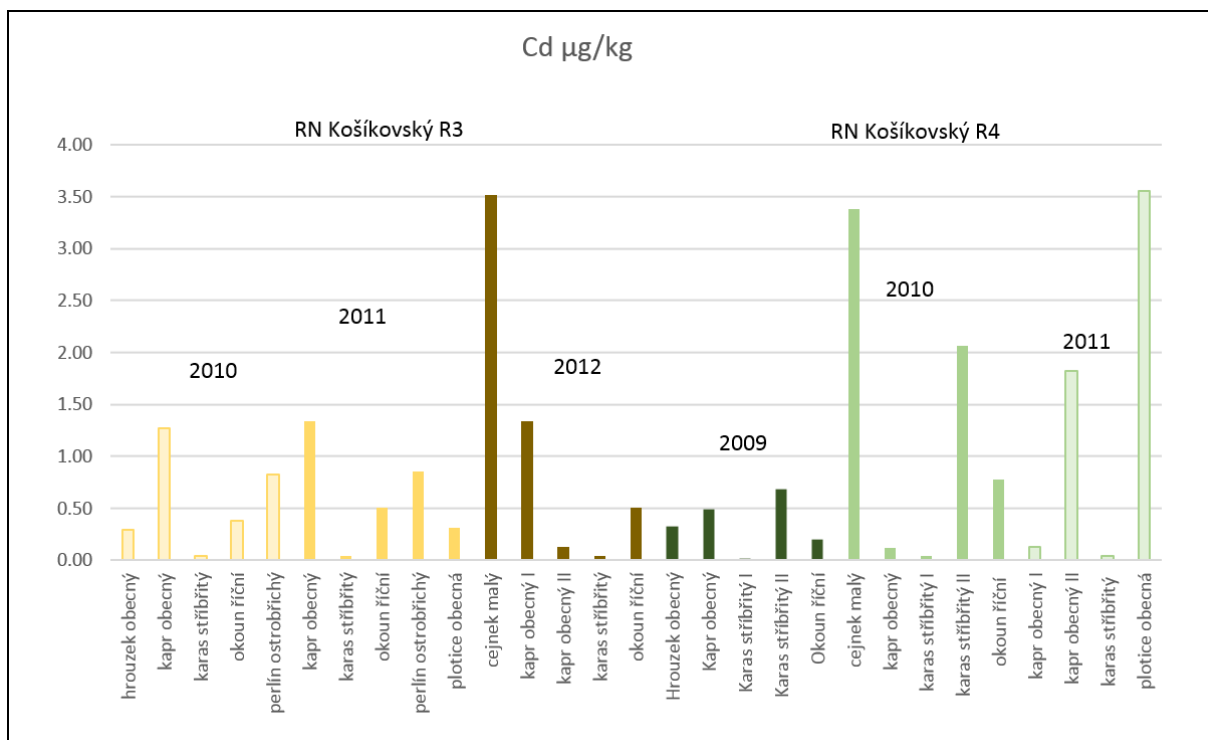
### 5.3.3. Soustava Košíkovského potoka

Vzorky ryb ze soustavy nádrží vybudovaných na Košíkovském potoce byly získány z obou nádrží této soustavy (RN Košíkovský R3 a RN Košíkovský R4). Vzorky ryb byly získány v letech 2009 (RN Košíkovský R4); 2010 (obě nádrže); 2011 (obě nádrže); 2012 (RN Košíkovský R3). Celkem bylo získáno 30 exemplářů ryb z obou nádrží po 15 exemplářích. Získané ryby ze všech let prokázaly zatížení obou nádrží olovem, celkem byly zvýšené koncentrace, nevyhovující sledovanému limitu, nalezeny v 54 vzorcích z nádrže RN Košíkovský R3 (z toho 15x v šupinách; 8x v kostře; 6x v ploutvích; 5x ve střevě; 4x v játrech; 4x v pl. měchýři; 4x ve žlučníku; 3x v trávicím traktu; 2x v hlavě; 2x v ledvinách; 2x v žábrech; 1x v jikrách) a ve 36 vzorcích z nádrže RN Košíkovský R4 (z toho 10x v šupinách; 6x v kostře; 5x v hlavě; 4x v pl. měchýři; 3x v ploutvích; 2x v srdci; 2x ve střevě; 1x v trávicím traktu; 2x v žlučníku a 1x v ledvinách). Zvýšené koncentrace olova byly prokázány také ve vzorcích sedimentu ve všech letech na nádrži RN Košíkovský R3 a v ojedinělých případech v roce 2013 v jednotlivých frakcích také v nádrži RN Košíkovský R4. Vzhledem ke skutečnosti, že se jedná o značně toxický kov nejen pro vodní organismy, ale také pro člověka, jsou výsledky na této nádrži značně znepokojivé. Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci zinku v získaných organismech. U ostatních kovů (Mn, Ni, Fe, Cr, Pb, Cu) buď výpočet neprokázal bioakumulaci z prostředí (hodnoty BSAF nižší než 1), nebo byly hodnoty BSAF vyšší než 1 pouze v ojedinělých případech (Cd a Al). Obrázek 84 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb, ve kterých nebyl sledovaný limit překročen ani v jednom z 30 případů.



Obrázek 84: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě Košíkovského potoka

Koncentrace kadmia v získaných vzorcích ryb překročily v 7 případech sledovaný limit (z toho 2x v kostě; 2x v ledvinách; 3x v žábřácích). Obrázek 85 znázorňuje zjištěné koncentrace kadmia v mase jednotlivých druhů ryb, kde nedošlo k překročení sledovaného limitu ani v jednom případě.

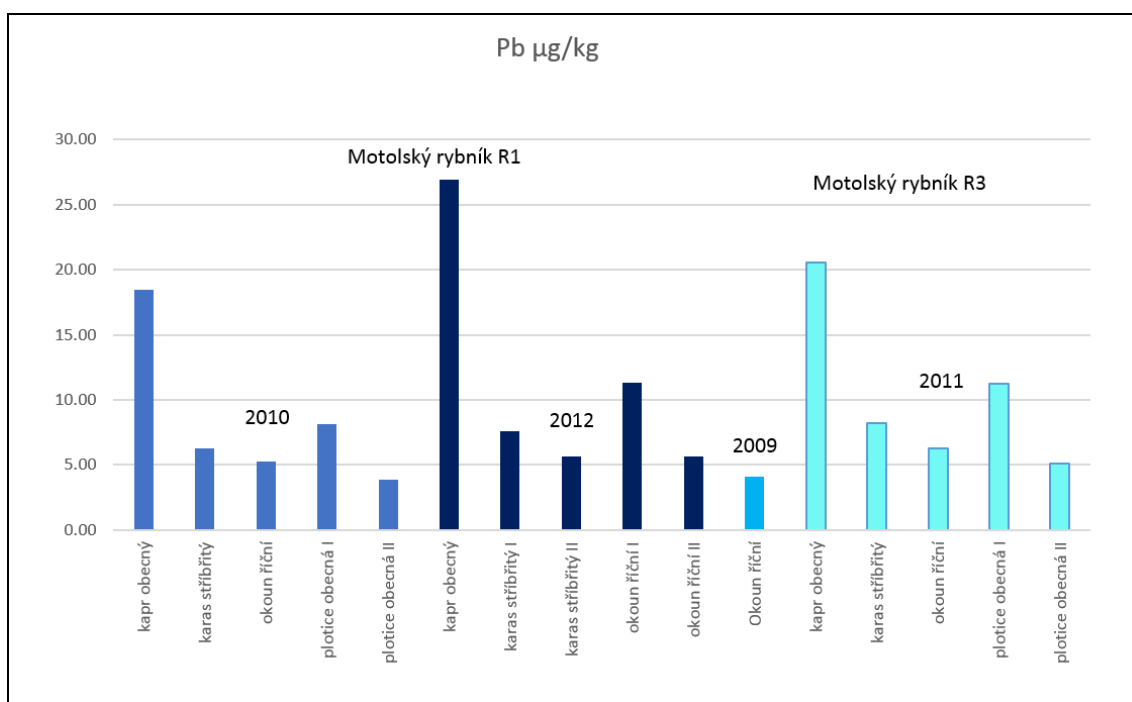


Obrázek 85: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě Košíkovského potoka



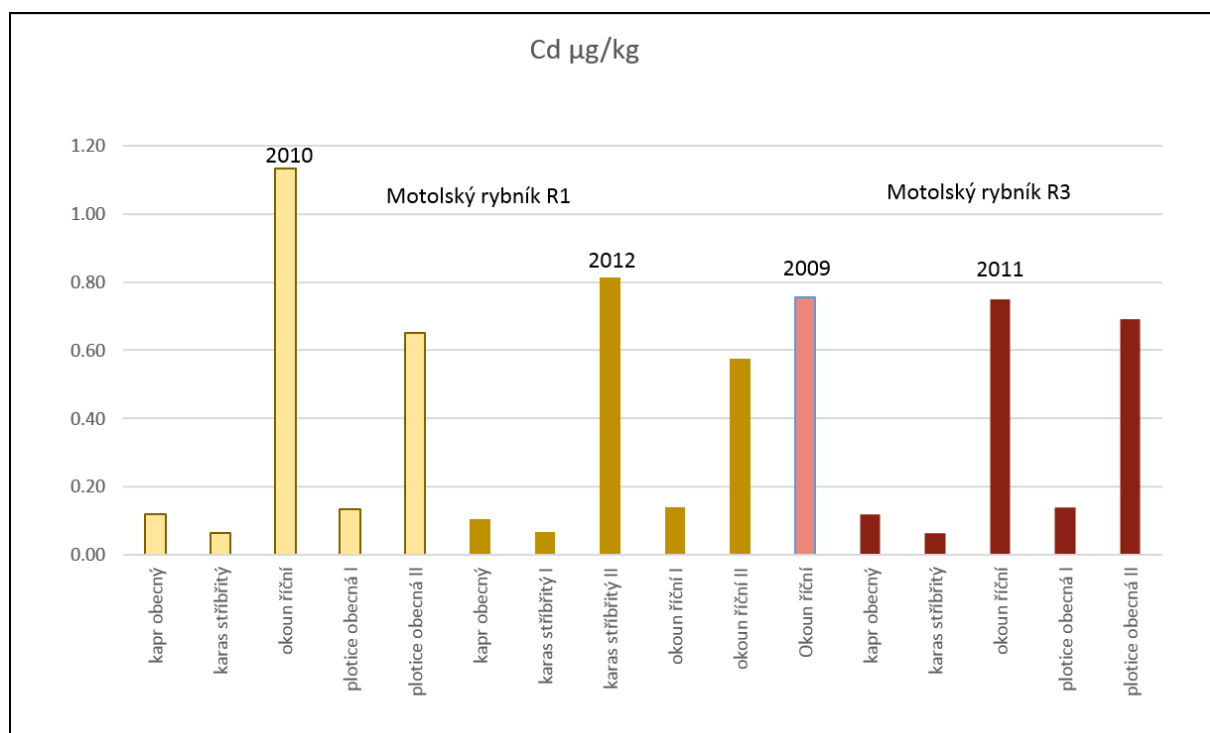
### 5.3.4. Soustava Motolského potoka

Vzorky ryb ze soustavy nádrží vybudovaných na Motolském potoce byly získány ze dvou nádrží této soustavy (Motolský rybník R1 a Motolský rybník R3). Vzorky ryb byly získány v letech 2009 (Motolský rybník R3); 2010 (Motolský rybník R1); 2011 (Motolský rybník R3); 2012 (Motolský rybník R1). Celkem bylo získáno 16 kusů ryb, z nádrže Motolský R1 10 kusů a z nádrže Motolský rybník R3 6 kusů. Získané ryby prokázaly zatížení této soustavy olovem, celkem byly zvýšené koncentrace, nevyhovující sledovanému limitu, nalezeny v 21 vzorcích z nádrže Motolský rybník R1 (z toho 5x v kostře; 5x v žábrech; 4x v srdci; 2x v šupinách; 2x v játrech; 2x v pl. měchýři; 1x v hlavě) a v 9 vzorcích z nádrže Motolský rybník R3 (z toho 1x v žábrech; 2x v srdci; 3x v šupinách; 2x v játrech; 1x v pl. měchýři). Zvýšené koncentrace olova byly prokázány také ve vzorcích sedimentu ve všech letech s výjimkou roku 2013 na nádrži Motolský rybník R3. Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci zinku v rybách. U ostatních kovů (Ni, Fe, Cr, Pb, Cd, Cu, Al) buď výpočet neprokázal bioakumulaci z prostředí (hodnoty BSAF nižší než 1), nebo byly hodnoty BSAF vyšší než 1 pouze v ojedinělých případech (Mn). Obrázek 86 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb, ve kterých nebyl sledovaný limit překročen ani v jednom z 16 případů.



Obrázek 86: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě Motolského potoka

Koncentrace kadmia v získaných vzorcích ryb nepřekročily sledovaný limit ani v jediném případě. Obrázek 87 znázorňuje zjištěné koncentrace kadmia v maso jednotlivých druhů ryb.

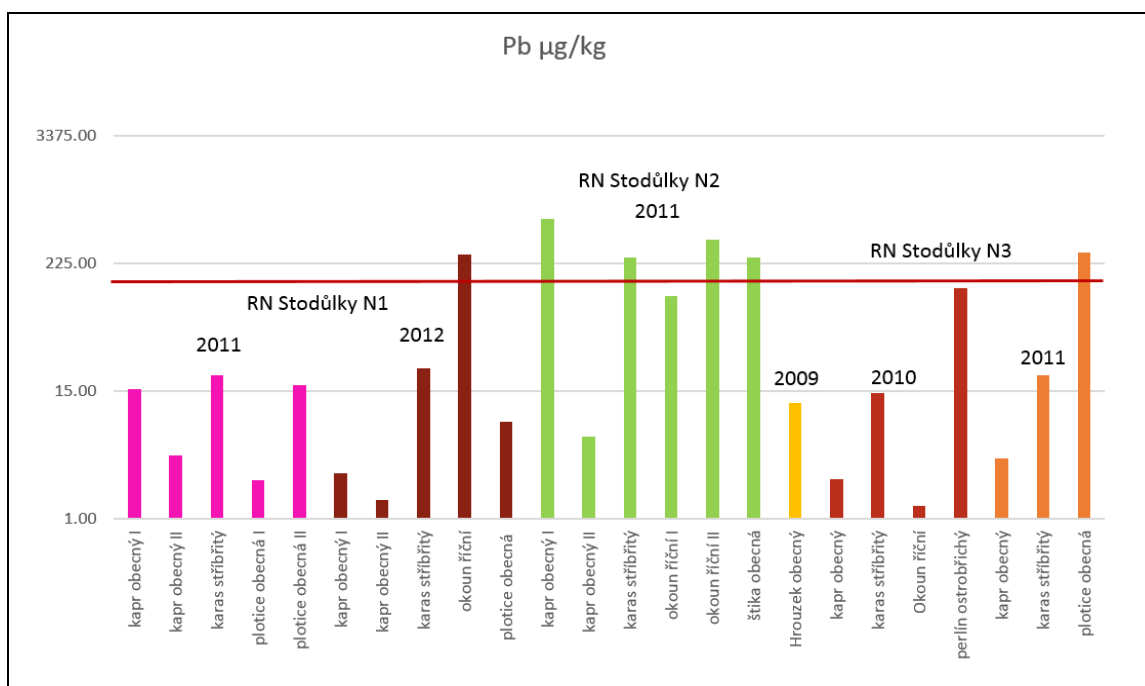


Obrázek 87: Koncentrace kadmia v maso ryb z nádrží v soustavě Motolského potoka

### 5.3.5. Soustava Prokopského potoka

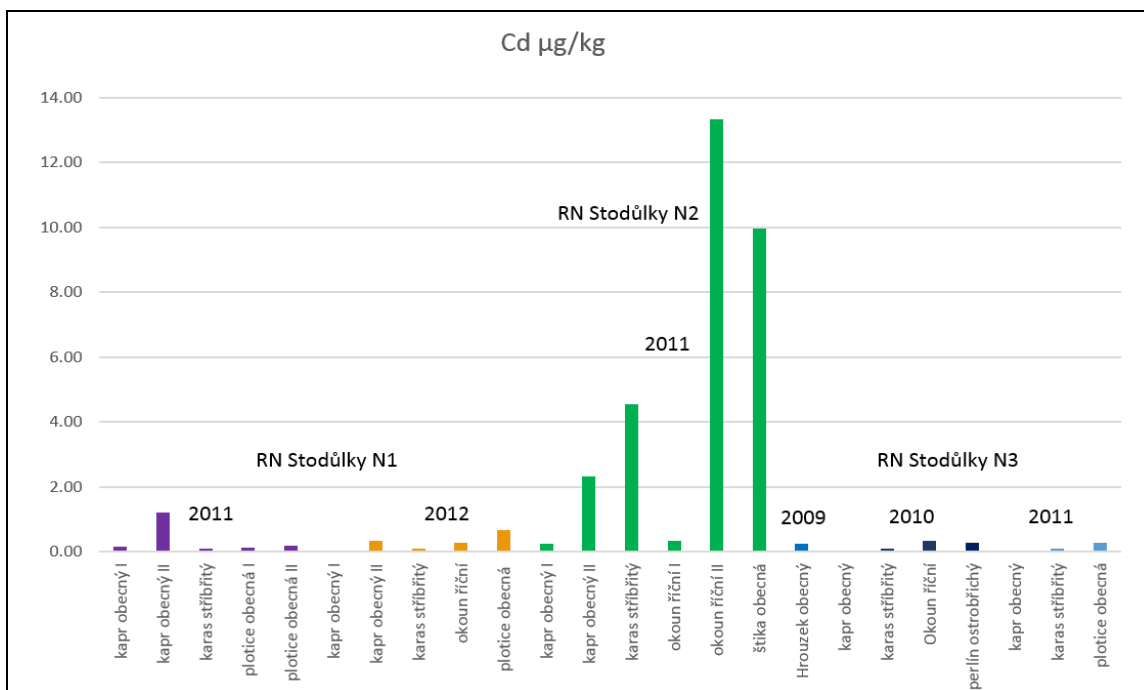
Vzorky ryb ze soustavy nádrží vybudovaných na Prokopském potoce byly získány ze všech nádrží této soustavy (RN Stodůlky N1, RN Stodůlky N2 a RN Stodůlky N3). Vzorky ryb byly získány v letech 2009 (RN Stodůlky N3); 2010 (RN Stodůlky N3); 2011 (RN Stodůlky N1, RN Stodůlky N2 a RN Stodůlky N3); 2012 (RN Stodůlky N1). Celkem bylo získáno 25 exemplářů ryb, z nádrže RN Stodůlky N1 10 exemplářů, z nádrže RN Stodůlky N2 6 exemplářů a z nádrže RN Stodůlky N3 9 exemplářů. Získané ryby prokázaly zatížení této soustavy olovem, celkem byly zvýšené koncentrace, nevyhovující sledovanému limitu, nalezeny ve 3 vzorcích z nádrže RN Stodůlky N1 (z toho 1x v ploutvích; 1x ve střevě a 1x maso bez šupin), ve 30 vzorcích z nádrže RN Stodůlky N2 (z toho 5x v šupinách, 4x maso bez šupin, 3x v hlavě, 3x v kostře, 3x v ledvinách, 2x v pl. měchýři, 2x v ploutvích, 2x ve žlučníku 1x v játrech, 1x v mliči, 1x ve slezině, 1x v srdci, 1x ve střevě, 1x v žábrech) a ve 4 vzorcích z nádrže RN Stodůlky N3 (z toho 3x v kostře a 1x v maso bez šupin). Výsledky ukazují na významné zatížení především nádrže RN Stodůlky N2. Zvýšené koncentrace olova

byly v ojedinělých případech prokázány také ve vzorcích sedimentu v nádržích RN Stodůlky N1 a RN Stodůlky N3, což neodpovídá zatížení soustavy dle získaných vzorků ryb. Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci manganu a zinku. U ostatních kovů (Ni, Fe, Cr, Pb a Al) buď výpočet neprokázal bioakumulaci z prostředí (hodnoty BSAF nižší než 1), nebo byly hodnoty BSAF vyšší než 1 pouze v ojedinělých případech (Cd a Cu). Obrázek 88 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb, ve kterých byl sledovaný limit překročen v 6 případech z 37.



Obrázek 88: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě Prokopského potoka

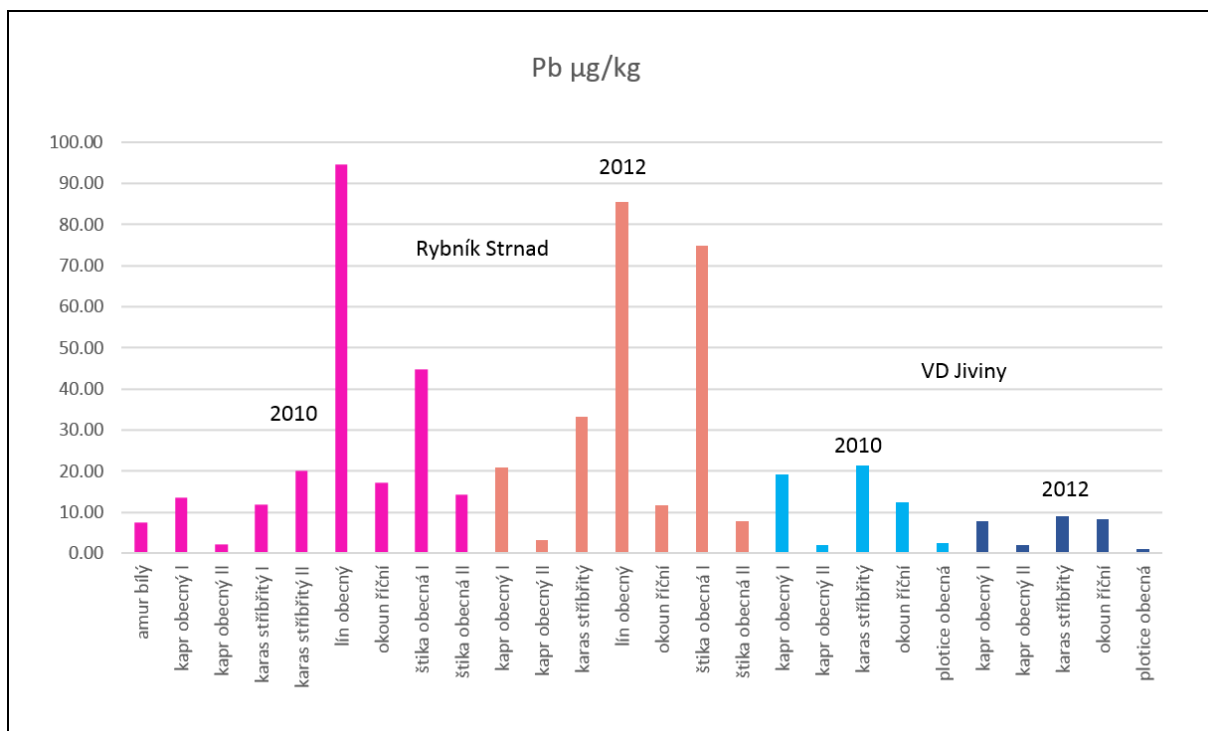
Koncentrace kadmia v získaných vzorcích ryb překročily celkem 3x sledovaný limit. Z toho 1x v kostře (RN Stodůlky N1) a 2x ve střežě (RN Stodůlky N2). Obrázek 89 znázorňuje zjištěné koncentrace kadmia v mase jednotlivých druhů ryb, které sledovaný limit nepřekročily ani v jednom případě.



Obrázek 89: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě Prokopského potoka

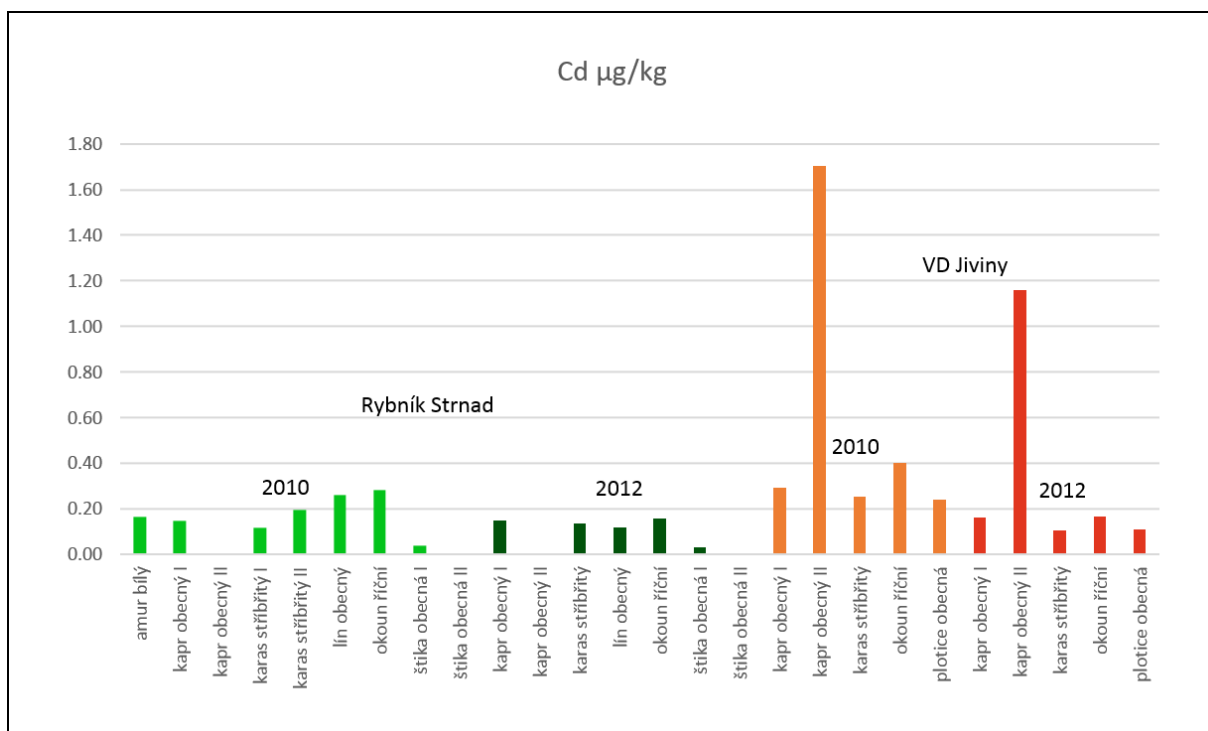
### 5.3.6. Soustava Litovecko-Šáreckého potoka

Vzorky ryb ze soustavy nádrží vybudovaných na Litovecko-Šáreckém potoce byly získány z obou sledovaných nádrží (rybník Strnad a VD Jiviny). Vzorky ryb byly získány v letech 2010 a 2012. Celkem bylo získáno 26 exemplářů ryb, z nádrže Strnad 16 exemplářů a z nádrže VD Jiviny 10 exemplářů. Získané ryby prokázaly zatížení olovem především u nádrže Strnad, kde došlo ve vzorcích ryb k překročení sledovaného limitu v 35 případech (z toho 10x v kostře, 6x v srdci, 5x v šupinách, 4x v játrech, 4x ve žlučníku, 3x v žábkách, 2x ve vnitřnostech, 1x v pl. měchýři). V nádrži VD Jiviny pak došlo k překročení sledovaného limitu v 8 případech (z toho 4x v kostře, 2x ve střevě, 1x v ploutvích, 1x v srdci) celkem tedy v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka nevyhovělo 43 koncentrací. Zvýšené koncentrace olova byly v ojedinělých případech prokázány také ve vzorcích sedimentu v obou nádržích (především v jednotlivých frakcích). Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci manganu a zinku. U ostatních kovů (Ni, Fe, Cr, Pb, Cu a Al) buď výpočet neprokázal bioakumulaci z prostředí (hodnoty BSAF nižší než 1), nebo byly hodnoty BSAF vyšší než 1 pouze v ojedinělých případech (Cd). Obrázek 90 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb z nádrží v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka, ve kterých nebyl sledovaný limit překročen ani v jednom z případů.



Obrázek 90: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka

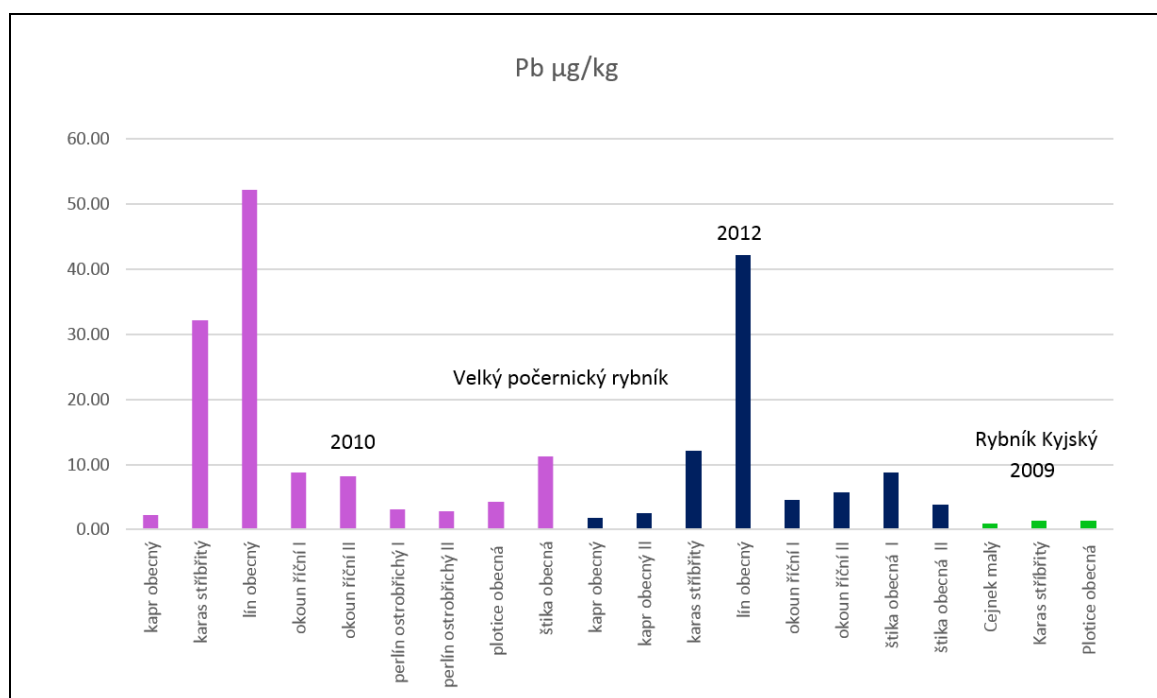
Koncentrace kadmia v získaných vzorcích ryb překročily celkem 5x sledovaný limit. Z toho 2x ve slezině (rybník Strnad) a 2x ve střevě a 1x ve slezině (VD Jiviny). Obrázek 91 znázorňuje zjištěné koncentrace kadmia v mase jednotlivých druhů ryb, které sledovaný limit nepřekročily ani v jednom případě.



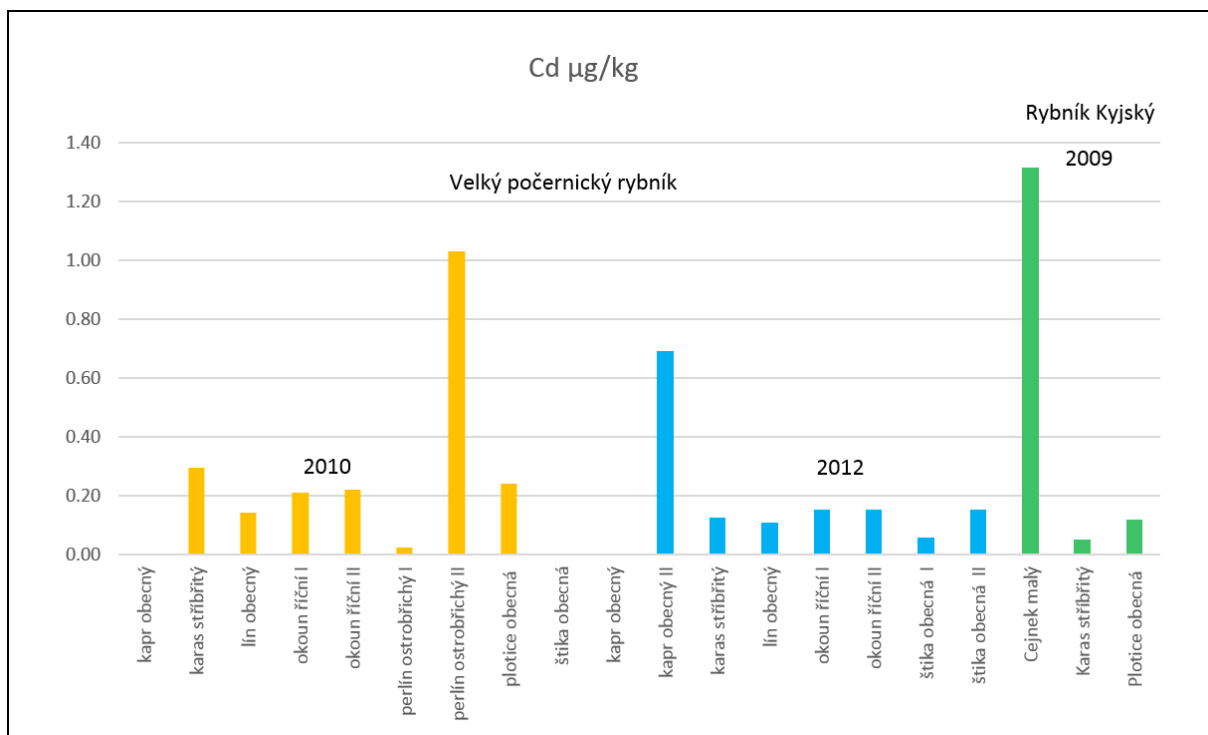
Obrázek 91: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka

## Soustava nádrží na Rokytcce

Vzorky ryb ze soustavy nádrží vybudovaných na Rokytcce byly získány z obou nádrží této soustavy (Velký Počernický rybník a Kyjský rybník). Vzorky ryb byly získány v letech 2009 (Kyjský rybník) a v letech 2010 a 2012 (Velký Počernický rybník). Celkem bylo získáno 20 exemplářů ryb, z Velkého Počernického rybníka bylo získáno 17 kusů ryb a z Kyjského rybníka 3. Získané ryby prokázaly zatížení olovem pouze u Velkého Počernického rybníka, kde došlo ve vzorcích ryb k překročení sledovaného limitu v 13 případech (z toho 9x v kostře a 4x v srdci). Zvýšené koncentrace olova byly zjištěny také ve všech případech vzorků v celkovém sedimentu i v jednotlivých frakcích v obou nádržích. Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci manganu a zinku v získaných organismech, pouze ve Velkém Počernickém rybníku. U ostatních kovů (Ni, Fe, Cr, Pb, Cd, Cu a Al) výpočet neprokázal bioakumulaci z prostředí (hodnoty BSAF nižší než 1). Obrázek 92 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb z nádrží v soustavě na Rokytcce, ve kterých nebyl sledovaný limit překročen ani v jednom z případů.



Obrázek 92: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě na Rokytcce

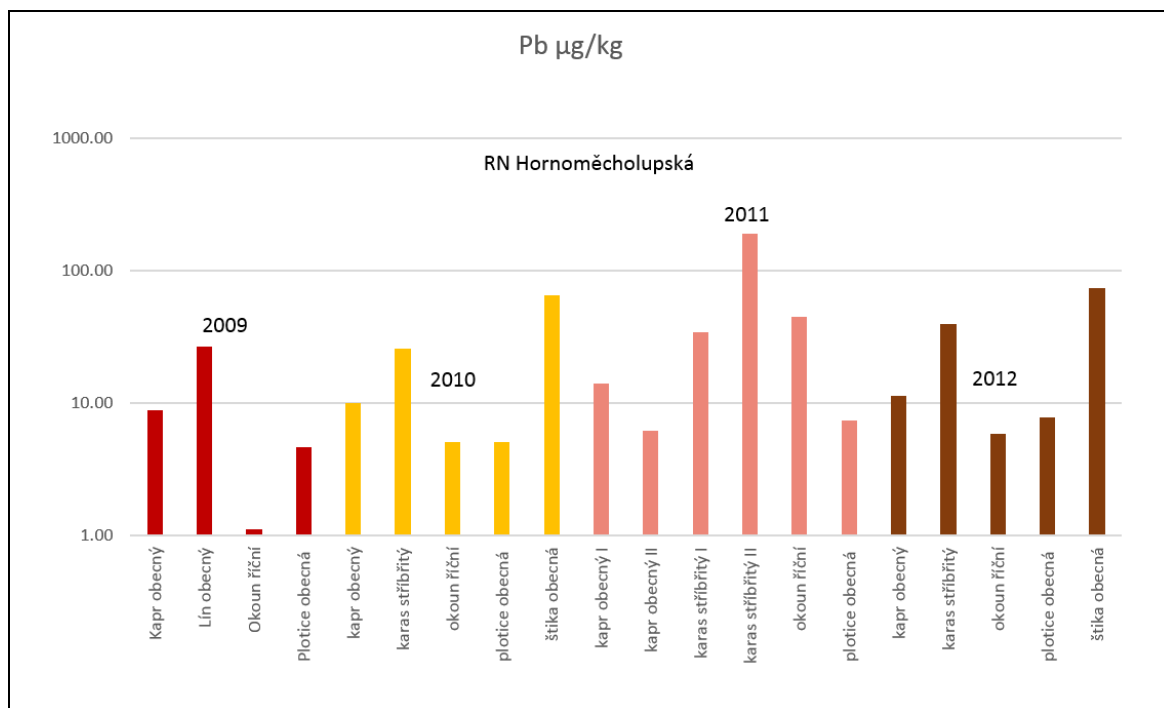


Obrázek 93: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě na Rokytnce

Obrázek 93 znázorňuje koncentrace kadmia ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb z nádrží v soustavě na Rokytnce, ve kterých nebyl sledovaný limit překročen ani v jednom z případů.

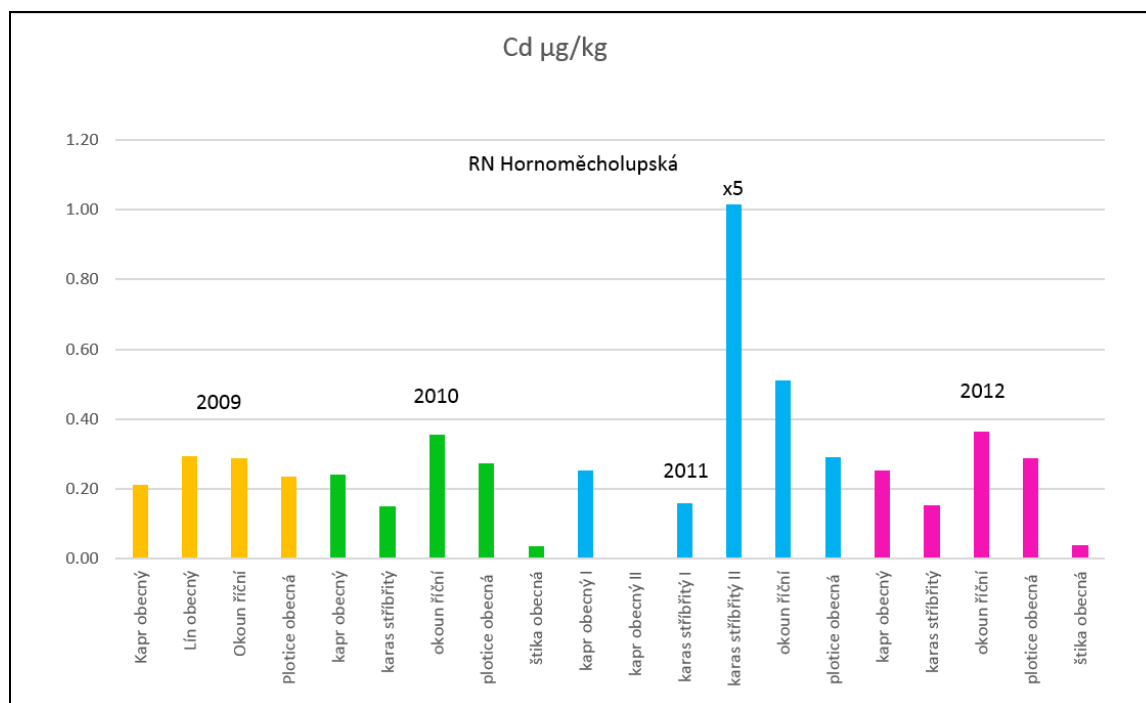
### 5.3.7. Nádrž na Měcholupském potoce

Vzorky ryb z nádrže RN Hornoměcholupská vybudované na Měcholupském potoce byly získány v letech 2009, 2010, 2011 a 2012. Celkem bylo získáno 20 exemplářů ryb. Získané vzorky ryb prokázaly zatížení nádrže olovem. K překročení sledovaného limitu došlo v celkem 32 vzorcích ryb (z toho 6x v kostře, 6x v srdci, 6x ve žlučníku, 4x v šupinách, 3x v srdci, 3x v játrech, 3x v žábřácích, 3x v pl. měchýři, 1x v ledvinách, 1x v mlíči a 1x ploutvích, 1x v hlavě). Zvýšené koncentrace olova byly sledovány také ve všech frakcích sedimentu ve všech odběrných kampaních. Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci manganu a v menší míře také zinku v získaných organismech. U ostatních kovů (Ni, Fe, Cr, Pb, Cd a Cu a Al) výpočet neprokázal bioakumulaci z prostředí (hodnoty BSAF nižší než 1). Obrázek 94 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb z nádrže RN Hornoměcholupská na Měcholupském potoce, ve kterých nebyl sledovaný limit překročen ani v jednom z případů.



Obrázek 94: Koncentrace olova v mase ryb z nádrže RN Hornoměřolská

Koncentrace kadmia v získaných vzorcích ryb překročily sledovaný limit pouze 1x a to v játrech. Obrázek 95 znázorňuje zjištěné koncentrace kadmia v mase jednotlivých druhů ryb, které sledovaný limit nepřekročily ani v jednom případě.

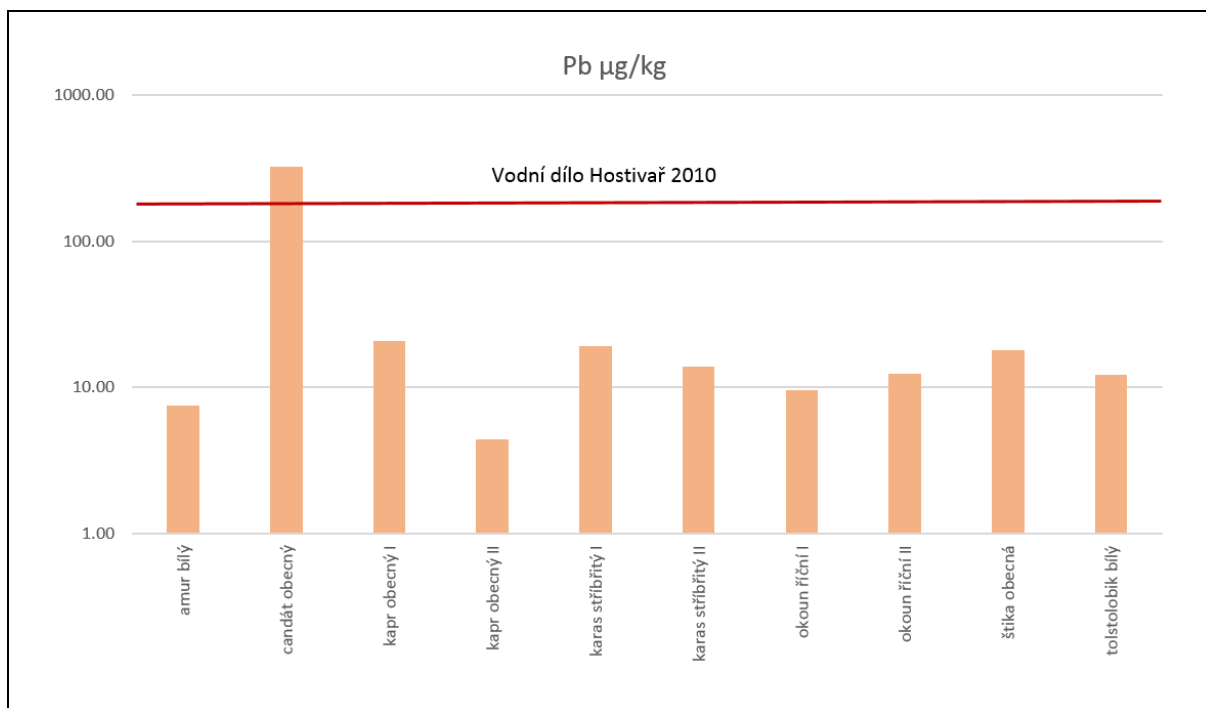


Obrázek 95: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrže RN Hornoměřolská



### 5.3.8. Nádrž na Botiči

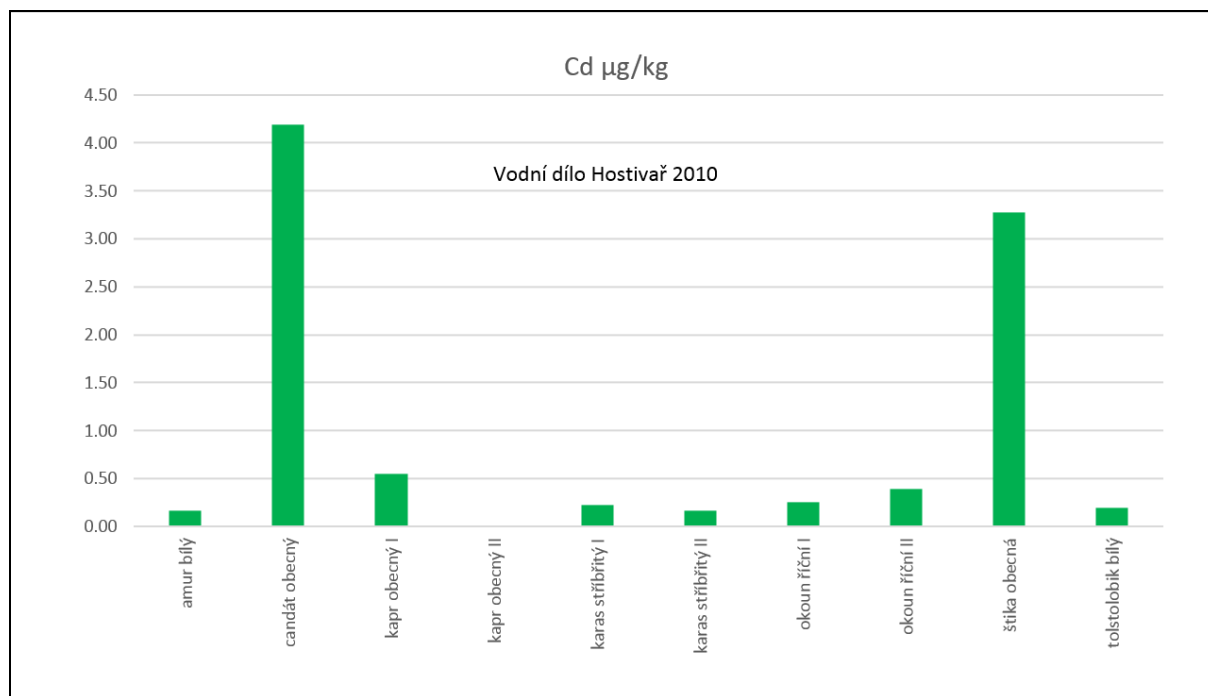
Vzorky ryb z nejvýznamnější nádrže Prahy Vodní dílo Hostivař vybudované na potoce Botič byly získány pouze v roce 2010. Ačkoliv bylo na této nádrži získáno nejméně dat, byla v rámci této práce zachycena jedinečná příležitost právě v roce 2010, kdy byla celá tato nádrž poprvé za svojí existenci zcela vylovena a vypuštěna. Celkem bylo při tomto jedinečném výlovu získáno 10 exemplářů ryb. Získané vzorky ryb prokázaly zatížení Vodního díla Hostivař olovem. K překročení sledovaného limitu došlo v celkem 23 vzorcích ze získaných ryb (z toho 4x v srdci, 4x v kostře, 4x ve žlučníku, 2x v játrech, 2x v ledvinách, 1x v jikrách, 1x v žábrách, 1x v pl. měchýři, 1x v šupinách, 1x ve slezině, 1x ploutvích a 1x v mase bez šupin). Z výsledných koncentrací jednotlivých kovů v rybách a v sedimentech z téhož roku byly vypočteny hodnoty BSAF, které ukázaly na zvýšenou bioakumulaci zinku. U ostatních kovů (Ni, Fe, Cr, Pb a Mn) buď výpočet neprokázal bioakumulaci z prostředí (hodnoty BSAF nižší než 1), nebo byly hodnoty BSAF vyšší než 1 pouze v ojedinělých případech (Cd, Cu a Al).



Obrázek 96: Koncentrace olova v mase ryb z nádrže Vodní dílo Hostivař

Obrázek 96 znázorňuje koncentrace olova ve vzorcích masa jednotlivých druhů ryb z nádrže Vodní dílo Hostivař na potoce Botič, ve kterých byl sledovaný limit překročen pouze v jednom z případů. Koncentrace kadmia v získaných vzorcích ryb překročily sledovaný limit

pouze 3x a to ve slezině, ve střevě a v žábkách. Obrázek 97 znázorňuje zjištěné koncentrace kadmia v mase jednotlivých druhů ryb, které sledovaný limit nepřekročily ani v jednom případě.



Obrázek 97: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrže VD Hostivař

## 6. SHRNU TÍ VÝSLEDKŮ A DISKUZE

### 6.1. Hodnocení nebezpečnosti sledovaných ukazatelů a kovů

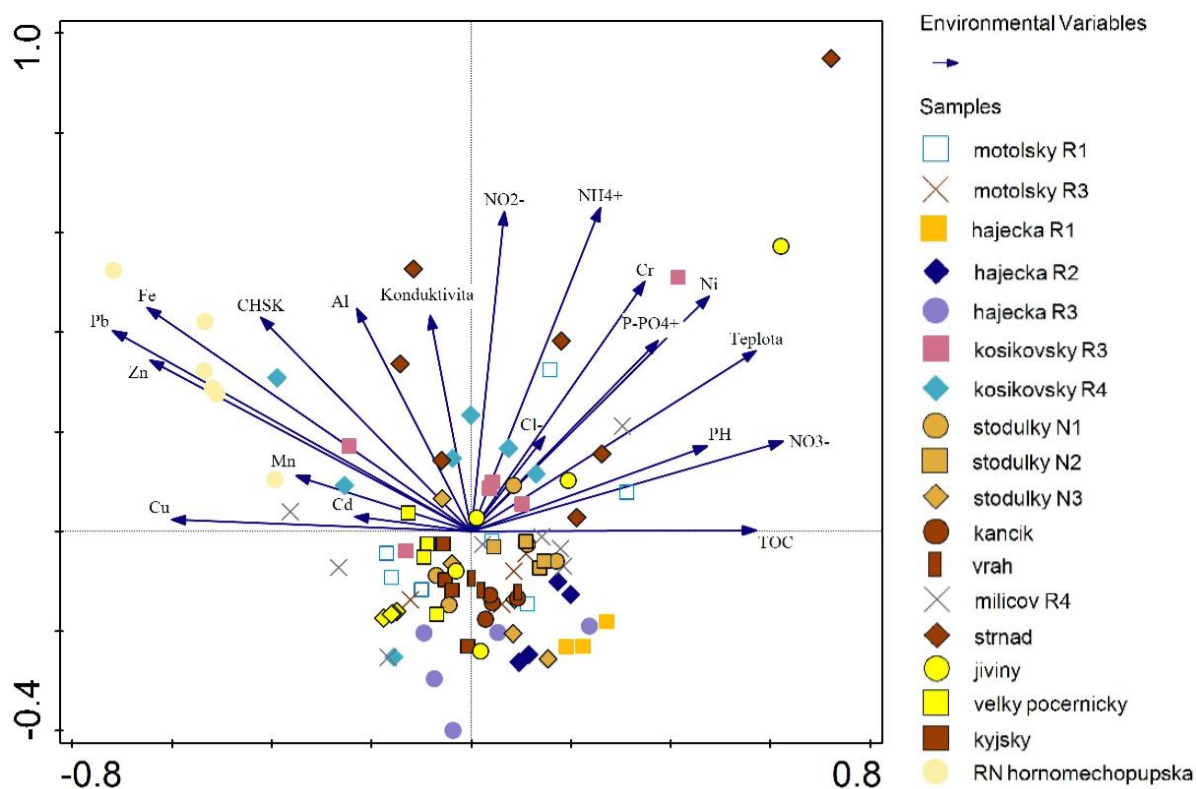
Výsledky vody ukázaly na velmi silné zatížení nádrží v parametrech: TOC, CHSK<sub>Cr</sub>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a rozpuštěný kyslík, tyto parametry překročily maximální hodnoty přípustného znečištění z Nařízení č. 401/2015 Sb. ve více než 50 % vzorků vody (u TOC a CHSK<sub>Cr</sub> u více než 90% všech vzorků). Překročení těchto ukazatelů indikuje eutrofizaci sledovaných nádrží a jejich zatížení organickými látkami, což je častý problém nádrží nacházejících se v urbanizovaných povodích (Naselli-Flores 2007). Carpenter a kol (1999) uvádí, že eutrofizace je nejrozšířenějším problémem kvality vod nejen v USA, ale i v mnoha dalších zemích. Eutrofizace přispívá ke zvýšené úmrtnosti ryb, snižováním koncentrace rozpuštěného kyslíku, bentických organismů, ke ztrátě břehových habitatů, ale také k nadměrnému rozvoji sinic a řas, vede také ke zhoršení senzorických vlastností vody. V důsledku snížení kyslíku mohou u dna vznikat také vysoké koncentrace železa, manganu a sirovodíku (Rast a Holland 1988).

Toxické kovy ve vzorcích vody se vyskytovaly dle koncentrací v tomto pořadí Al > Fe > Mn > Cu > Zn > Ni > Cr > Pb > Cd. Koncentrace mědi ve vodě většiny sledovaných nádrží překročila hodnotu NEK (Nařízení č. 401/2015 Sb.) a představovala pro ryby a další vodní organismy původce možného toxického stresu. Solomon (2009) zjistil, že již velmi nízké koncentrace mědi ve vodě (1,4 μg l<sup>-1</sup>), způsobují u citlivých druhů, jakým je např. pstruh duhový, fyziologický stres, charakterizovaný hyperaktivitou, zvýšením koncentrace stresového hormonu kortizolu v krvi a zvýšenou produkcí detoxifikačních bílkovin. Měď také způsobuje u řady druhů ryb pokles produkce spermií a vajíček, časnější líhnutí, menší potěr, zvýšený výskyt abnormalit a snížené přežívání potěru (Eisler 1997; Solomon 2009). Toxicita mědi je však závislá na formě jejího výskytu (Pitter, 2009).

Pro vzorky vody byl také vypočten koeficient rizika, který vypovídá o nebezpečnosti sledovaného kovu, protože lze na jeho základě předpovídat změny v bentickém společenství (Barnthouse a kol. 1982, Nábělková a Komínková 2012). Tabulka shrnující výsledné hodnoty HQ pro základní fyzikálně chemické ukazatele, je uvedena jako příloha 1 a pro kovy ve vzorcích vody je uvedena jako příloha 2. Dle tohoto hodnocení se nejrizikovějším ukazatelem stala chemická spotřeba kyslíku CHSK<sub>Cr</sub>, u které koeficient rizika několikrát překročil hodnotu 10, což znamená silné znečištění vody organickými a oxidovatelnými anorganickými

látkami, podle výsledného HQ je toto znečištění tak silné, že může způsobit i pokles bentické diverzity. Dalším ukazatelem s významným rizikem se stal TOC, hodnoty HQ pro tento ukazatel nepřekročily hodnotu 10, ale držely se mezi 2-10, což značí střední zatížení, které se opět týká znečištění organickými látkami a může mít fatální následky pro citlivé druhy. Výpočet HQ z výsledků jednotlivých kovů, ukázal jako rizikový prvek měď, kdy HQ byl menší než 1 pouze v několika případech. HQ pro měď ukazuje nízké až střední zatížení sledovaných nádrží.

Multivariační analýzou environmentálních proměnných v programu CANOCO 5, nebyly potvrzeny téměř žádné vztahy mezi ZFCHU a sledovanými kovy, jak je patrné z obrázku Obrázek 98. Zcela patrná je nepřímá úměra mezi TOC a Cu, čím více TOC bylo ve vodě, tím méně se ve vodě nacházelo Cu, vysvětlení bychom mohli najít, pokud se zaměříme na kyslíkový režim. Pokud dojde ke snížení rozpuštěného kyslíku ve vodě až k anaerobním podmínkám, nedochází k uvolňování Cu z pevné fáze a převažuje vazba na pevné částice (Li a kol. 2013).



Obrázek 98: Výsledek multivariační analýzy (DCA) environmentálních proměnných (CANOCO 5) pro vzorky vody

Akumulace sledovaných kovů v sedimentech sledovala toto pořadí: Fe > Al >> Mn > Zn > Cu > Pb > Ni > Cr >> Cd. Průměrný obsah organické hmoty v celkovém dnovém sedimentu stanovený jako ztráta žiháním byl 10,3 %, tzn., že sedimenty byly tvořeny

převážně minerální složkou. Nejvyšší koncentrace organické hmoty byly zaznamenány v nádržích: rybník Kančík (Soustava Milíčovského potoka - průměrná hodnota v celkové frakci 35,67%); rybník Strnad (Soustava Litovecko-Šáreckého potoka – průměrná hodnota v celkové frakci 18,82%); Motolský rybník R3 (Soustava Motolského potoka – průměrná hodnota v celkové frakci 18,17%). Při využití zahraničních benchmarkerů (US EPA) je zřejmé, že koncentrace Zn a Cu překročily benchmarkery stanové US EPA ve většině sledovaných nádrží. Koncentrace mědi překročily benchmarker TEC v 64 vzorcích z celkového počtu 130 (celková frakce) z toho dokonce 27 vzorků nespĺňovalo ani hraniční hodnotu PEC. Koncentrace zinku překročily sledovaný benchmarker TEC v 47 případech vzorků. K dalšímu překročení sledovaných benchmarkerů došlo u olova (33 vzorků TEC); chromu (15 vzorků TEC), niklu (15 vzorků PEC); kadmia (8 vzorků TEC) a hliníku (5 vzorků PEC).

Přestože měď ani zinek nejsou vysoce toxické pro člověka, jsou toxické pro některé druhy ryb a další vodní organismy (Pitter, 2009). Zvýšené koncentrace Cr, Cd, Cu a Pb v sedimentech mohou způsobit vážný problém ve vodním prostředí, pokud jsou doprovázeny vysokými koncentracemi zinku a dojde k jejich remobilizaci zpět do vody. Jak prokázal Eisler (1997), směsi zinku s mědí, olovem, kadmíem a chrómem mají synergický toxický účinek pro širokou skupinu vodních organismů (sladkovodní ryby a bentické organismy, larvy ústřic a mořské ryby). Kovy přítomné v sedimentech sledovaných nádrží jsou také zdrojem chronického ohrožení zejména pro druhy, které žijí nebo se vyvíjejí v sedimentu (Eisler 1997, Nordberg a kol 2007, Pitter 2009).

Výsledky sekvenční analýzy ukázaly obsahy sledovaných kovů v jednotlivých geochemických frakcích, což vypovídá o zastoupení jednotlivých forem kovu v celkovém obsahu. Například nejvyšší obsahy olova a kadmia byly zaznamenány v oxidovatelné frakci, což ukazuje na formu sorbovanou na organický materiál (Pickering, 1986). Podle Tessiera a kol (1979) jsou v této frakci často extrahovány také sulfidy a oxidy železa a manganu, což potvrdili i Glezyes a Tellier (2002). Kromě kadmia a olova měla většina sledovaných kovů významné zastoupení také v reziduální frakci, tedy podíl pevně vázán na krystalickou mřížku minerálů. Z výsledků ze sekvenční analýzy byl vypočten faktor mobility, na jehož základě je stanoveno riziko uvolnění kovů z pevné fáze do fáze kapalné, tzn. do fáze dostupné pro vodní organismy (Kabala a Singh, 2001; Nábělková a Komínková, 2012). Tabulka 20 shrnuje výsledky vypočtené z provedených sekvenčních analýz. Hodnocení založené na faktoru mobility stanovilo nejvyšší rizika pro mangan, kadmium a zinek v tomto pořadí.

Jedním z dalších nástrojů pro posouzení ekotoxikologického rizika se staly chronické testy toxicity, které byly provedeny na sedimentech z let 2010 a 2011 z nádrží, ze kterých byly získány také vzorky ryb. Výsledky testů toxicity jsou shrnuty v tabulce 19. Výsledky testů toxicity ukázaly stupeň zatížení jednotlivých nádrží. Velmi pozitivní byly výsledky v nádržích Vodní dílo Hostivař, VD Jiviny, RN R4 Košíkovský a kde nedocházelo k mortalitě ani snížení růstu sledovaných organismů. Při porovnání s výslednými koncentracemi kovů v sedimentu s těmito výsledky je možné pozorovat určitou shodu zvýšené úmrtnosti a inhibici růstu při zvýšených koncentracích kovů v sedimentu (především měď a zinek).

Tab.19: Shrnutí výsledků z provedených testů toxicity

NÁDRŽ	ROK	MORTALITA	SNÍŽENÍ RŮSTU
RN Hájecká R3	2010	30%	25%
RN R4 Miličov	2010	33%	30%
	2011	25%	20%
RN R3 Košíkovský	2010	25%	20%
	2011	35%	20%
RN R4 Košíkovský	2010	15%	10%
	2011	5%	0%
Motolský rybník R1	2010	30%	25%
	2011	30%	25%
Motolský rybník R3	2010	25%	25%
	2011	35%	30%
RN Stodůlky N1	2011	15%	10%
RN Stodůlky N2	2011	15%	10%
RN Stodůlky N3	2010	25%	20%
	2011	20%	20%
Rybník Strnad	2010	30%	20%
	2011	30%	25%
VD Jiviny	2010	5%	0%
Kyjský rybník	2009	40%	30%
	2010	40%	30%
Velký Počernický rybník	2010	25%	30%
RN Hornoměřolupská	2010	30%	20%
	2011	25%	20%
Vodní dílo Hostivař	2010	0%	0%
	2011	0%	0%

Tab.20: Faktor mobility, riziko a kód pro hodnocení rizik RAC

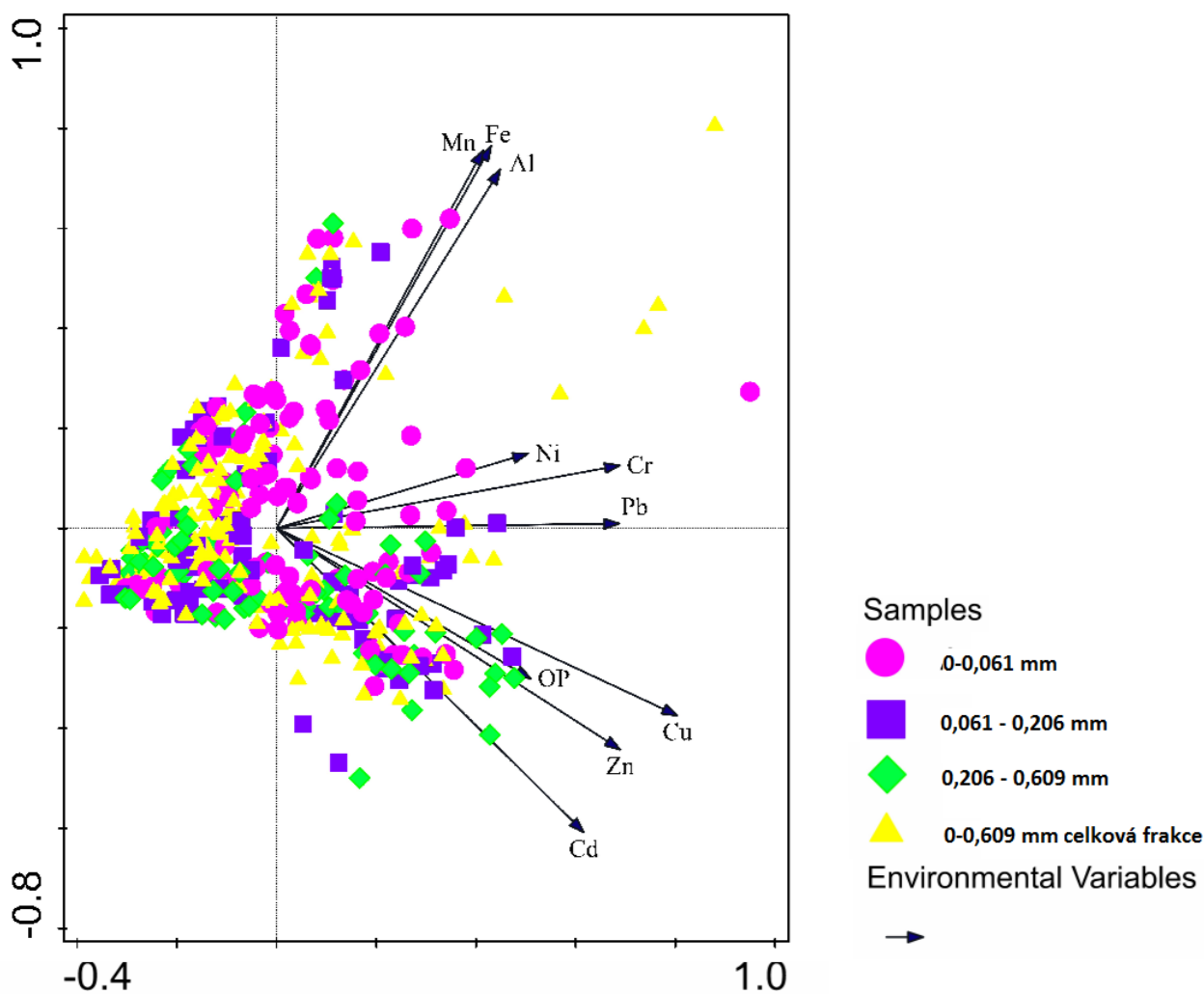
Nádrž	Rok	Faktor	Zn	Cu	Ni	Cd	Fe	Mn	Cr	Al	Pb
Strnad	2013	MF	19.0	8.0	6.0	28.0	1.5	72.0	2.5	0.5	0.2
		riziko	střední	nízké	nízké	střední	nízké	velmi vysoké	nízké	žádné	žádné
		RAC	3.0	2.0	2.0	3.0	2.0	5.0	2.0	1.0	1.0
RN R3 Košíkovský	2013	MF	10.0	4.0	3.0	34.0	1.0	33.0	2.0	0.2	6.5
		riziko	nízké	nízké	nízké	vysoké	žádné	vysoké	nízké	žádné	nízké
		RAC	2.0	2.0	2.0	4.0	1.0	4.0	2.0	1.0	2.0
RN R1 Hájecká	2013	MF	10.0	4.0	5.0	31.5	1.5	37.0	2.0	0.5	25.7
		riziko	nízké	nízké	nízké	vysoké	nízké	vysoké	nízké	žádné	střední
		RAC	2.0	2.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	1.0	3.0
RN Stodůlky N3	2013	MF	11.0	2.5	0.5	17.0	1.5	34.0	2.0	0.9	9.8
		riziko	střední	nízké	žádné	střední	nízké	vysoké	nízké	žádné	nízké
		RAC	3.0	2.0	1.0	3.0	2.0	4.0	2.0	1.0	2.0
Motolský rybník R1	2013	MF	15.0	1.0	1.0	27.0	1.0	51.0	2.0	0.3	0.5
		riziko	střední	nízké	nízké	střední	nízké	velmi vysoké	nízké	žádné	žádné
		RAC	3.0	2.0	2.0	3.0	2.0	5.0	2.0	1.0	1.0
RN Stodůlky N2	2011	MF	22.0	6.0	6.0	33.0	8.0	47.0	7.0	9.0	6.0
		riziko	střední	nízké	nízké	vysoké	nízké	vysoké	nízké	nízké	nízké
		RAC	3.0	2.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	2.0	2.0
RN Stodůlky N1	2011	MF	22.0	10.0	8.0	36.0	3.0	37.0	6.0	5.0	7.0
		riziko	střední	nízké	nízké	vysoké	nízké	vysoké	nízké	nízké	nízké
		RAC	3.0	2.0	2.0	4.0	2.0	3.0	2.0	2.0	2.0
RN R3 Hájecká	2010	MF	15.0	7.0	10.0	23.0	10.0	40.0	8.0	6.0	25.7
		riziko	střední	nízké	nízké	střední	nízké	vysoké	nízké	nízké	střední
		RAC	3.0	2.0	2.0	3.0	2.0	4.0	2.0	2.0	3.0
Motolský rybník R1	2010	MF	15.0	11.5	1.0	22.0	3.0	36.0	5.0	1.0	13.0
		riziko	střední	střední	nízké	střední	nízké	vysoké	nízké	nízké	střední
		RAC	3.0	3.0	2.0	3.0	2.0	4.0	2.0	2.0	3.0
Motolský rybník R3	2011	MF	15.0	3.0	6.0	22.0	9.0	47.0	6.0	4.0	9.0
		riziko	střední	nízké	nízké	střední	nízké	vysoké	nízké	nízké	nízké

		<b>RAC</b>	3.0	2.0	2.0	3.0	2.0	4.0	2.0	2.0	2.0
<b>RN Hornoměřolská</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	17.4	6.1	14.5	30.8	11.0	46.6	12.0	8.8	0.6
		<b>riziko</b>	střední	nízké	střední	vysoké	nízké	vysoké	střední	nízké	žádné
		<b>RAC</b>	3.0	2.0	3.0	4.0	2.0	4.0	3.0	2.0	1.0
<b>RN R3 Košíkovský</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	20.4	4.5	10.0	40.0	10.3	49.5	13.5	6.3	7.3
		<b>riziko</b>	střední	nízké	nízké	vysoké	nízké	vysoké	nízké	nízké	nízké
		<b>RAC</b>	3.0	2.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	2.0	2.0
<b>RN R4 Košíkovský</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	17.7	5.7	14.6	36.3	15.6	38.8	13.5	5.5	14.9
		<b>riziko</b>	střední	nízké	střední	vysoké	střední	vysoké	střední	nízké	střední
		<b>RAC</b>	3.0	2.0	3.0	4.0	3.0	4.0	3.0	2.0	3.0
<b>RN Stodůlky N3</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	17.0	17.0	13.8	27.8	11.5	46.7	15.4	9.4	12.1
		<b>riziko</b>	střední	střední	střední	střední	střední	vysoké	střední	nízké	střední
		<b>RAC</b>	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	4.0	3.0	2.0	3.0
<b>RN R4 Milíčov</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	12.3	8.7	10.6	33.0	12.6	42.7	14.7	8.0	37.2
		<b>riziko</b>	střední	nízké	nízké	vysoké	střední	vysoké	střední	nízké	vysoké
		<b>RAC</b>	3.0	2.0	2.0	4.0	3.0	4.0	3.0	2.0	4.0
<b>Vodní dílo Hostivař</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	20.3	18.8	13.8	40.8	8.3	26.6	18.1	16.2	0.5
		<b>riziko</b>	střední	střední	střední	vysoké	nízké	střední	střední	střední	žádné
		<b>RAC</b>	3.0	3.0	3.0	4.0	2.0	3.0	3.0	3.0	1.0
<b>Kyjský rybník</b>	<b>2009</b>	<b>MF</b>	28.1	13.5	10.0	47.8	10.3	31.9	20.7	8.0	6.9
		<b>riziko</b>	střední	střední	nízké	vysoké	nízké	vysoké	střední	nízké	nízké
		<b>RAC</b>	3.0	3.0	2.0	4.0	2.0	4.0	3.0	2.0	2.0
<b>Velký počernický rybník</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	20.7	13.7	13.8	42.2	9.7	29.8	3.9	16.5	15.7
		<b>riziko</b>	střední	střední	střední	vysoké	nízké	střední	nízké	střední	střední
		<b>RAC</b>	3.0	3.0	3.0	4.0	2.0	3.0	2.0	3.0	3.0
<b>rybník Strnad</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	27.5	23.8	14.1	30.4	11.5	31.1	13.1	22.1	12.9
		<b>riziko</b>	střední	střední	střední	střední	střední	vysoké	střední	střední	střední
		<b>RAC</b>	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	4.0	3.0	3.0	3.0
<b>VD Jiviny</b>	<b>2010</b>	<b>MF</b>	19.6	29.8	11.4	34.3	12.8	41.2	28.3	1.8	10.7
		<b>riziko</b>	střední	střední	střední	vysoké	střední	vysoké	střední	nízké	nízké
		<b>RAC</b>	3.0	3.0	3.0	4.0	3.0	4.0	3.0	2.0	2.0



Pro vzorky sedimentu byl také vypočten koeficient rizika, který vypovídá o nebezpečnosti sledovaného kovu, protože lze na jeho základě předpovídat změny v bentickém společenství (Barnhouse a kol. 1982, Nábělková a Komínková 2012). Tabulka shrnující výsledné hodnoty HQ, je uvedena jako příloha 3. Dle tohoto hodnocení se nejrizikovějším kovem stala měď, dále pak zinek a nikl. Výsledky HQ pro tyto kovy několikrát překročily hodnotu 1 a 2, což značí nízké až střední zatížení sledovaných nádrží.

Multivariační analýzou environmentálních proměnných v programu CANOCO 5, byly potvrzeny vztahy mezi některými sledovanými kovy v sedimentech, jak je patrné z obrázku Obrázek 99. Konkrétně to byly: 1. Fe, Mn a Al; 2. Ni, Cr a Pb; 3. Cu, Zn, Cd a organický podíl. Bohužel nám tato analýza nedala odpovědi, čím je tato vzájemná blízkost prvků u sledovaných nádrží dána, zda je to dáno zdrojem znečištění, geologickým podložím nebo v případě korelace s organickou hmotou, zda kovy nepochází z rozkládajících se organismů.



Obrázek 99: Výsledek multivariační analýzy environmentálních proměnných (CANOCO 5) pro vzorky sedimentu

Z výsledků vzorků vody a sedimentu byl dále spočítán distribuční koeficient, který je rozhodující pro hodnocení rizik sledovaného ekosystému z hlediska preference jednotlivých kovů k pevné nebo kapalně fázi. Z hodnocení na základě distribučního koeficientu byly stanoveny rizikové kovy v tomto pořadí měď, zinek, mangan a nikl, u kterých byly hodnoty  $\log K_d < 4$ , to znamená, že se dané kovy, ačkoliv u nich převažuje vazba na pevnou fázi, se snadněji uvolňují do kapalně fáze. V několika případech (především u mědi) byl výsledek dokonce  $\log < 3$ , to znamená, že daný prvek nebo jeho sloučeniny jsou v daném ekosystému převážně v kapalně fázi. Celá tabulka distribučního koeficientu je uvedena jako příloha 4.

Sledované kovy se celkově akumulovaly v těle ryb v tomto pořadí:  $Fe > Al > Zn > Mn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$ . Zjištěné koncentrace byly přepočteny na čerstvou hmotnost masa. Koncentrace Cd v mase ryb nikdy nepřekročily maximální přípustné koncentrace stanovené směrnicí EU 466/2001 jako koncentrace přípustné pro lidskou spotřebu (Cd - 50  $\mu\text{g/kg}$ ). Koncentrace olova, překročily sledovaný limit v mase ryb celkem 15x (Pb - 200  $\text{g/kg}$ ). Zatížení ekosystémů lze však pozorovat v jiných částech ryb, které se ukázaly jako cílové orgány nebo jsou kromě ukládání v organismu vystaveny také riziku adsorpce kovů na povrchu. Zpravidla nízké koncentrace v mase ryb jsou způsobeny nízkou metabolickou aktivitou tohoto orgánu, podobné výsledky zaznamenali i jiní autoři, kteří se zabývali i jednotlivými orgány (Čelechovská a kol. 2007, Kaya a Turkoglu 2017)

Koncentrace olova v jednotlivých částech ryb překročila sledovaný limit v celkem 339 případech (všechny části ryby) z toho 68x v kostře; která byla stanovena na základě analýzy rozptylu jako cílový orgán, dále 55x v šupinách; které jsou vystaveny také riziku povrchové adsorpce a mimo jiné jsou na rozdíl od šupin plazů (keratin) kostního původu (kolagen) a zakládají se ve spodní vrstvě kůže. Dalšími orgány, kde došlo k překročení sledovaného limitu, byly: srdce -30x; žlučník - 28x; pl. měchýř - 22x, žábra - 21x; ploutve a játra - 19x; ledviny - 17x a s menší četností pak v hlavě; ve střevě; v trávicím traktu, ve slezině; ve vnitřnostech; v mlíčí a v jikrách. Pokud zjištěné cílové orgány (kostra>>srdce>šupiny>žlučník) z této práce porovnáme s cílovými orgány v lidském organismu, které uvádí v roce 2002 Kafka a Punčochářová (Pb - dlouhé kosti, mozek, játra, ledviny) můžeme konstatovat, že metabolismus olova je podobný u ryb i u člověka. Koncentrace kadmia v jednotlivých částech ryb překročily sledovaný limit v celkem 27 případech (všechny části ryby) z toho 7x ve střevě; 6x v kostře; 5x ve slezině; 4x v žábrech; 2x v ledvinách; 2x v šupinách a 1x v játrech. Výstupem z koncentrací kadmia byly tyto cílové orgány: ledviny >> žábra > trávicí trakt, což opět ve srovnání s cílovými orgány pro lidský

organismus (ledviny, játra, varlata), dává tušit, díky shodě hlavního cílového orgánu, podobnost v metabolismu tohoto kovu.

Zvýšené koncentrace kovů v žábách odrážejí koncentraci kovů ve vodě, to uvádí i Sidoumou a kol (2005), který ve své práci napsal, že zvýšené koncentrace v tomto orgánu jsou způsobeny vysokým objemem vody, který je žábami filtrován. Dalším neméně zajímavým výsledkem je také vyšší koncentrace některých kovů v jikrách ve srovnání s mlíčem, což potvrdilo také závěry Marqueze a kol. (1998) a Čelechovské a kol. (2007). Seymore a kol (1996) také uvádí vyšší koncentrace stanovené v jikrách. Jikry mají v podstatě vyšší zastoupení všech esenciálních kovů oproti mlíči, protože musí obsahovat výživu a stavební prvky pro vývoj plůdku.

## **6.2. Vyhodnocení původců znečištění na sledovaných nádržích**

Dle výsledků vzorků ze soustavy nádrží na Hájeckém potoce lze určit, silné zatížení organickými látkami (TOC a  $CHSK_{Cr}$ ), dusičnany a chloridy, v menší míře také fosforečnany. Dále se prokázalo zatížení celé soustavy mědi (voda, sediment), kterou je možné označit v této soustavě za problematický prvek. Mimo vysokých koncentrací mědi, bylo výpočtem distribučního koeficientu zjištěno, že forma mědi není silně vázána na pevnou fázi a snadno se uvolňuje do vody. Výsledky ukazují na tendenci nárůstu koncentrací a tudíž i zatížení soustavy mezi nádržemi směrem po proudu, důvodem může být, že kromě propojení jednotlivých nádrží, ústí do každé nádrže vývod z dešťové kanalizace. Všechny zvýšené koncentrace mohou být do ekosystému vneseny právě dešťovými vodami, které jsou v tomto povodí (nejmenší sledované povodí) ovlivněny silnými zdroji znečištění - pět poboček Pražské teplárenské a Pražský okruhu R1 (E55 a E50). Na značné zatížení ukázaly i chronické testy toxicity, kdy došlo k vysoké mortalitě a inhibici růstu testovaných organismů. Posledním indikátorem silného zatížení této soustavy kovy jsou pak samotné testované ryby, kdy 8/10 získaných ryb překročily sledované limity olova a to nejen v cílovém orgánu (kostra), ale dokonce a to je alarmující v mase těchto ryb.

Soustava na Milíčovském potoce vykazuje v celé soustavě zatížení pouze organickými látkami (TOC a  $CHSK_{Cr}$ ) a mědi, kterou je možné označit za problematický prvek soustavy, distribuční koeficient ( $\log K_d$ ) byl menší než tři, což znamená, že Cu není silně vázána na pevnou fázi. Dlouhodobé zatížení mědi a zinkem, se prokázalo ve vzorcích sedimentu v poslední nádrži této soustavy, která je také jediná ze soustavy přímo ovlivněná dešťovou kanalizací (Jižní město). Milíčovská soustava má podobně jako soustava Hájecká jedno

z nejmenších povodí, které je ovlivněno silnými zdroji znečištění pět poboček Pražské teplárenské a Pražský okruhu R1 (E55 a E50). Na značné zatížení ukázaly i chronické testy toxicity, kdy došlo k vysoké mortalitě a inhibici růstu testovaných organismů.

Dle výsledků vzorků ze soustavy nádrží na Košíkovském potoce bylo stanoveno silné zatížení organickými látkami (TOC a CHSK<sub>Cr</sub>), fosforečnany, amonnými ionty a chloridy. Hodnoty fosforečnanů a TOC byly zvýšeny především v jarních odběrech, což svědčí o zvýšení zatížení při zvýšení úhrnu srážek. Ve shodě s tím byly zaznamenány nejnižší hodnoty CHSK<sub>Cr</sub> v letních odběrech po dlouhém bezdeštném období. Problematickým kovem dle koncentrací a také dle distribučního koeficientu se ukázala měď. V sedimentu byly také prokázány silné koncentrace zinku, olova a kadmia. Všechna tato fakta svědčí o zatížení dešťovými vodami, které sem ústí ze sídlišť Chodov a Jižní město, ve výsledných koncentracích i vypočtených faktorech, bylo možné sledovat zlepšení kvality mezi nádržemi směrem po proudu, tedy lepší výsledky byly prokázány na nádrži umístěné níže po toku. Podobná zjištění uvedli i Baralkewicz a kol (2014), který uvádí, že pokud se výše nad sledovanou nádrží nachází menší nádrž nebo dešťová usazovací nádrž, i přesto že dojde pouze ke krátkodobému zdržení kontaminované dešťové vody, dochází k výraznému zlepšení kvality vody a snížení obsahu kontaminantů vstupujících do nádrže níže. O trendu zlepšení, ale i o silném zatížení soustavy svědčí také vzorky ryb, kdy v RN R3 Košíkovském překročily sledovaný limit 15/15 ryb v cílovém orgánu a na RN R4 Košíkovském 10/15 vzorků ryb.

Získané vzorky ze soustavy nádrží na Prokopském potoce ukázaly silné zatížení soustavy organickými látkami (TOC a CHSK<sub>Cr</sub>), dusičnany a chloridy, v menší míře také fosforečnany. Mezi jednotlivými nádržemi nebyl pozorován žádný významný trend, ale bylo prokázáno zvýšení v jednotlivých odběrech (jaro 2012 a léto 2013), podobné výkyvy byly zjištěny také u mědi, která byla vyhodnocena jako rizikový prvek (na základě koncentrací a distribučního koeficientu) pro tuto soustavu (jaro a podzim 2012, podzim 2010). V sedimentu nádrží soustavy byly také zjištěny vysoké koncentrace zinku. Hlavním ovlivněním této soustavy jsou dešťové vody z přilehlých sídlišť (Stodůlky - N1, Stodůlky a Lužiny - N2, Stodůlky, Lužiny a Velká Ohrada - N3). Na značné zatížení ukázaly i chronické testy toxicity, kdy došlo k vysoké mortalitě i inhibici růstu testovaných organismů, nejvyšší ovlivnění testovaných organismů v nejnižší položené nádrži. V soustavě na Prokopském potoce vzorky ryb ukázaly podobně jako koncentrace kovů v sedimentech nejvyšší zatížení v prostřední nádrži N2 kde ze získaných 6 ryb překročilo sledovaný limit 5 kusů (z toho 5x v cílových orgánech a 4x v mase), v nádrži N1 došlo k překročení sledovaného limitu pouze u jedné ryby

z deseti (v cílových orgánech) a v nádrži N3 pak 3 ryby ze získaných devíti (v cílových orgánech).

Dle výsledků vzorků ze soustavy nádrží na Litovecko-Šáreckém potoce lze podobně jako v ostatních nádržích stanovit silné zatížení organickými látkami (TOC a  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ ), fosforečnany, chloridy a amonnými ionty. Dále se prokázalo zatížení celé soustavy mědi (voda, sediment), kterou je možné označit v této soustavě za problematický prvek. Mimo vysokých koncentrací mědi, bylo výpočtem distribučního koeficientu zjištěno, že forma mědi není silně vázána na pevnou fázi a snadno se uvolňuje do vody. Mezi sledovanými nádržemi bylo možné sledovat zlepšení kvality směrem po proudu, tedy lepší výsledky byly prokázány na nádrži umístěné níže po toku, podobně jako v soustavě Košíkovského potoka. Značnou pozornost je nutné věnovat rybníku Strnad, kde kromě výše uvedených zatížení byly překročeny NEK pro následující parametry:  $\text{N-NH}_4^+$ ;  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ,  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ , TOC, Cu a Fe ve vodě a Cu, Zn a Cr v sedimentu, důvodem k tomuto zatížení je fakt, že rybník Strnad funguje jako neoficiální dočišťovací biologický rybník za ČOV Hostivice, což potvrdili nejen při výlovech rybáři, ale vypovídají o tom i ukazatele kvality vody a vysoký obsah organické hmoty v sedimentu, dalšími znečišťujícími faktory je silná intenzita dopravy po levém břehu rybníku Strnad a průmyslový areál firmy na likvidaci odpadů (na rybnících docházelo k častému úhynu ryb – příčina bohužel nebyla zjištěna, dle sdělení MO rybářského svazu). Na značné zatížení rybníku Strnad a zlepšení kvality vody ve VD Jiviny ukázaly i chronické testy toxicity, kdy došlo k vysoké mortalitě a inhibici růstu testovaných organismů sedimentem z rybníku Strnad a k minimálnímu ovlivnění těchto organismů v nádrži VD Jiviny. Stejně jako koncentrace sledovaných prvků, testy toxicity tak i získané ryby ukazují na zlepšení kvality mezi těmito nádržemi. V rybníce Strnad 10/16 ryb překročily sledovaný limit (v cílových orgánech), zatímco v nádrži VD Jiviny už to byly pouze 4/10 ryb (v cílových orgánech).

Získané vzorky ze soustavy nádrží na Rokytce ukázaly silné zatížení soustavy organickými látkami (TOC a  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ ) fosforečnany a chloridy. Mezi jednotlivými nádržemi nebyl pozorován žádný významný trend, ale bylo prokázáno zvýšení v jednotlivých odběrech. Měď byla vyhodnocena jako rizikový prvek (na základě zjištěných koncentrací a distribučního koeficientu). V nádržích této soustavy byly zjištěny nejvíce zatížené sedimenty ze sledovaných nádrží a to mědí, zinkem, kadmíem a olovem (především Kyjský rybník). Vysoké zatížení Kyjského a Velkého Počernického rybníka může být způsobeno zejména zaústěním povrchového splachu z přilehlé urbanizované oblasti, kde se nachází Pražská teplárenská, Vltava-Labe Press (tiskárna), Penguin CZ and IDEAL (prádelna a čistírna prádla

a kožešinových výrobků). Dalším významným zdrojem znečištění v této oblasti jsou exhalace z Pražského okruhu R1 (E67 a E65), který prochází v blízkosti obou rybníků. Na znečištění toxickými kovy se mohou také podílet případy odlehčovacích komor jednotné kanalizace, ilegální zaústění odpadních vod do dešťové kanalizace nebo přímo do Rokytky, na které se oba rybníky nacházejí. Chronické testy stejně jako veškeré výsledky stanovily tuto soustavu jako nejvíce zatíženou, došlo k nejvyšší mortalitě i inhibici růstu testovaných organismů v Kyjském rybníce, ve Velkém Počernickém rybníce bylo ovlivnění testovaných organismů zaznamenáno v menší míře. Vzorky ryb byly ve větším množství získány pouze z nádrže Velký Počernický rybník. Devět ze sedmnácti ryb překročily sledovaný limit pro olovo v cílových orgánech.

Silné zatížení organickými látkami, chloridy i fosforečnany prokázaly také nádrže v soustavě Motolského potoka. Problematickými kovy byly vyhodnoceny především zinek a měď a to především v poslední nádrži (nejníže po toku) sledované soustavy. V poslední nádrži bylo mimo jiné prokázáno zatížení niklem a olovem. Na značné zatížení ukázaly i chronické testy toxicity, kdy došlo k vysoké mortalitě a inhibici růstu testovaných organismů a to jak v nejvýše položené nádrži, tak i v nejniže položené nádrži. Indikátorem zatížení nádrže kovy, může být také polovina získaných ryb, které nesplnily sledovaný limit (R1 – 5/10 ryb; R3 – 3/6 ryb v cílových orgánech).

Nádrž na Měcholupském potoce vykazuje zatížení pouze organickými látkami (TOC a  $CHSK_{Cr}$ ) a kovy (Cu, Zn, Fe a Al). Měď a zinek lze označit za problematické prvky soustavy, protože log Kd dosahoval hodnot menších než čtyři, což znamená, že oba prvky nejsou silně vázány na pevnou fázi. Dlouhodobé zatížení mědí a zinkem, se prokázalo také ve vzorcích sedimentu, kde byly také nalezeny zvýšené koncentrace olova. Hornoměcholupská nádrž, je silně ovlivněna blízkostí železniční dopravy, skládkovou činností u ústí nádrže a dešťovými vodami ze sídliště Hornoměcholupská. Na značné zatížení ukázaly i chronické testy toxicity, kdy došlo k vysoké mortalitě a inhibici růstu testovaných organismů. Dalším indikátorem zatížení nádrže kovy, může být také několik kusů ryb, které nesplnily sledovaný limit (6/20 ryb Pb a 1/20 ryb Cd) v cílových orgánech.

## 7. ZÁVĚR

Ukazatele kvality vody ve sledovaných nádržích často překračovaly NEK z Nařízení č. 401/2015, mezi nejčastěji překračované parametry patřily TOC,  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , rozpuštěný kyslík a měď. Měď společně se zinkem byly hodnoceny jako nejnebezpečnější kovy ve všech sledovaných nádržích, v případě mědi došlo k překročení NEK pro vodu a benchmarkerů (TEC i PEC) v sedimentu na většině nádrží. Oba kovy jsou vysoce toxické pro ryby i řadu dalších vodních organismů a společně mají synergický toxický účinek. Benchmarkery (TEC i PEC) pro sediment byly překročeny také v několika případech u niklu, který je zvláště značně toxický pro vodní organismy a způsobuje jejich chronické ohrožení.

Vyhodnocení zatížení pražských nádrží ukázalo, že nejvíce zatížené sedimenty mají Kyjský a Počernický rybník a retenční nádrže Milíčov a Hájecký. Všechny tyto nádrže jsou v blízkosti průmyslových oblastí. Vysoké zatížení Kyjského a Počernického rybníka může být způsobeno zaústěním povrchového splachu z přilehlé urbanizované oblasti, kde se nachází pobočky teplárny, tiskárny, prádelny a čistírny. Dalším významným zdrojem znečištění v této oblasti jsou exhalace z Pražského okruhu R1 (E67 a E65), který prochází v blízkosti obou rybníků. Na znečištění těchto nádrží se mohou také podílet případy odlehčovacích komor jednotné kanalizace, ilegálně nebo špatně zaústěné odpadní vody z domácností do dešťové kanalizace, nebo přímo do Rokytky, na které se oba rybníky nacházejí. Retenční nádrže Hájecký R1-R3 a Milíčovské nádrže mají ze sledovaných nádrží nejmenší povodí, ale i přesto se v jejich povodí nachází významné zdroje znečištění jako např. pět poboček Pražské teplárenské a Pražský okruhu R1 (E55 a E50). Značnou pozornost je nutno věnovat také výsledkům rybníku Strnad, kde byly překročeny NEK pro následující parametry:  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ,  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ , TOC, Cu a Fe ve vodě, a Cu, Zn a Cr v sedimentu. Rybník Strnad funguje jako neoficiální dočišťovací biologický rybník za ČOV Hostivice, což potvrdily nejen při výloveh rybáři, ale vypovídají o tom i ukazatele kvality vody a vysoký obsah organické hmoty v sedimentu.

Výsledky sledování kvality vody, sedimentu a ryb z vybraných pražských nádrží ukázaly na problémy městského odvodnění. Ačkoliv nejsou dešťové vody nejsilnějším zdrojem znečištění v urbanizovaných oblastech, mohou zejména v oblastech s vysokou intenzitou dopravy nebo průmyslu znamenat pro vodní útvary vysoké nebezpečí a to nejen jako zdroj znečištění toxickými kovy, ale také zdrojů, které přispívají k eutrofizaci urbanizovaných nádrží, která mění chemické podmínky a tím může opět docházet k ovlivnění osudu toxických kovů. Nemalou pozornost si zaslouží výsledky koncentrací toxických kovů v rybách ze sledovaných nádrží, které poukázaly na zatížení olovem a mohou tak být

potenciálním nebezpečím pro člověka, protože ryby z většiny sledovaných nádrží jsou určeny pro lidskou spotřebu. Výsledky také jasně dokázaly, že v případech, kde jsou před nádržemi vybudovány dešťové usazovací nádrže nebo se výše na toku nachází jiná nádrž, jsou tyto nádrže méně zatížené organickým znečištěním a také kovy. Tuto skutečnost potvrdily výsledky ve vzorcích vody, sedimentu i ryb a dokonce i testy toxicity. Proto by měly být před nádržemi v urbanizovaných oblastech sloužících pro chov ryb, vybudovány dešťové usazovací nádrže, nebo menší nádrže, které by sloužily k zachycení velké části znečištění v dešťových vodách pocházejícího především z povrchového splachu.



## 8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Abel P. D. Water pollution biology. 2. Vydání, Taylor & Gudeis, 1996, 286 s.
- Adami, G. Barbieri, P. Fabiani, M. Piselli S. Predonzani S. Reisenhofer, E. Levels of cadmium and zinc in hepatopancreas of reared *Mytilus galloprovincialis* from the Gulf of Trieste (Italy). 2002. Chemosphere 48, 671-677
- Baralkiewicz, D Chudzińska, M. Szpakowska, B. Świerk, D. Goldyn, R. Dondajewska, R. Storm water contamination and its effect on the quality of urban surface waters. 2014. Environ Monit Assess. Volume 186. 6789-6803 p.
- Barnthouse LW, DeAngelis DL, Gardner RH, O'Neill RV, Suter GV, Vaughan DS. Methodology for Environmental Risk Analysis.1982. ORNL/TM-8167. Oak Ridge, TN 1982
- Beckett, P.H.T The Use of Extractants in Studies of Trace Metals in soils,, Sewage Sludges, and Sludge-treated. 1989. Soils. Stewater BA (Ed), Advances in Soil Science, Springer-Verlag, New York. 143-171
- Bencko V., Cikrt M., Lener J., Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka, 2. Vydání, Praha, Grada Publishing, 1995, 288 s.
- Bourg, A. C. M. Metals in aquatic and terrestrial systems Sorption, speciation, and mobilization. 1988. Chemistry and biology of solid waste. Springer, Berlin, Heidelberg 3-32 p.
- Bradl, H.B. Heavy Metals in the Environment Origin, Interaction and remediation. Elsevier Academic Press, 2005. Amsterdam/Boston
- Breukelaar, A. W. Lammens, EHRR. Klein Breteler, JGP. Tatrai, I. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll-a. Freshw. Biol. 1994. 113-121
- Calmano, W. Förstner, U. and Kersten M. Metal Associations in Anoxic Sediments and Changes Following Upland Disposal. 1986. Toxicological and Environmental Chemistry, Volume 12. Gordon and Breach. Science Publisher, Inc. Great Britain
- Calmano, W. Hong, J, Förstner. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. 1993. Water Sci Tech. 53-58 p.
- Canli, M. and Kalay, A. (1998) Level of heavy metals (Cd, Pb, Cu, Cr and Ni) in tissue of *Cyprinus carpio*, *Barbus capito* and *Chondrostoma regium* from the Seyhan River, Turkey. Turkish journal of zoology, 22, 149-157.
- Carpenter, S.R., Ludwig, D., Brock, W.A. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. Ecological Applications, 9(3). 1999. pp. 751-771
- Čelechovská, O. Svobodová, Z. Žlábek, V. Macharáčková, B. Distribution of metals in tissues of the common carp (*Cyprinus carpio* L.) Acta Veterinaria Brno. Volume 76. 93-100 p.
- Cibulka J. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. 1. vydání. Praha: Academia. 1991. 427 s.
- Čítek, J. Svobodová, Tesařík, J. Nemoci sladkovodních a akvarijních ryb. 1997. Informatorium. Praha. 218 s.

- Clark, M.W. McConchiea, D. Lewisb, D.W. Saengera, P. Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated mangrove sediments: a geochemical model. 1998. *Chemical geology*. Volume 149, Issue 3-4. 147-171 p.
- Clements, W.H. Carlisle, D.M. Lazorchak, J.M. Johnson, P.H. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. 2000. *Ecol. Appl.* 10/2. 626-638 p.
- Dirilgen N. Accumulation of heavy metals in freshwater organisms: Assessment of toxic interactions. *Turk. J. Chem.* 2001; 3: 173-179 s.
- Eisler, R. Copper Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: 1997. A Synoptic Review. U.S. Geological Survey, Biol. Sci. Rep. BSR-1997- 0002, Washington, DC
- Elder, J.F. Metal Biogeochemistry in surface –water systems- A review of principles and concepts: U.S. 1989. Geological Survey Circular 1013, 43s
- Farkas, A. Salanki, J. Speziar, A. Varanka, I. Metal pollution as health indicator of lake ecosystems, In *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*. 2001. Vol. 14. No. 2, 163—170 s.
- Fergusson, J. E., 1990, *The Heavy Elements*, In: *Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, Oxford, Pergamon Press., 211–212.
- Filgueiras, A.V. Lavilla, I. Bendicho, C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. 2002. *Journal of eEnvironment Monitoring* 4/2002. 823-857 s.
- Förstner U., Ahlf W., Calmano W., Kersten M., Salomons W. Mobility of Heavy Metals in Dredged Harbor Sediments. 1986. In *Sediments and Water Interactions*. Springer, New York.
- Glezyes, Ch. Tellier, S. Fractionation studie of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures. *Trends in analytical chemistry*. 21. 451-467..
- Hadjispyrou, S. Kungolos, A. Anagnostopoulos, A. Toxicity, bioaccumulation, and interactive effects of organotin, cadmium, and chromium on *Artemia franciscana*. *Ecotox Environ Safe* 2001; 179 – 186.
- Hartman, P. Přikryl, I. Štědranský, E. *Hydrobiologie*. 1998. Informatorium. Praha. 335 s.
- Hnat'uková, P. Distribution of heavy metals in the environment of small urban streams. 2007. PhD. thesis. Charles University. Prague
- Horppila, J. Nurminen, L. Effects of different macrophyte growth forms on sediment and P resuspension in a shallow lake. 2005. *Hydrobiologia* 545: 167–175
- <http://www.paesta.psu.edu> citováno 22. 12. 2017
- Jain, C.K. Metal fraction study on bed sediments of River Yamuna. 2004. India. *Water Res.* 3/2009 569-578 s.
- John D. A., Leventhal J. S. Bioavailability of Metals. In: *Preliminary Compilation of Descriptive Geoenvironmental Mineral Deposit Models*, ed. E. Du Bray, USGS, Denver. 1995. 10-18 s.
- Jokimäki, J. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. 1999. *Urban Ecosystems* 3 (1): 21-34.
- Jones, D.S. Suter, G. W. Hull, R.N. *Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota: 1997 Revision*. ES/ER/TM-95/R4. Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge. Tenn.

- Kabala, C., Singh, B. R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. 2001. *Journal of Environment Quality*, 30: 485–492.
- Kafka, Z. Punčochářová, J. Biotesty a jejich aplikace v analytice životního prostředí. *Chemické listy* 93. 1999. 604-606 s.
- Kafka, Z. Punčochářová, J. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* 96. 2002. 611-617 s.
- Kaya, G., Turkoglu, S. Toxic and essential metals in *Cyprinus carpio*, *Carassius gibelio*, and *Luciobarbus esocinus* tissues from Keban Dam Lake, Pertek, Turkey. *Food additives a contaminants: Part B*. 2017 <https://doi.org/10.1080/19393210.2017.1350208>
- Kelderman, P. Osman, A. A. Effect of Redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands). 2007. *Water Research*. Volume 41. Issue 18. 4251-4261 p.
- Kočí, V. Mocová, K.A. *Ekotoxikologie pro chemiky*. 2009. VŠCHT. Praha. 200 s.
- Komínková, D. Pollution of aquatic ecosystems by heavy metals – The Kocába and the Točnický Stream. 2001. Ph.D thesis. Faculty of Science, Charles University. Prague
- Landis, W. G., Yu, M. H. *Introduction to Environmental Toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems*, Lewis Publishers: Boca Raton, FL. 1999. 390 s.
- Li, H. Shi, A. Li, M. Zhang, X. Effect of pH, Temperature, Dissolved Oxygen, and Flow Rate of Overlying Water on Heavy Metals Release from Storm Sewer Sediments, *Journal of Chemistry*, (2013) <http://dx.doi.org/10.1155/2013/434012>
- Lloyd, R. *Pollution and Freshwater Fish*. Oxford: Fishing News Books. Blackwell Scientific Publications Ltd., England 192s
- Luoma, S.N. Bioavailability of trace metals to aquatic organism – A review. *The Science of the Total Environment*. 1983. Volume 28. 1-22 p.
- Luoma, S.N. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? 1989. Volume 176, Issue 1. 379-396 p.
- Márquez, M. Vodopivec, C. Casaux, R. Curtosi, A. Metal (Fe, Zn, Mn and Cu levels in the antarctic fish *Notothenia Coriiceps*. 1998. *Polar Biology*. Volume 20, Issue 6. 404-408 p.
- Martínez-Arroyo A., Jáuregui E. On the environmental role of urban lakes in Mexico City. *Urban Ecosystems* 4. 2000. 145-166 s.
- Mason C. F. *Biology of freshwater pollution*. 2. Vydání, Longman Scientific & Technical, 1991, 351 s.
- Merian, E. *Metals and their Compounds in the Environment. Occurrence Analysis and Biological Relevance*. 1991. UCH, Weinheim-New York-Basel-Cambridge
- Miller, J. R. Orbock-Miller, S. M. *Contaminated Rivers, A Geomorphological-geochemical Approach to Site Assessment and Remediation*, 2007, Springer Netherlands, 978-1-40205602
- Myers, T. E. Averett, D.E. Olin, T. J. Palermo, M. R. Reible, D.D. Martin, J. L. McCutcheon S.C. Estimating Contaminant Losses from Components of Remediation Alternatives for Contaminated Sediments. EPA 905-R96-001. 1996. *Assesment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program* U.S. Environmental Protection Agency,, Great Lakes National Program Office. Chicago, Illinois.
- Nábělková, J. Komínková, D. Trace Metals in the Bed Sediment of Small Urban Streams. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal*, 2012/5 pp. 48-55

- Nábělková, J. Mobilita těžkých kovů v prostředí drobných vodních toků urbanizované oblasti. 2005. Disertační práce. Fakulta stavební, České vysoké učení technické v Praze.
- Naselli-Flores, L. Barone, R. Chorus, I. Kurmayer, R. Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semiarid Mediterranean climate: the magnification of a problem. *Environmental Toxicology* 22. 2007. 399-404 s.
- Naselli-Flores, L. Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference 2008. 1333-1337 p.
- Nordberg, G. F. Fowler, B. A. Nordberg, M. Friberg, L. Handbook on the toxicology of metals. 3rd edition, Elsevier, 2007, 975 p.
- Ogundiran, M. B. Osibanjo, O. Mobility and speciation of heavy metals in soils impacted by hazardous waste. 2009. *Chemical Speciation & Bioavailability*. 21/2. 59-69.
- Osmond, D.L., D.E. Line, J.A. Gale, R.W. Gannon, C.B. Knott, K.A. Bartenhagen, M.H. Turner, S.W. Coffey, J. Spooner, J. Wells, J.C. Walker, L.L. Hargrove, M.A. Foster, P.D. Robillard, and D.W. Lehning. Turbidity. 1995. In WATERSHEDSS: Water, Soil and Hydro-Environmental Decision Support System, Citováno z: <http://www.water.ncsu.edu/watershedss/info/turbid.html>
- Pavliš, M. Toxické kovy. 2005. Univerzita Palackého, Olomouc, 14 s. [online] Dostupné z WWW: [http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/toxikologie\\_.pdf](http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/toxikologie_.pdf) [cit. 5.7.2012]
- Perlman, H. Sediment and Suspended Sediment. 2014. In The USGS Water Science School. Citováno z <http://water.usgs.gov/edu/sediment.html>
- Pickering W. F. Pickering. Metal ion speciation – soil and sediments (a review). *Ore Geology Reviews*, Volume 1, Issue 1. 1986. pp 83-146
- Pitter P. Hydrochemie, 4.vydání, Praha. VŠCHT. 2009.
- Prosi, F. Factors controlling biological availability and toxic effects of lead in aquatic organisms: 1989. *The Science of the Total Environment*. Volume 79. 157-169 p.
- Rast, W.; Holland, M. Eutrophication of lakes and reservoirs: a framework for making management decisions. *Ambio*, 17 (1988), pp. 2-12
- Reible, D. D. Thibodeaux, L.J. Using Natural Processes to Define Exposure from Sediments. Louisiana State University. Fall 1999.
- Salomons W., Förstner U. Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag. Berlin. 1984.
- Salomons W., Förstner U. Mader, P. Heavy metals: problems and solution. Springer. Berlin eds. 1995.
- Scheuhammer A. M. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environmental Pollution*. Volume 71, Issues 2–4, 1991, 329–375 s.
- Schueler T., Simpson J. Why urban lakes are different. *Water Protection Techniques* 3(4). 2001. 747-750 s.
- Seymore, T. Dupreez, H.H. Van Vuren J.H.J. Concentration of zinc in *Bambus Marequensis* from the lower Olifants River, Mpumalanga, South Africa. *Hydrobiologia*. Volume 332. 141-150 p.
- Sidoumou, Z., Gnassia-Barelli, M., Siau, Y., Morton, V., Romeo, M.. Distribution and Concentration of Trace Metals in Tissues of Different Fish Species from the Atlantic Coast of

Western Africa. 2005. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 74, 988–995.

- Solomon, F. *Impact of Metals on Aquatic Ecosystems and Human Health*. 2009
- Sorensen H. A., *Managing urban lakes: an integrating experience*. *Water Resources Development* 12. 1996. 437-446 s.
- Součková, L. Komínková, D. *The sediment of the Hostivar Reservoir (Prague, Czech Republic) as a memory of 45 years pollution*. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, Volume 28, Issue 2. 204-2013 p.
- Svobodová, Z. Gelnarová, J. Justýn, J. Krupauer, V. Máchová, J. Simanov, L. Valnetová, V. Vykusová, B. Wohlgemuth, E. 1987. *Toxikologie vodních živočichů*. SZN, Praha. 231 s
- Svobodová, Z. Hejtmánek, M. *Total mercury content in components of running water, reservoir and pond ecosystems in Czechoslovakia*. 1996. Salánki J. *Heavy metals in water organisms*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 171-178 s.
- Svobodová, Z. Máchová, J. Vykusová, B. Piačka, V. *Kovy v ekosystémech povrchových vod*. 1996. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický. Vodňany. 19 s.
- Tessier A, Campbell P. G. C, Bisson M. *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*. *Analytical Chemistry*. 1979. Volume 51. 844–851 p.
- Třebichavský, J., Havrdová, D., Blohberger, M., 1998: *Toxické kovy*. Vyd. 1. Kutná hora:, 483 s., 26 s.
- Voegborlo R. B, Methnani A. M. E, Abedin M. Z. *Mercury, cadmium and lead content of canned Tuna fish*. *Food Chem* 3. 1999. 341 – 345 s.
- Vutukuru, S. S. *Acute effects of hexavalent chromium on survival, oxygen consumption, hematological parameters and some biochemical profiles of the Indian Major carp*. *Int. J. Environ. Res Public Health* 3. 2005. 456- 462 s.
- Waqar, A. *Levels of selected heavy metals in tuna fish*. *Arab J. of Scs and Engin.* 1A. 89-92 s.
- Zeien, H. Brümmer, G.W. *Chemical extraction for determination of heavy metals binding forms in soil*. 1989. *German Communication, Soil Science Society*, Vol. 59, 505 s.

## 9. SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Formy kovů ve vodním prostředí (John a Leventhal, 1995).....	9
Obrázek 3: Vliv pH a redox potenciálu na speciaci Cu (Yagi, 2011) .....	21
Obrázek 4: Sorbovaná frakce kationtů (mol %) kovu v závislosti na změně pH (Vilks, 2011).....	22
Obrázek 5: Vyobrazení sady pro kontaktní 6-ti denní test a testovaný organismus <i>Heterocypris Incongruens</i> .....	36
Obrázek 6: Znázornění sledovaných soustav (nádrží) na území Prahy a hlavní zdroje znečištění. ....	39
Obrázek 7: Hodnoty CHSK <sub>Cr</sub> v soustavě Hájeckého potoka .....	44
Obrázek 9: Koncentrace mědi v soustavě Hájeckého potoka.....	45
Obrázek 10: Hodnoty CHSK <sub>Cr</sub> v soustavě Milíčovského potoka.....	47
Obrázek 11: Hodnoty TOC v soustavě Milíčovského potoka.....	47
Obrázek 12: Koncentrace mědi v soustavě Milíčovského potoka.....	48
Obrázek 13: Hodnoty TOC v soustavě Košíkovského potoka.....	49
Obrázek 14: Hodnoty CHSK <sub>Cr</sub> v soustavě Košíkovského potoka.....	49
Obrázek 15: Koncentrace P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> v soustavě Košíkovského potoka.....	50
Obrázek 16: Koncentrace NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> v soustavě Košíkovského potoka .....	50
Obrázek 17: Koncentrace Cl <sup>-</sup> v soustavě Košíkovského potoka .....	51
Obrázek 18: Koncentrace mědi v soustavě Košíkovského potoka.....	51
Obrázek 19: Hodnoty TOC v soustavě Motolského potoka.....	53
Obrázek 20: Koncentrace CHSK <sub>Cr</sub> v soustavě Motolského potoka .....	53
Obrázek 21: Koncentrace O <sub>2</sub> v soustavě Motolského potoka .....	54
Obrázek 22: Koncentrace mědi v soustavě Motolského potoka.....	55
Obrázek 23: Hodnoty TOC v soustavě Prokopského potoka.....	56
Obrázek 24: Koncentrace CHSK <sub>Cr</sub> v soustavě Prokopského potoka.....	56
Obrázek 25: Koncentrace mědi v soustavě Prokopského potoka.....	57
Obrázek 26: Hodnoty TOC v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka.....	58
Obrázek 27: Koncentrace CHSK <sub>Cr</sub> v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka.....	59
Obrázek 28: Koncentrace mědi v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka .....	59
Obrázek 29: Koncentrace CHSK <sub>Cr</sub> a hodnoty TOC v soustavě na Rokytce .....	61
Obrázek 30: Koncentrace vybraných kovů (Cu, Zn a Mn) v soustavě na Rokytce.....	61
Obrázek 31: Koncentrace vybraných kovů (Cu, Zn, Fe a Al) v nádrži RN Hornoměřolská .....	62
Obrázek 32: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Hájeckého potoka .....	65
Obrázek 33: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Hájeckého potoka .....	65
Obrázek 34: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R1 Hájecká z roku 2013... ..	66
Obrázek 35: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R3 Hájecká z roku 2010 ....	67
Obrázek 36: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Milíčovského potoka.....	68
Obrázek 37: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Milíčovského potoka .....	68
Obrázek 38: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R4 Milíčov z roku 2010.....	69
Obrázek 39: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Košíkovského potoka.....	70
Obrázek 40: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Košíkovského potoka.....	71
Obrázek 41: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R3 Košíkovský z roku 2010 .....	72
Obrázek 42: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R3 Košíkovský z roku 2013 .....	72
Obrázek 43: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN R4 Košíkovský z roku 2010 .....	73
Obrázek 44: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Motolského potoka .....	74
Obrázek 45: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Motolského potoka .....	74
Obrázek 46: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Motolský r. R1 z roku 2010 .....	75
Obrázek 47: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Motolský r. R1 z roku 2013 .....	76
Obrázek 48: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Motolský r. R3 z roku 2011 .....	76
Obrázek 49: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Prokopského potoka.....	78
Obrázek 50: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Prokopského potoka .....	78
Obrázek 51: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N1 z roku 2011....	79

Obrázek 52: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N2 z roku 2011...	79
Obrázek 53: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N3 z roku 2010...	80
Obrázek 54: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Stodůlky N3 z roku 2013...	80
Obrázek 55: Koncentrace zinku v celkové frakci sedimentu soustavy Litovecko-Šáreckého potoka ...	81
Obrázek 56: Koncentrace mědi v celkové frakci sedimentu soustavy Litovecko-Šáreckého potoka ....	82
Obrázek 57: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu VD Jiviny z roku 2010.....	83
Obrázek 58: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Rybníku Strnad z roku 2010 ....	83
Obrázek 59: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu rybníku Strnad z roku 2013.....	84
Obrázek 60: Koncentrace zinku a mědi v soustavě na Rokytce.....	85
Obrázek 61: Koncentrace olova a kadmia v nádržích v soustavě na Rokytce .....	86
Obrázek 62: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu Velkého Počernického rybník z roku 2010.....	86
Obrázek 63: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu u Kyjského rybníka z roku 2009 .....	87
Obrázek 64: Koncentrace zinku a mědi v nádrži Hornoměřolupská .....	88
Obrázek 65: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu RN Hornoměřolupská z roku 2010.....	89
Obrázek 66: Koncentrace zinku a mědi v nádrži Vodní dílo Hostivař.....	90
Obrázek 67: Procentuální zastoupení geochemických f. v sedimentu VD Hostivař z roku 2010.....	90
Obrázek 68: Analýza rozptylu pro hliník ve vzorcích kapra obecného .....	93
Obrázek 69: Analýza rozptylu pro měď ve vzorcích kapra obecného .....	94
Obrázek 70: Analýza rozptylu pro olovo ve vzorcích kapra obecného.....	94
Obrázek 71: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací zinku v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	95
Obrázek 72: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací mědi v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	95
Obrázek 73: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací niklu v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	96
Obrázek 74: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací kadmia v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	96
Obrázek 75: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací železa v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	97
Obrázek 76: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací manganu v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	97
Obrázek 77: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací chromu v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	98
Obrázek 78: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací hliníku v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	98
Obrázek 79: Vyhodnocení procentuálního rozložení koncentrací olova v jednotlivých částech kapra obecného z Motolského rybníka R1 .....	99
Obrázek 80: Koncentrace olova v mase ryb z nádrže RN Hájecká R3 .....	100
Obrázek 81: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrže RN Hájecká R3 .....	101
Obrázek 82: Koncentrace olova v mase ryb z nádrže RN R4 Milíčov.....	102
Obrázek 83: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrže RN R4 Milíčov.....	102
Obrázek 84: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě Košíkovského potoka.....	104
Obrázek 85: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě Košíkovského potoka.....	104
Obrázek 86: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě Motolského potoka .....	105
Obrázek 87: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě Motolského potoka.....	106
Obrázek 88: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě Prokopského potoka.....	107
Obrázek 89: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě Prokopského potoka.....	108
Obrázek 90: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka .....	109
Obrázek 91: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě Litovecko-Šáreckého potoka.....	109
Obrázek 92: Koncentrace olova v mase ryb z nádrží v soustavě na Rokytce .....	110
Obrázek 93: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrží v soustavě na Rokytce .....	111
Obrázek 94: Koncentrace olova v mase ryb z nádrže RN Hornoměřolupská.....	112

Obrázek 95: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrže RN Hornoměřolupská.....	112
Obrázek 96: Koncentrace olova v mase ryb z nádrže Vodní dílo Hostivař.....	113
Obrázek 97: Koncentrace kadmia v mase ryb z nádrže VD Hostivař.....	114
Obrázek 98: Výsledek multivariační analýzy (DCA) environmentálních proměnných (CANOCO 5) pro vzorky vody .....	116
Obrázek 99: Výsledek multivariační analýzy environmentálních proměnných (CANOCO 5) pro vzorky sedimentu .....	121



## 10.PŘÍLOHY

### Příloha 1: Koeficient rizika HQ pro vzorky vody (základní fyzikálně chemické ukazatele)

riziko: žádné - bílé buňky, nízké – růžové buňky, střední – oranžové buňky, vysoké – červené buňky

VODNÍ TOK	NÁDRŽ	OBDOBÍ	ROK	pH	rozp. O <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	CHSK	TOC
Motolský potok	Motolský rybník R1	podzim	2010	0.9	0.8	0.4	0.2	0.3	2.6	0.2	11.6	5.8
	Motolský rybník R1	jaro	2011	0.7	0.8	1.1	0.6	0.5	1.8	7.9	5.9	1.9
	Motolský rybník R1	podzim	2011	0.9	1.2	0.8	1.2	4.0	2.0	9.7	5.3	3.9
	Motolský rybník R1	jaro	2012	0.8	0.7	0.3	0.1	0.3	2.2	1.0	5.6	8.4
	Motolský rybník R1	podzim	2012	0.9	0.8	0.5	0.3	0.3	2.9	0.1	7.8	2.6
	Motolský rybník R1	jaro	2013	0.6	0.9	1.5	0.6	0.5	2.1	8.0	5.9	1.8
	Motolský rybník R1	léto	2013	1.0	1.3	0.2	0.7	0.2	1.9	11.2	3.7	8.2
	Motolský rybník R1	podzim	2013	1.0	1.2	0.8	1.4	0.4	n/a	n/a	3.2	7.2
	Motolský rybník R2	léto	2013	1.1	1.3	0.3	0.3	0.2	1.7	N/A	3.0	2.9
	Motolský rybník R2	podzim	2013	1.0	1.4	0.5	1.2	0.2	n/a	n/a	2.9	6.4
	Motolský rybník R3	podzim	2010	0.9	0.8	0.4	0.1	0.1	3.1	0.1	3.7	2.1
	Motolský rybník R3	jaro	2011	0.8	0.9	0.3	0.4	0.6	1.7	3.3	8.5	7.3
	Motolský rybník R3	podzim	2011	0.9	0.7	0.3	0.4	0.2	1.6	1.6	2.1	1.0
	Motolský rybník R3	jaro	2013	0.8	0.9	0.3	0.4	0.6	1.8	3.9	3.4	7.4
	Motolský rybník R3	léto	2013	1.1	1.0	0.3	0.3	N/A	1.7	1.1	0.8	12.9
	Motolský rybník R3	podzim	2013	0.9	0.7	0.3	0.4	0.2	n/a	n/a	3.4	1.6
Měcholupský potok	RN Hornoměřolupská	podzim	2010	0.8	0.6	1.0	0.2	0.9	0.6	0.7	7.3	2.7
	RN Hornoměřolupská	jaro	2011	0.8	0.5	0.8	0.2	0.7	0.7	0.8	4.5	3.6
	RN Hornoměřolupská	podzim	2011	0.9	1.0	0.9	0.2	0.9	0.8	1.1	7.2	7.8
	RN Hornoměřolupská	jaro	2012	0.9	1.0	1.1	0.3	1.0	0.7	1.3	7.7	3.0
	RN Hornoměřolupská	podzim	2012	0.8	0.3	0.9	0.1	0.8	0.5	0.8	0.9	8.2

Hájecský potok	RN R1 Hájecká	jaro	2012	0.8	0.9	0.3	2.1	0.4	1.0	1.1	4.8	7.2
	RN R1 Hájecká	podzim	2012	0.9	1.0	0.4	3.5	0.3	1.0	n/a	10.1	3.1
	RN R1 Hájecká	jaro	2013	0.9	1.1	0.3	2.1	0.4	1.0	1.1	1.0	5.0
	RN R1 Hájecká	léto	2013	1.0	0.8	3.7	3.6	0.3	1.1	N/A	1.9	8.3
	RN R1 Hájecká	podzim	2013	1.0	1.1	0.4	3.5	0.3	1.0	n/a	4.0	4.4
	RN R2 Hájecká	jaro	2012	0.9	1.1	0.5	1.0	0.2	0.8	0.1	12.0	1.8
	RN R2 Hájecká	podzim	2012	0.9	0.7	0.8	1.2	0.3	0.7	0.2	4.5	2.6
	RN R2 Hájecká	jaro	2013	1.0	1.3	0.7	1.8	0.5	1.1	1.6	3.1	3.4
	RN R2 Hájecká	léto	2013	1.0	1.0	6.0	2.7	2.4	1.2	0.8	3.1	8.5
	RN R2 Hájecká	podzim	2013	1.0	0.6	1.2	2.1	0.8	n/a	n/a	7.1	4.4
	RN R3 Hájecká	jaro	2012	1.0	1.5	0.4	0.1	0.3	1.1	0.6	3.0	6.7
	RN R3 Hájecká	podzim	2012	0.9	0.9	0.3	0.1	0.2	0.5	0.2	9.3	2.8
	RN R3 Hájecká	jaro	2013	1.0	1.7	0.5	1.3	0.3	1.0	2.1	3.4	4.3
	RN R3 Hájecká	léto	2013	1.1	1.3	0.6	1.4	0.8	1.0	1.9	2.4	3.2
	RN R3 Hájecká	podzim	2013	1.0	0.7	0.7	1.6	N/A	n/a	n/a	3.1	6.4
RN R3 Hájecká	podzim	2010	0.9	1.2	0.3	0.1	0.3	0.8	0.2	3.7	2.5	
Košíkovský potok	RN R3 Košíkovský	podzim	2010	0.9	0.7	0.9	0.3	0.9	1.0	2.6	4.1	1.6
	RN R3 Košíkovský	jaro	2011	0.9	0.9	4.0	1.4	0.4	2.0	11.2	5.4	1.9
	RN R3 Košíkovský	podzim	2011	0.8	0.8	5.4	0.2	0.3	2.0	11.1	7.6	4.2
	RN R3 Košíkovský	jaro	2012	0.9	0.8	1.5	0.4	1.1	1.4	2.7	0.7	6.8
	RN R3 Košíkovský	podzim	2012	0.8	0.7	0.4	0.2	0.6	0.7	0.1	2.6	8.6
	RN R3 Košíkovský	jaro	2013	0.9	0.9	4.6	1.6	0.7	2.2	11.3	1.6	8.0
	RN R3 Košíkovský	léto	2013	1.0	1.5	6.3	1.8	2.1	2.2	11.1	6.5	5.8
	RN R3 Košíkovský	podzim	2013	0.9	0.1	6.0	0.2	0.2	1.8	n/a	3.9	2.0
	RN R4 Košíkovský	podzim	2010	0.9	0.5	2.1	0.2	0.8	1.1	2.4	2.3	13.2
	RN R4 Košíkovský	jaro	2011	0.9	1.0	1.8	1.0	0.7	1.9	11.2	6.1	N/A
	RN R4 Košíkovský	podzim	2011	0.9	1.0	2.5	0.9	0.9	2.0	12.4	N/A	2.4
	RN R4 Košíkovský	jaro	2012	1.0	0.7	2.4	0.2	0.9	1.4	2.2	1.3	7.3
	RN R4 Košíkovský	podzim	2012	0.8	0.4	1.7	0.1	0.6	0.8	0.1	4.5	8.5
	RN R4 Košíkovský	jaro	2013	0.9	1.2	1.6	1.0	0.6	2.2	12.5	7.2	1.9

Košíkovský potok	RN R3 Košíkovský	léto	2013	1.0	0.7	2.1	1.2	1.2	2.2	6.8	5.8	7.4
	RN R4 Košíkovský	podzim	2013	1.0	1.2	2.5	0.9	0.9	n/a	n/a	6.4	6.4
Miličovský potok	Milíčovský rybník	jaro	2013	0.9	0.9	0.2	0.6	N/A	0.4	1.6	7.7	2.7
	Milíčovský rybník	léto	2013	1.0	1.0	0.2	0.4	N/A	0.4	2.1	8.5	7.9
	Milíčovský rybník	podzim	2013	1.1	1.2	0.3	0.2	N/A	0.5	n/a	8.6	1.6
	Rybník Kančík	jaro	2012	0.9	0.6	0.3	0.6	0.2	0.5	1.0	12.4	3.2
	Rybník Kančík	podzim	2012	0.9	1.1	0.4	0.3	0.1	0.6	1.4	3.2	6.7
	Rybník Kančík	jaro	2013	0.8	0.5	0.3	0.6	0.2	0.4	1.5	8.2	6.3
	Rybník Kančík	léto	2013	1.0	0.6	0.4	0.5	N/A	0.4	1.6	2.8	2.2
	Rybník Kančík	podzim	2013	1.0	1.1	0.4	0.3	N/A	n/a	n/a	8.7	1.9
	Rybník Homolka	jaro	2012	0.9	1.2	0.9	0.7	0.3	0.2	3.5	3.2	2.3
	Rybník Homolka	podzim	2012	1.0	1.2	0.5	0.4	0.2	0.2	2.3	4.6	6.8
	Rybník Homolka	jaro	2013	0.9	1.3	0.8	0.6	0.2	0.4	6.5	6.8	3.0
	Rybník Homolka	léto	2013	1.0	0.9	0.7	0.4	0.1	0.4	7.1	10.5	6.5
	Rybník Homolka	podzim	2013	1.1	NMD	0.4	0.3	0.2	n/a	n/a	10.1	1.5
	Rybník Vrah	jaro	2012	1.0	1.2	0.4	0.4	0.2	0.4	5.0	1.2	2.0
	Rybník Vrah	podzim	2012	1.1	1.1	0.3	0.4	0.3	0.4	4.6	7.7	5.5
	Rybník Vrah	jaro	2013	1.0	1.4	0.3	0.4	N/A	0.4	4.1	2.8	2.9
	Rybník Vrah	léto	2013	1.1	1.1	0.3	0.4	N/A	0.3	3.7	8.0	8.1
	Rybník Vrah	podzim	2013	1.1	1.2	0.3	0.3	0.1	n/a	n/a	8.8	3.4
	RN R4 Milíčov	podzim	2010	0.9	0.8	0.5	0.1	0.3	0.3	0.8	7.8	2.3
	RN R4 Milíčov	jaro	2011	1.0	1.5	1.8	0.8	0.4	0.5	7.6	8.9	2.6
	RN R4 Milíčov	podzim	2011	1.0	1.1	5.4	0.8	0.6	0.5	6.8	10.1	3.2
	RN R4 Milíčov	jaro	2012	0.9	0.9	0.8	0.1	0.5	0.5	0.9	7.1	3.5
	RN R4 Milíčov	podzim	2012	0.8	0.6	0.2	0.0	0.1	0.3	0.8	8.3	4.4
RN R4 Milíčov	jaro	2013	1.0	1.7	1.6	0.8	0.5	0.5	7.1	4.0	6.6	
RN R4 Milíčov	léto	2013	1.2	1.9	1.9	0.5	0.6	0.5	8.9	8.4	2.1	
RN R4 Milíčov	podzim	2013	1.0	1.0	5.8	0.9	0.6	n/a	n/a	8.3	8.0	
Prokopský potok	RN Stodůlky N1	jaro	2011	1.0	1.1	0.8	2.7	0.7	1.3	0.6	8.0	6.4
	RN Stodůlky N1	podzim	2011	1.0	1.1	0.5	3.4	0.5	1.4	0.6	9.5	1.9

Prokopský potok	RN Stodůlky N1	jaro	2012	0.9	1.1	0.4	0.4	0.4	0.9	0.7	2.7	7.8
	RN Stodůlky N1	podzim	2012	0.9	0.9	0.5	0.8	0.4	1.0	0.5	6.1	4.4
	RN Stodůlky N1	jaro	2013	1.0	1.4	0.5	2.0	0.3	1.5	0.8	4.5	6.2
	RN Stodůlky N1	léto	2013	1.0	1.2	0.5	2.2	0.4	1.6	N/A	3.5	2.6
	RN Stodůlky N1	podzim	2013	1.0	1.2	0.9	3.8	0.9	n/a	n/a	2.2	5.9
	RN Stodůlky N2	jaro	2011	0.9	1.2	3.0	1.5	0.9	1.1	0.8	4.2	8.1
	RN Stodůlky N2	podzim	2011	0.9	1.2	2.3	1.3	0.8	1.2	1.4	2.9	2.7
	RN Stodůlky N2	jaro	2013	0.9	1.1	4.2	1.2	0.3	1.5	1.4	11.6	1.8
	RN Stodůlky N2	léto	2013	1.1	1.3	0.4	1.0	0.4	1.4	0.0	10.1	2.2
	RN Stodůlky N2	podzim	2013	1.0	1.0	1.7	1.6	1.0	n/a	n/a	2.9	2.1
	RN Stodůlky N3	podzim	2010	0.9	1.0	2.0	0.3	0.6	1.5	4.9	11.6	6.3
	RN Stodůlky N3	jaro	2011	0.9	1.4	0.7	1.0	0.4	1.3	2.4	7.3	7.7
	RN Stodůlky N3	podzim	2011	0.9	1.2	1.2	1.2	0.4	1.0	1.4	2.7	1.9
	RN Stodůlky N3	jaro	2012	1.0	1.1	3.3	0.5	0.7	1.9	1.0	8.5	1.8
	RN Stodůlky N3	podzim	2012	0.8	0.9	0.7	0.1	0.5	1.1	0.1	6.1	2.1
	RN Stodůlky N3	jaro	2013	0.9	1.5	0.6	0.8	0.3	1.5	0.7	6.3	1.4
	RN Stodůlky N3	léto	2013	1.1	1.7	0.6	0.6	0.4	1.5	2.8	4.3	8.8
	RN Stodůlky N3	podzim	2013	1.0	1.2	1.4	1.2	0.9	1.1	n/a	6.7	7.7
Rokytká	Velký Počernický rybník	podzim	2010	1.0	1.7	1.0	0.3	1.0	1.2	1.8	2.6	3.2
	Velký Počernický rybník	jaro	2012	1.0	1.9	1.6	0.4	1.0	1.3	2.1	2.7	8.3
	Velký Počernický rybník	podzim	2012	1.0	1.5	0.4	0.3	0.9	1.0	1.2	3.0	1.6
	Rybník Kyjský	podzim	2010	1.0	1.5	0.2	0.3	0.9	1.3	0.7	6.4	7.9
	Rybník Kyjský	jaro	2012	1.0	1.9	0.2	0.4	1.0	1.5	1.8	5.6	1.4
	Rybník Kyjský	podzim	2012	0.9	1.1	0.2	0.2	0.8	1.2	0.7	4.0	1.7
Rokytká	Rybník Strnad	podzim	2010	0.9	1.1	8.2	0.5	2.0	1.6	1.1	10.9	8.1
	Rybník Strnad	jaro	2011	0.9	0.8	0.4	0.3	0.1	0.5	2.1	0.8	2.2
	Rybník Strnad	podzim	2011	1.0	0.9	0.4	0.2	0.2	0.5	1.7	6.2	3.1
	Rybník Strnad	jaro	2012	0.9	1.2	13.0	0.5	2.0	1.7	4.6	0.5	5.6
	Rybník Strnad	podzim	2012	0.9	1.0	3.5	0.4	1.9	1.5	2.8	2.7	1.9
	Rybník Strnad	léto	2013	1.0	0.4	16.6	3.1	2.4	1.3	4.3	2.6	1.6

Rokytká	Rybník Strnad	podzim	2013	1.0	0.7	12.0	2.8	1.9	1.5	n/a	3.5	1.4
	VD Jiviny	podzim	2010	1.0	1.6	1.5	0.3	0.7	1.6	2.6	1.3	2.8
	VD Jiviny	jaro	2012	1.0	2.1	2.8	0.4	1.0	1.8	3.1	2.9	9.2
	VD Jiviny	podzim	2012	1.0	1.2	0.2	0.1	0.3	1.4	1.4	2.8	1.9
	VD Jiviny	léto	2013	1.1	1.8	1.1	1.8	1.7	1.3	5.9	4.9	2.4
	VD Jiviny	podzim	2013	1.0	0.8	4.2	2.1	1.0	n/a	n/a	8.9	8.8

## Příloha 2: Koeficient rizika HQ pro vzorky vody (kovy)

riziko: žádné - bílé buňky, nízké – růžové buňky, střední – oranžové buňky, vysoké – červené buňky)

VODNÍ TOK	NÁDRŽ	OBDOBÍ	ROK	Zn	Cu	Ni	Cd	Fe	Mn	Cr	Al	Pb
				(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	
Motolský potok	Motolský rybník R1	podzim	2010	0.3	6.8	0.2	0.0	0.4	0.4	0.6	0.2	0.0
	Motolský rybník R1	jaro	2011	0.1	1.2	0.2	0.0	0.3	0.2	0.0	0.3	0.0
	Motolský rybník R1	podzim	2011	0.2	1.1	0.3	0.2	0.2	0.2	0.1	0.3	0.0
	Motolský rybník R1	podzim	2012	1.6	9.6	0.2	0.0	0.1	0.3	0.5	0.1	0.0
	Motolský rybník R1	jaro	2012	2.4	3.3	0.2	0.0	0.5	0.4	0.7	0.2	0.0
	Motolský rybník R1	podzim	2013	0.1	1.2	0.2	0.0	0.3	0.2	0.0	0.3	0.0
	Motolský rybník R1	jaro	2013	0.2	1.1	0.3	0.3	0.2	0.2	0.1	0.3	0.0
	Motolský rybník R1	léto	2013	0.1	1.1	0.2	0.0	0.3	0.2	0.1	0.4	0.0
	Motolský rybník R2	podzim	2013	0.1	1.2	0.2	0.0	0.1	0.3	0.0	0.2	0.0
	Motolský rybník R2	léto	2013	0.0	1.3	0.2	0.0	0.1	0.3	0.2	0.3	0.0
	Motolský rybník R3	podzim	2010	0.1	3.5	0.1	0.3	0.4	0.4	0.1	0.1	0.0
	Motolský rybník R3	jaro	2011	0.1	1.2	0.7	0.0	0.2	0.4	0.0	0.3	0.0
	Motolský rybník R3	podzim	2011	0.1	1.1	0.3	0.0	0.2	0.4	0.1	0.4	0.0
	Motolský rybník R3	léto	2013	0.1	1.3	0.2	0.1	0.3	0.2	0.2	0.5	0.0
	Motolský rybník R3	podzim	2013	0.1	1.2	0.7	0.0	0.2	0.4	0.0	0.3	0.0
	Motolský rybník R3	jaro	2013	0.1	1.1	0.3	N/A	0.2	0.4	0.1	0.4	0.0

Měcholupský potok	RN Hornoměřolská	podzim	2010	0.3	4.7	0.2	0.1	1.7	0.7	0.4	1.0	0.4
	RN Hornoměřolská	jaro	2011	3.1	4.1	0.2	0.1	1.0	0.6	0.3	1.0	0.3
	RN Hornoměřolská	podzim	2011	2.9	4.5	0.2	0.1	1.2	0.6	0.3	1.2	0.4
	RN Hornoměřolská	podzim	2012	2.2	2.3	0.1	0.0	1.2	0.3	0.3	0.8	0.3
	RN Hornoměřolská	jaro	2012	3.8	4.6	0.1	0.1	1.9	0.8	0.4	1.3	0.5
Hájecký potok	RN R1 Hájecká	podzim	2012	0.1	1.4	0.1	0.0	0.3	0.1	0.2	0.3	0.0
	RN R1 Hájecká	jaro	2012	0.2	1.5	0.2	0.0	0.2	0.1	0.4	0.4	0.0
	RN R1 Hájecká	léto	2013	0.1	1.2	0.0	N/A	0.3	0.1	0.1	0.3	0.0
	RN R1 Hájecká	jaro	2013	0.2	1.2	0.2	0.0	0.2	0.1	0.3	0.4	0.0
	RN R1 Hájecká	podzim	2013	0.2	1.1	0.0	N/A	0.2	0.1	0.0	0.2	0.0
	RN R2 Hájecká	podzim	2012	0.5	2.1	0.1	0.0	0.3	0.1	0.1	0.3	0.0
	RN R2 Hájecká	jaro	2012	0.4	2.6	0.2	0.0	0.1	0.1	0.2	0.4	0.1
	RN R2 Hájecká	léto	2013	0.1	1.2	0.0	N/A	0.2	0.1	0.0	0.3	0.0
	RN R2 Hájecká	podzim	2013	0.2	1.1	0.0	0.0	0.2	0.2	0.0	0.2	0.0
	RN R2 Hájecká	jaro	2013	0.9	1.5	0.1	0.0	0.4	0.1	0.3	0.5	0.1
	RN R3 Hájecká	podzim	2012	0.1	3.7	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.1	0.0
	RN R3 Hájecká	jaro	2012	0.2	4.6	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1
	RN R3 Hájecká	léto	2013	0.1	1.2	0.0	N/A	0.1	0.1	0.1	0.3	0.0
	RN R3 Hájecká	jaro	2013	0.2	1.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.3	0.0
	RN R3 Hájecká	podzim	2013	0.4	1.6	0.1	0.0	0.8	0.3	0.1	0.8	0.2
	RN R3 Hájecká	podzim	2010	0.1	5.3	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.0
Košíkovský potok	RN R3 Košíkovský	podzim	2010	0.2	4.2	0.1	0.0	0.4	0.4	0.1	0.3	0.1
	RN R3 Košíkovský	jaro	2011	0.2	1.3	0.2	0.0	0.3	1.7	0.1	0.2	0.0
	RN R3 Košíkovský	podzim	2011	0.4	1.4	0.1	0.0	0.6	0.3	0.2	0.5	0.1
	RN R3 Košíkovský	podzim	2012	1.2	0.8	0.1	N/A	0.2	0.2	0.1	0.2	0.0
	RN R3 Košíkovský	jaro	2012	2.5	4.3	0.1	0.0	0.5	0.5	0.2	0.4	0.2
	RN R3 Košíkovský	podzim	2013	0.2	1.3	0.2	0.0	0.3	1.7	0.1	0.2	0.0
	RN R3 Košíkovský	léto	2013	0.1	1.4	0.1	0.0	0.4	0.2	0.1	0.7	0.0
	RN R3 Košíkovský	jaro	2013	0.4	1.4	0.1	N/A	0.6	0.3	0.2	0.5	0.1
RN R4 Košíkovský	podzim	2010	0.2	3.7	0.1	0.0	0.4	1.9	0.1	0.3	0.2	

Košíkovský potok	RN R4 Košíkovský	podzim	2011	0.2	1.3	0.2	0.0	0.5	0.4	0.2	0.4	0.1
	RN R4 Košíkovský	jaro	2011	0.2	1.2	0.3	0.0	0.7	0.9	0.1	1.0	0.1
	RN R4 Košíkovský	podzim	2012	1.6	1.1	0.1	0.0	0.1	1.7	0.1	0.2	0.1
	RN R4 Košíkovský	jaro	2012	2.3	3.5	0.1	0.1	0.5	2.0	0.1	0.5	0.2
	RN R4 Košíkovský	léto	2013	0.2	1.5	0.1	N/A	0.6	0.4	0.2	1.0	0.0
	RN R4 Košíkovský	jaro	2013	0.2	1.3	0.2	0.0	0.5	0.4	0.2	0.4	0.1
	RN R4 Košíkovský	podzim	2013	0.2	1.2	0.3	0.0	0.7	0.9	0.1	1.0	0.1
Milíčovský potok	Milíčovský rybník	léto	2013	0.0	1.2	0.1	0.0	0.9	1.2	0.1	0.4	0.0
	Milíčovský rybník	podzim	2013	0.1	0.9	0.2	N/A	0.5	1.7	0.0	0.3	0.0
	Milíčovský rybník	jaro	2013	0.1	1.4	0.1	0.0	0.9	0.8	0.2	0.5	0.1
	Rybník Kančik	podzim	2012	0.1	2.8	0.1	0.0	0.6	1.5	0.1	0.3	0.0
	Rybník Kančik	jaro	2012	0.1	2.4	0.2	0.0	0.3	0.7	0.2	0.5	0.0
	Rybník Kančik	podzim	2013	0.0	0.8	0.0	0.0	0.9	2.9	0.0	0.1	0.0
	Rybník Kančik	léto	2013	0.0	1.4	0.2	N/A	0.9	1.2	0.3	0.3	0.0
	Rybník Kančik	jaro	2013	0.1	1.2	0.1	0.0	0.5	0.9	0.2	0.4	0.0
	Rybník Homolka	jaro	2012	0.1	2.7	0.1	N/A	0.3	0.4	0.1	0.5	0.0
	Rybník Homolka	podzim	2012	0.1	3.1	0.2	N/A	0.7	0.8	0.1	1.8	0.0
	Rybník Homolka	jaro	2013	0.1	1.2	0.1	N/A	0.5	0.7	0.1	0.7	0.0
	Rybník Homolka	podzim	2013	0.1	1.1	0.2	N/A	1.4	1.0	0.1	2.2	0.0
	Rybník Homolka	léto	2013	0.1	1.1	0.2	N/A	1.2	1.7	0.2	1.8	0.0
	Rybník Vrah	jaro	2012	0.1	2.7	0.3	0.1	0.4	0.7	0.1	0.5	0.0
	Rybník Vrah	podzim	2012	0.1	2.8	0.2	0.0	0.7	1.1	0.0	0.4	0.0
	Rybník Vrah	léto	2013	0.1	1.2	0.1	0.0	0.2	0.8	0.1	0.4	0.0
	Rybník Vrah	jaro	2013	0.0	1.0	0.2	0.1	0.3	0.7	0.1	0.4	0.0
	Rybník Vrah	podzim	2013	0.1	1.2	0.1	0.0	0.3	1.1	0.0	0.2	0.0
	RN R4 Milíčov	podzim	2010	0.1	5.0	0.1	0.1	1.2	0.4	0.3	0.5	0.1
	RN R4 Milíčov	jaro	2011	0.1	1.2	0.3	0.0	0.3	0.3	0.1	0.4	0.0
	RN R4 Milíčov	podzim	2011	0.1	1.3	0.1	0.0	0.4	0.4	0.1	0.5	0.0
RN R4 Milíčov	podzim	2012	0.1	3.0	0.0	0.0	1.1	0.3	0.3	0.3	0.1	
RN R4 Milíčov	jaro	2012	1.7	5.2	0.1	0.1	1.4	0.4	0.3	0.7	0.1	

<b>Milíčovský potok</b>	RN R4 Milíčov	podzim	2013	0.1	1.2	0.3	0.1	0.3	0.3	0.1	0.4	0.0
	RN R4 Milíčov	jaro	2013	0.1	1.3	0.1	0.1	0.4	0.4	0.1	0.5	0.0
	RN R4 Milíčov	léto	2013	0.1	1.6	0.1	0.0	0.7	0.4	0.2	0.7	0.0
<b>Prokopský potok</b>	RN Stodůlky N1	jaro	2011	0.2	1.3	0.1	0.1	0.5	0.2	0.1	1.9	0.1
	RN Stodůlky N1	podzim	2011	0.2	1.3	0.1	0.1	0.4	0.1	0.2	0.5	0.1
	RN Stodůlky N1	podzim	2012	0.4	3.9	0.2	0.0	0.3	0.1	0.1	1.4	0.1
	RN Stodůlky N1	jaro	2012	0.3	4.6	0.3	0.0	0.3	0.1	0.2	0.7	0.1
	RN Stodůlky N1	léto	2013	0.2	1.2	0.1	0.0	0.2	0.1	0.1	0.4	0.0
	RN Stodůlky N1	podzim	2013	0.2	1.3	0.1	N/A	0.5	0.2	0.1	1.9	0.1
	RN Stodůlky N1	jaro	2013	0.2	1.3	0.1	N/A	0.4	0.1	0.2	0.5	0.1
	RN Stodůlky N2	jaro	2011	0.1	1.2	0.2	0.1	0.3	0.3	0.0	0.7	0.0
	RN Stodůlky N2	podzim	2011	0.3	1.5	0.2	0.1	0.5	0.2	0.3	0.4	0.1
	RN Stodůlky N2	léto	2013	0.1	1.2	0.1	N/A	0.1	0.1	0.1	0.4	0.0
	RN Stodůlky N2	podzim	2013	0.1	1.2	0.2	N/A	0.3	0.3	0.0	0.7	0.0
	RN Stodůlky N2	jaro	2013	0.3	1.5	0.2	0.0	0.5	0.2	0.3	0.4	0.1
	RN Stodůlky N3	podzim	2010	0.1	3.8	0.1	0.0	0.4	0.2	0.1	0.4	0.1
	RN Stodůlky N3	jaro	2011	0.1	1.0	0.1	0.0	0.1	0.3	0.0	0.2	0.0
	RN Stodůlky N3	podzim	2011	0.2	1.2	0.1	0.0	0.1	0.2	0.2	0.4	0.0
	RN Stodůlky N3	podzim	2012	0.1	1.4	0.1	N/A	0.1	0.1	0.0	0.7	0.0
	RN Stodůlky N3	jaro	2012	0.1	3.8	0.2	0.0	0.4	0.3	0.1	0.2	0.1
	RN Stodůlky N3	podzim	2013	0.1	1.0	0.1	N/A	0.1	0.3	0.0	0.2	0.0
	RN Stodůlky N3	jaro	2013	0.2	1.2	0.1	N/A	0.1	0.2	0.2	0.4	0.0
	RN Stodůlky N3	léto	2013	0.2	1.3	0.1	N/A	0.5	0.4	0.2	0.5	0.0
<b>Rokytká</b>	Velký Počernický rybník	podzim	2010	0.2	3.9	0.1	0.1	0.4	1.3	0.3	0.3	0.0
	Velký Počernický rybník	podzim	2012	0.1	3.9	0.1	0.1	0.3	0.7	0.2	0.1	0.0
	Velký Počernický rybník	jaro	2012	0.2	4.7	0.2	0.1	0.4	1.2	0.3	0.3	0.1
	Rybník Kyjský	podzim	2010	0.1	4.2	0.2	0.0	0.1	0.5	0.3	0.1	0.0
	Rybník Kyjský	podzim	2012	0.1	3.4	0.1	0.0	0.1	0.6	0.2	0.1	0.0
	Rybník Kyjský	jaro	2012	0.1	4.6	0.2	0.0	0.2	0.5	0.3	0.1	0.1
<b>Litovecko-Šárecký p.</b>	Rybník Strnad	podzim	2010	0.2	4.1	0.2	0.1	1.1	0.7	0.2	0.5	0.0



Litovecko-Šárecký potok	Rybník Strnad	podzim	2011	0.1	1.9	1.2	0.0	0.2	0.4	2.7	0.4	0.0
	Rybník Strnad	jaro	2011	0.1	2.1	1.1	0.0	0.2	0.7	1.2	0.3	0.0
	Rybník Strnad	podzim	2012	0.2	1.7	0.2	0.0	1.1	0.4	0.2	0.3	0.0
	Rybník Strnad	léto	2012	0.3	4.4	0.2	0.1	1.3	0.7	0.2	0.7	0.0
	Rybník Strnad	léto	2013	0.1	1.9	1.2	0.0	0.2	0.4	2.7	0.4	0.0
	Rybník Strnad	podzim	2013	0.1	2.1	1.1	0.0	0.2	0.7	1.2	0.3	0.0
	VD Jiviny	podzim	2010	0.1	4.5	0.1	0.0	0.4	0.2	0.1	0.1	0.0
	VD Jiviny	podzim	2012	0.0	1.8	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0
	VD Jiviny	léto	2012	0.1	4.8	0.2	0.0	0.4	0.2	0.1	0.1	0.0
	VD Jiviny	podzim	2013	0.1	1.2	1.0	0.0	0.1	0.4	1.2	0.2	0.0
	VD Jiviny	léto	2013	0.3	1.7	1.3	0.0	0.1	0.2	2.6	0.4	0.0

### Příloha 3: Koeficient rizika HQ pro vzorky sedimentu

(riziko: žádné–bílé, nízké–růžové, střední–oranžové)

VODNÍ TOK	NÁDRŽ	ROK	OBDOBÍ	OP	Zn	Cu	Ni	Cd	Cr	Pb
					mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	mg/kg
Motolský potok	Motolský rybník R1	2009	podzim	5.56%	0.69	0.81	0.63	0.07	0.42	0.35
	Motolský rybník R1	2009	podzim	6.38%	0.92	0.92	0.70	0.35	0.50	0.45
	Motolský rybník R1	2011	jaro	10.30%	1.39	1.37	0.71	0.43	0.72	0.48
	Motolský rybník R1	2013	podzim	6.78%	1.57	1.19	0.73	0.21	0.27	0.48
	Motolský rybník R1	2013	léto	4.42%	0.57	0.58	0.67	0.09	0.19	0.50
	Motolský rybník R1	2011	jaro	9.94%	1.55	1.44	0.61	0.49	0.64	0.51
	Motolský rybník R1	2010	podzim	10.67%	1.39	1.43	0.68	0.54	0.71	0.58
	Motolský rybník R1	2012	jaro	7.38%	1.26	0.81	0.71	0.16	0.38	0.61
	Motolský rybník R1	2013	jaro	11.23%	1.30	1.01	0.44	0.15	0.56	0.64
	Motolský rybník R1	2010	podzim	10.26%	1.66	1.81	0.74	0.37	0.77	0.65
	Motolský rybník R1	2012	podzim	8.18%	1.23	0.87	0.67	0.15	0.43	0.69

Motolský potok	Motolský rybník R1	2012	podzim	8.66%	1.24	0.96	0.68	0.15	0.44	0.70
	Motolský rybník R1	2011	podzim	11.92%	1.87	2.00	0.83	0.41	0.83	0.71
	Motolský rybník R1	2011	podzim	13.63%	1.91	1.76	0.88	0.69	0.91	0.75
	Motolský rybník R1	2012	jaro	7.71%	0.94	0.75	0.57	0.13	0.40	1.39
	Motolský rybník R2	2013	léto	2.23%	0.23	0.63	0.19	0.04	0.13	0.12
	Motolský rybník R2	2013	podzim	5.62%	0.63	0.95	0.50	0.17	0.17	0.34
	Motolský rybník R3	2013	podzim	5.41%	0.17	0.17	0.20	0.05	0.13	0.13
	Motolský rybník R3	2013	léto	2.78%	0.14	0.21	2.13	0.05	0.14	0.17
	Motolský rybník R3	2013	jaro	6.02%	0.31	0.42	1.14	0.12	0.36	0.32
	Motolský rybník R3	2011	podzim	28.57%	0.89	3.51	0.94	0.97	1.14	0.69
	Motolský rybník R3	2011	jaro	29.57%	0.87	3.02	0.87	0.90	1.04	0.71
	Motolský rybník R3	2009	podzim	11.38%	0.96	2.56	0.85	0.60	0.55	0.85
	Motolský rybník R3	2009	podzim	10.52%	0.57	2.82	0.89	0.55	0.56	0.94
	Motolský rybník R3	2010	podzim	24.81%	0.77	3.16	0.80	0.79	0.79	1.02
	Motolský rybník R3	2010	podzim	26.12%	0.83	3.35	0.89	0.82	0.90	1.09
	Motolský rybník R3	2011	jaro	27.65%	0.93	3.76	1.00	0.96	0.93	1.18
Motolský rybník R3	2011	podzim	27.07%	0.95	4.12	1.02	1.01	1.01	1.30	
Měcholupský potok	RN Hornoměřolupská	2009	podzim	2.04%	0.68	0.97	0.24	0.21	0.28	0.51
	RN Hornoměřolupská	2009	podzim	2.15%	0.40	0.74	0.25	0.12	0.27	0.52
	RN Hornoměřolupská	2012	podzim	20.29%	2.42	2.67	0.57	0.73	0.86	1.64
	RN Hornoměřolupská	2012	podzim	19.29%	2.11	3.48	0.65	0.78	0.80	1.72
	RN Hornoměřolupská	2011	podzim	21.27%	2.27	3.32	0.66	0.77	0.80	1.73
	RN Hornoměřolupská	2011	podzim	20.98%	2.33	2.75	0.57	0.73	0.86	1.77
	RN Hornoměřolupská	2012	jaro	17.29%	2.61	3.43	0.67	0.75	0.81	1.84
	RN Hornoměřolupská	2011	jaro	17.36%	2.55	3.52	0.72	0.83	0.87	1.87
	RN Hornoměřolupská	2012	jaro	18.26%	2.09	2.57	0.51	0.67	0.91	1.94
	RN Hornoměřolupská	2011	jaro	17.93%	2.50	3.02	0.61	0.80	0.93	1.95
	RN Hornoměřolupská	2010	podzim	16.88%	0.41	3.48	0.70	0.91	1.02	2.20
	RN Hornoměřolupská	2010	podzim	16.43%	2.88	3.58	0.72	0.94	1.10	2.27

Prokopský potok	RN N1 Stodůlky	2011	jaro	3.36%	0.83	1.37	0.63	0.03	0.51	0.39
	RN N1 Stodůlky	2011	podzim	3.57%	1.02	1.11	0.63	0.03	0.34	0.77
	RN N1 Stodůlky	2011	podzim	3.66%	0.82	1.92	0.58	0.04	0.33	0.81
	RN N1 Stodůlky	2011	jaro	3.23%	0.95	1.72	0.56	0.04	0.36	0.85
	RN N2 Stodůlky	2011	podzim	6.75%	0.62	1.13	0.99	0.05	0.68	0.53
	RN N2 Stodůlky	2011	jaro	6.44%	0.61	1.11	0.98	0.05	0.70	0.59
	RN N2 Stodůlky	2011	jaro	6.46%	0.57	1.08	0.94	0.05	0.78	0.62
	RN N2 Stodůlky	2011	podzim	6.74%	0.69	1.32	1.13	0.06	0.80	0.62
	RN N3 Stodůlky	2011	podzim	12.01%	1.83	2.20	0.45	0.51	0.55	0.63
	RN N3 Stodůlky	2011	podzim	12.10%	1.81	2.47	0.58	0.38	0.72	0.68
	RN N3 Stodůlky	2011	jaro	10.62%	1.85	2.49	0.49	0.56	0.60	0.69
	RN N3 Stodůlky	2011	jaro	10.64%	2.03	2.61	0.63	0.41	0.78	0.74
	RN N3 Stodůlky	2010	podzim	11.08%	2.29	3.02	0.72	0.47	0.85	0.81
	RN N3 Stodůlky	2009	podzim	11.75%	2.74	2.72	0.88	0.68	1.06	0.90
	RN N3 Stodůlky	2009	podzim	11.63%	2.90	2.76	0.92	0.46	1.07	1.03
RN N3 Stodůlky	2010	podzim	11.12%	3.44	3.35	0.77	0.82	0.91	1.04	
Hájecký potok	RN R1 Hájecká	2013	podzim	4.56%	0.21	0.21	0.13	0.06	0.07	0.26
	RN R1 Hájecká	2013	jaro	4.04%	0.37	0.39	0.27	0.08	0.12	0.34
	RN R1 Hájecká	2013	léto	3.24%	0.67	0.59	0.36	0.43	0.27	0.54
	RN R1 Hájecká	2012	podzim	7.24%	1.01	0.91	0.41	0.18	0.30	0.81
	RN R1 Hájecká	2012	jaro	6.10%	0.88	0.95	0.38	0.19	0.28	0.82
	RN R1 Hájecká	2012	jaro	6.37%	0.70	0.88	0.35	0.16	0.33	0.89
	RN R1 Hájecká	2012	podzim	8.08%	1.06	1.08	0.42	0.20	0.35	0.93
	RN R2 Hájecká	2013	podzim	4.02%	0.78	0.50	0.32	0.09	0.21	0.38
	RN R2 Hájecká	2013	léto	2.77%	0.63	0.60	0.26	0.07	0.33	0.41
	RN R2 Hájecká	2013	jaro	2.43%	0.47	0.61	0.28	0.10	0.29	0.50
	RN R2 Hájecká	2012	podzim	10.60%	3.26	3.10	1.31	0.45	1.19	2.21
	RN R2 Hájecká	2012	jaro	9.82%	3.16	3.82	1.47	0.52	1.36	2.73
	RN R2 Hájecká	2012	jaro	11.36%	3.24	3.43	1.36	0.48	1.48	2.98
	RN R2 Hájecká	2012	podzim	10.80%	2.45	2.55	0.99	0.35	1.09	4.56

Hájekský potok	RN R3 Hájekská	2013	jaro	6.13%	0.70	1.78	0.86	0.03	0.55	0.58
	RN R3 Hájekská	2013	léto	1.61%	0.54	0.42	0.13	0.04	0.27	1.07
	RN R3 Hájekská	2013	podzim	8.58%	1.69	1.57	0.41	0.04	0.36	1.18
	RN R3 Hájekská	2012	podzim	8.85%	0.92	1.08	0.46	0.05	0.47	0.85
	RN R3 Hájekská	2012	jaro	7.57%	1.09	1.26	0.52	0.04	0.43	0.86
	RN R3 Hájekská	2012	jaro	7.19%	1.05	1.34	0.52	0.05	0.43	0.89
	RN R3 Hájekská	2012	podzim	9.72%	1.48	1.49	0.57	0.06	0.50	0.95
	RN R3 Hájekská	2010	podzim	15.98%	3.71	2.63	0.69	0.88	0.98	1.61
	RN R3 Hájekská	2010	podzim	15.65%	3.97	2.75	0.72	0.55	1.05	1.69
Košíkovský potok	RN R3 Košíkovský	2009	podzim	2.85%	0.57	0.55	0.37	0.09	0.33	0.28
	RN R3 Košíkovský	2009	podzim	2.60%	0.49	0.58	0.41	0.21	0.39	0.32
	RN R3 Košíkovský	2013	léto	2.86%	0.35	0.62	0.27	0.11	0.19	0.57
	RN R3 Košíkovský	2010	podzim	5.65%	1.24	1.59	0.43	0.56	0.56	0.61
	RN R3 Košíkovský	2011	podzim	6.20%	1.36	1.74	0.47	0.59	0.66	0.76
	RN R3 Košíkovský	2012	jaro	4.38%	0.49	0.93	0.39	0.09	0.28	0.79
	RN R3 Košíkovský	2012	podzim	4.53%	0.50	1.00	0.47	0.09	0.30	0.83
	RN R3 Košíkovský	2011	jaro	6.92%	1.31	1.72	0.46	0.59	0.68	0.84
	RN R3 Košíkovský	2012	podzim	4.89%	0.53	1.10	0.48	0.09	0.32	0.88
	RN R3 Košíkovský	2013	jaro	4.45%	0.46	1.29	0.36	0.09	0.33	1.00
	RN R3 Košíkovský	2010	podzim	5.74%	1.84	1.29	0.48	0.94	0.38	1.00
	RN R3 Košíkovský	2011	podzim	7.38%	2.03	1.39	0.53	1.03	0.41	1.13
	RN R3 Košíkovský	2011	jaro	6.04%	1.92	1.39	0.51	1.01	0.41	1.14
	RN R3 Košíkovský	2013	podzim	3.50%	0.38	0.61	0.28	0.06	0.19	1.43
	RN R3 Košíkovský	2012	jaro	4.67%	0.40	0.87	0.33	0.07	0.29	1.65
	RN R4 Košíkovský	2011	jaro	2.88%	0.61	0.53	0.46	0.22	0.26	0.16
	RN R4 Košíkovský	2011	podzim	3.50%	0.62	0.61	0.49	0.24	0.29	0.18
	RN R4 Košíkovský	2011	jaro	3.11%	0.54	0.63	0.38	0.11	0.31	0.20
	RN R4 Košíkovský	2011	podzim	3.41%	0.61	0.66	0.42	0.12	0.34	0.22
	RN R4 Košíkovský	2010	podzim	3.12%	0.62	0.71	0.44	0.13	0.42	0.23
RN R4 Košíkovský	2013	podzim	4.25%	0.62	0.47	0.21	0.05	0.20	0.28	

Košíkovský potok	RN R4 Košíkovský	2010	podzim	3.24%	0.69	0.64	0.53	0.26	0.31	0.42
	RN R4 Košíkovský	2013	jaro	7.33%	0.32	0.56	0.39	0.05	0.43	0.57
	RN R4 Košíkovský	2012	jaro	6.83%	0.90	0.98	0.36	0.07	0.33	0.72
	RN R4 Košíkovský	2012	podzim	7.28%	0.65	0.95	0.36	0.06	0.38	0.72
	RN R4 Košíkovský	2012	podzim	7.34%	0.74	0.97	0.39	0.06	0.37	0.75
	RN R4 Košíkovský	2009	podzim	5.94%	1.13	1.22	0.36	0.40	0.43	0.76
	RN R4 Košíkovský	2009	podzim	6.06%	1.32	1.17	0.37	0.79	0.48	0.77
	RN R4 Košíkovský	2013	léto	5.84%	0.39	0.68	0.32	0.04	0.18	0.78
	RN R4 Košíkovský	2012	jaro	7.24%	0.85	1.05	0.40	0.07	0.35	0.78
Milíčovský potok	Milíčovský rybník	2013	podzim	2.47%	0.17	0.36	0.19	0.01	0.13	0.25
	Milíčovský rybník	2013	léto	4.60%	0.31	0.45	0.26	0.05	0.17	0.27
	Milíčovský rybník	2013	jaro	3.29%	0.35	0.41	0.25	0.08	0.18	0.37
	Rybník Kančik	2012	jaro	28.50%	0.29	0.83	0.41	0.06	0.33	0.40
	Rybník Kančik	2012	jaro	30.59%	0.31	0.82	0.39	0.06	0.33	0.40
	Rybník Kančik	2013	léto	56.80%	0.55	0.81	0.31	0.41	0.30	0.40
	Rybník Kančik	2013	podzim	55.80%	0.32	0.77	0.28	0.03	0.31	0.44
	Rybník Kančik	2012	podzim	27.50%	0.29	0.84	0.42	0.07	0.33	0.44
	Rybník Kančik	2012	podzim	28.51%	0.32	0.79	0.46	0.07	0.35	0.50
	Rybník Kančik	2013	jaro	21.99%	0.27	0.71	0.68	0.09	0.39	0.69
	Rybník Homolka	2013	jaro	2.88%	0.11	0.17	0.13	0.02	0.10	0.12
	Rybník Homolka	2013	podzim	6.25%	0.34	0.58	0.43	0.11	0.28	0.42
	Rybník Homolka	2012	jaro	6.86%	0.38	0.64	0.41	0.09	0.35	0.44
	Rybník Homolka	2012	jaro	5.75%	0.38	0.60	0.37	0.08	0.33	0.45
	Rybník Homolka	2013	léto	6.90%	0.27	0.53	0.37	0.08	0.40	0.47
	Rybník Homolka	2012	podzim	8.46%	0.50	0.79	0.39	0.09	0.41	0.49
	Rybník Homolka	2012	podzim	7.35%	0.40	0.74	0.39	0.09	0.40	0.49
	Rybník Vrah	2013	léto	4.04%	0.43	0.67	0.29	0.04	0.34	0.32
	Rybník Vrah	2013	podzim	4.58%	0.46	0.60	0.52	0.04	0.39	0.33
	Rybník Vrah	2013	jaro	3.63%	0.48	0.64	1.07	0.04	0.53	0.34
Rybník Vrah	2012	jaro	5.39%	0.46	0.68	0.44	0.04	0.43	0.36	

Milíčovský potok	Rybník Vrah	2012	podzim	5.08%	0.62	0.82	0.61	0.05	0.48	0.38
	Rybník Vrah	2012	jaro	5.28%	0.57	0.86	0.55	0.05	0.47	0.39
	Rybník Vrah	2012	podzim	5.95%	0.70	0.81	0.64	0.05	0.48	0.39
	RN R4 Milíčov	2013	podzim	15.75%	0.79	0.69	0.39	0.10	0.25	0.28
	RN R4 Milíčov	2012	jaro	9.92%	0.96	1.19	0.41	0.13	0.44	0.47
	RN R4 Milíčov	2012	jaro	9.49%	0.99	1.08	0.40	0.12	0.43	0.48
	RN R4 Milíčov	2012	podzim	11.32%	1.04	1.22	0.36	0.12	0.43	0.51
	RN R4 Milíčov	2012	podzim	12.89%	0.89	1.14	0.32	0.11	0.48	0.56
	RN R4 Milíčov	2013	léto	11.59%	0.79	1.38	0.62	0.01	0.55	0.75
	RN R4 Milíčov	2013	jaro	22.45%	1.12	1.55	0.20	0.09	0.60	0.77
	RN R4 Milíčov	2011	jaro	14.66%	1.46	2.43	0.52	0.55	0.79	1.02
	RN R4 Milíčov	2011	jaro	14.14%	1.62	2.67	0.59	0.58	0.84	1.09
	RN R4 Milíčov	2010	podzim	14.16%	1.86	2.97	0.65	0.68	0.93	1.22
	RN R4 Milíčov	2010	podzim	14.17%	2.05	3.26	0.74	0.71	0.99	1.30
	RN R4 Milíčov	2011	podzim	15.56%	2.31	3.45	0.80	0.77	1.08	1.42
RN R4 Milíčov	2011	podzim	15.30%	1.90	3.17	0.68	0.72	1.17	1.55	
Prokopský potok	RN Stodůlky N1	2013	léto	3.25%	0.51	0.57	0.25	0.03	0.40	0.38
	RN Stodůlky N1	2013	jaro	4.07%	0.48	0.57	0.51	0.03	0.37	0.51
	RN Stodůlky N1	2012	podzim	5.39%	0.70	0.99	0.56	0.05	0.39	0.83
	RN Stodůlky N1	2012	podzim	5.76%	0.73	0.99	0.52	0.05	0.41	0.93
	RN Stodůlky N1	2012	jaro	6.04%	0.73	1.10	0.52	0.06	0.41	0.99
	RN Stodůlky N1	2012	jaro	6.12%	0.81	1.17	0.54	0.06	0.41	1.08
	RN Stodůlky N1	2013	podzim	3.01%	0.92	2.03	0.63	0.15	0.36	2.51
	RN Stodůlky N2	2013	podzim	6.24%	0.31	0.53	0.49	0.04	0.15	0.24
	RN Stodůlky N2	2013	jaro	5.99%	0.69	0.80	0.78	0.04	0.62	0.49
	RN Stodůlky N2	2013	léto	5.58%	0.86	0.99	0.60	0.03	0.64	0.51
	RN Stodůlky N3	2013	podzim	4.10%	0.58	0.78	0.88	0.04	1.22	0.33
	RN Stodůlky N3	2013	léto	3.86%	0.71	0.82	0.30	0.10	1.77	0.33
	RN Stodůlky N3	2012	jaro	6.15%	0.71	1.03	0.82	0.08	1.31	0.47
	RN Stodůlky N3	2012	jaro	5.60%	0.85	0.96	0.85	0.08	1.37	0.47

Prokopský potok	RN Stodůlky N3	2012	podzim	6.43%	0.85	1.08	0.89	0.10	1.39	0.52
	RN Stodůlky N3	2012	podzim	6.71%	0.95	1.06	0.87	0.10	1.33	0.60
	RN Stodůlky N3	2013	jaro	6.18%	1.11	0.98	1.01	0.12	1.69	3.68
Rokytko	Velký Počernický rybník	2012	podzim	12.84%	0.89	2.23	0.48	0.87	0.85	0.81
	Velký Počernický rybník	2010	podzim	15.46%	0.87	2.28	0.51	0.97	0.92	0.83
	Velký Počernický rybník	2012	podzim	14.88%	1.13	3.36	0.64	0.78	1.17	1.02
	Velký Počernický rybník	2010	podzim	15.02%	1.21	3.22	0.65	0.77	1.17	1.02
	Velký Počernický rybník	2012	jaro	15.89%	1.44	3.49	0.80	1.61	1.43	1.39
	Velký Počernický rybník	2012	jaro	16.76%	1.53	3.21	0.81	1.58	1.50	1.43
	Rybník Kyjský	2012	jaro	13.70%	1.59	2.09	0.54	1.75	0.39	1.04
	Rybník Kyjský	2012	jaro	14.28%	2.60	2.79	0.58	1.65	0.47	1.05
	Rybník Kyjský	2009	podzim	17.36%	1.87	2.62	0.74	2.36	0.64	1.41
	Rybník Kyjský	2012	podzim	17.44%	2.82	3.44	0.67	2.49	0.67	1.43
	Rybník Kyjský	2010	podzim	17.36%	3.37	4.04	0.80	3.00	0.68	1.44
	Rybník Kyjský	2012	podzim	13.47%	2.98	2.83	1.00	3.27	0.82	1.77
	Rybník Kyjský	2009	podzim	14.57%	2.24	2.33	0.88	2.87	0.79	1.79
	Rybník Kyjský	2010	podzim	14.57%	2.91	2.90	1.07	3.63	0.89	1.81
Litovecko-Šárecký potok	Rybník Strnad	2013	podzim	11.25%	0.49	4.72	2.26	0.12	0.25	0.30
	Rybník Strnad	2009	podzim	24.56%	1.22	1.41	0.31	0.22	0.37	0.32
	Rybník Strnad	2009	podzim	25.15%	1.33	1.92	0.33	0.29	0.43	0.47
	Rybník Strnad	2013	léto	9.82%	0.58	0.51	2.09	0.11	0.40	0.54
	Rybník Strnad	2011	jaro	21.93%	1.82	2.53	0.42	0.56	0.47	0.60
	Rybník Strnad	2012	jaro	10.24%	0.59	4.00	2.25	0.12	0.53	0.65
	Rybník Strnad	2012	jaro	10.93%	0.59	3.97	2.26	0.13	0.56	0.67
	Rybník Strnad	2012	podzim	11.08%	0.64	3.84	2.54	0.12	0.57	0.67
	Rybník Strnad	2012	podzim	11.34%	0.76	3.60	2.33	0.13	0.62	0.70
	Rybník Strnad	2011	jaro	23.54%	2.27	2.88	0.44	0.42	0.62	0.71
	Rybník Strnad	2010	podzim	23.58%	2.49	3.12	0.54	0.71	0.60	0.76
	Rybník Strnad	2010	podzim	25.15%	2.55	3.19	0.49	0.46	0.67	0.77
	Rybník Strnad	2011	podzim	25.23%	2.72	3.41	0.59	0.76	0.70	0.95

Litovecko-Šárecký potok	Rybník Strnad	2011	podzim	29.68%	2.73	3.34	0.52	0.55	0.85	0.99
	VD Jiviny	2013	podzim	2.12%	0.16	0.52	0.73	0.02	0.24	0.12
	VD Jiviny	2013	léto	1.11%	0.22	0.61	0.35	0.03	0.51	0.29
	VD Jiviny	2009	podzim	12.02%	0.48	0.66	0.25	0.27	0.25	0.41
	VD Jiviny	2012	podzim	6.86%	0.72	0.86	0.22	0.28	0.26	0.42
	VD Jiviny	2010	podzim	12.02%	0.86	1.02	0.27	0.34	0.27	0.42
	VD Jiviny	2009	podzim	6.79%	0.28	0.66	0.24	0.21	0.25	0.45
	VD Jiviny	2012	jaro	5.32%	0.53	0.70	0.25	0.27	0.28	0.46
	VD Jiviny	2010	podzim	6.79%	0.54	0.69	0.25	0.27	0.28	0.48
	VD Jiviny	2012	jaro	5.46%	0.42	1.44	0.54	0.34	0.33	0.69
	VD Jiviny	2012	podzim	6.45%	1.06	1.49	0.47	0.17	0.38	1.28
Botič	Vodní dílo Hostivař	2009	podzim	10.78%	0.58	0.83	0.34	0.33	0.39	0.34
	Vodní dílo Hostivař	2009	podzim	11.93%	1.33	1.02	0.44	0.34	0.49	0.43
	Vodní dílo Hostivař	2011	jaro	8.28%	0.50	0.64	0.35	0.22	0.42	0.51
	Vodní dílo Hostivař	2010	podzim	8.29%	0.53	0.70	0.38	0.25	0.45	0.56
	Vodní dílo Hostivař	2011	podzim	9.09%	0.59	0.78	0.43	0.27	0.49	0.61
	Vodní dílo Hostivař	2011	jaro	9.31%	0.52	0.53	0.40	0.44	0.48	0.65
	Vodní dílo Hostivař	2010	podzim	7.93%	0.58	0.56	0.44	0.47	0.52	0.70
	Vodní dílo Hostivař	2011	podzim	8.57%	0.72	0.73	0.56	0.61	0.67	0.90



## Příloha 4: Distribuční koeficient Log Kd

(Log Kd > 5 = prvky nebo sloučeniny, preferující vazbu na pevné fáze; Log Kd < 4 = prvky nebo sloučeniny, které se snadněji uvolňují z pevné fáze, i když vazba na ně převyšuje; Log Kd < 3 = prvky nebo sloučeniny, přítomné převážně v kapalně fázi)

VODNÍ TOK	NÁDRŽ	ROK	OBDOBÍ	Zn	Cu	Ni	Cd	Fe	Mn	Cr	Al	Pb
Motolský potok	Motolský rybník R1		podzim	3.956	2.623	3.569	7.806	4.774	3.566	3.559	4.419	4.605
	Motolský rybník R1	2010	podzim	4.033	2.726	3.609	7.641	4.800	3.563	3.593	4.470	4.652
	Motolský rybník R1	2011	jaro	4.308	3.353	3.630	7.706	4.894	3.873	4.812	4.161	5.609
	Motolský rybník R1	2011	jaro	4.357	3.375	3.563	7.759	4.917	3.897	4.760	4.169	5.637
	Motolský rybník R1	2011	podzim	4.316	3.578	3.549	6.386	5.093	3.866	4.410	4.160	5.181
	Motolský rybník R1	2011	podzim	4.324	3.522	3.576	6.609	5.135	3.935	4.448	4.179	5.203
	Motolský rybník R1	2012	jaro	2.966	2.697	3.546	7.495	4.627	3.534	3.258	4.875	4.611
	Motolský rybník R1	2012	jaro	2.838	2.665	3.456	7.396	4.950	3.529	3.277	5.251	4.968
	Motolský rybník R1	2012	podzim	3.129	2.261	3.683	7.252	5.376	3.655	3.411	5.444	4.981
	Motolský rybník R1	2012	podzim	3.132	2.302	3.690	7.262	5.390	3.657	3.428	5.477	4.986
	Motolský rybník R1	2013	jaro	4.158	3.281	3.279	5.880	5.071	3.734	4.240	5.014	5.138
	Motolský rybník R1	2013	léto	4.040	3.044	3.561	6.543	4.758	3.735	3.980	4.356	4.573
	Motolský rybník R1	2013	podzim	4.361	3.294	3.643	6.780	4.849	3.927	4.391	4.809	5.610
	Motolský rybník R2	2013	léto	3.932	2.990	3.106	6.510	5.099	3.553	3.425	4.315	4.206
	Motolský rybník R2	2013	podzim	4.306	3.188	3.445	7.211	5.127	3.658	4.592	4.714	5.760
	Motolský rybník R3	2010	podzim	4.381	3.261	3.872	6.615	4.872	3.709	4.323	5.360	4.912
	Motolský rybník R3	2010	podzim	4.413	3.286	3.917	6.630	4.896	3.728	4.381	5.460	4.941
	Motolský rybník R3	2011	jaro	4.323	3.688	3.179	7.425	5.199	3.792	5.131	5.192	5.107
	Motolský rybník R3	2011	jaro	4.349	3.783	3.238	7.453	5.182	3.796	5.085	5.125	5.327
	Motolský rybník R3	2011	podzim	4.434	3.847	3.676	7.852	5.209	3.899	4.294	5.241	4.481
Motolský rybník R3	2011	podzim	4.464	3.917	3.711	7.874	5.203	3.888	4.240	5.143	4.756	

<b>Motolský potok</b>	<b>Motolský rybník R3</b>	2013	jaro	3.967	2.892	3.705		5.061	3.707	3.957	4.716	4.214
	<b>Motolský rybník R3</b>	2013	léto	3.640	2.535	4.056	5.983	4.767	3.607	3.445	4.043	5.281
	<b>Motolský rybník R3</b>	2013	podzim	3.610	2.444	2.532	6.197	4.636	3.050	4.236	4.007	4.368
<b>Měcholupský potok</b>	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2010	podzim	3.363	3.171	3.722	7.299	4.181	3.144	3.920	3.964	4.103
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2010	podzim	4.211	3.182	3.737	7.314	4.223	3.165	3.953	3.890	4.116
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2011	jaro	3.147	3.230	3.687	7.243	4.374	3.129	3.923	4.266	4.152
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2011	jaro	3.137	3.164	3.619	7.228	4.404	3.143	3.948	4.231	4.168
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2011	podzim	3.135	3.173	3.687	7.227	4.244	3.076	3.857	4.175	4.065
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2011	podzim	3.147	3.090	3.622	7.205	4.268	3.088	3.886	4.144	4.077
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2012	jaro	3.079	3.171	3.760	6.991	4.021	2.970	3.805	4.128	3.960
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2012	jaro	2.982	3.046	3.641	6.941	4.080	3.012	3.858	4.114	3.985
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2012	podzim	3.289	3.375	3.872	7.729	4.228	3.371	3.889	4.297	4.124
	<b>RN Hornoměřolupská</b>	2012	podzim	3.230	3.490	3.931	7.762	4.244	3.362	3.858	4.359	4.146
<b>Prokopský potok</b>	<b>RN Stodůlky N1</b>	2011	jaro	3.761	3.339	3.747	5.681	4.805	3.883	4.183	4.089	4.165
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2011	jaro	3.820	3.438	3.692	5.704	4.723	3.912	4.038	4.068	4.499
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2011	podzim	3.909	3.248	3.748	5.557	4.762	4.063	3.626	4.650	4.298
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2011	podzim	3.814	3.485	3.710	5.591	4.754	4.077	3.617	4.596	4.320
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2012	jaro	3.635	2.681	3.374	7.243	5.065	4.193	3.871	4.532	4.484
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2012	jaro	3.677	2.710	3.391	7.276	5.047	4.171	3.869	4.535	4.524
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2012	podzim	3.493	2.706	3.612	6.806	5.136	4.103	3.916	4.193	4.459
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2012	podzim	3.511	2.705	3.580	6.806	5.146	4.100	3.929	4.227	4.508
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2013	jaro	3.580	2.957	3.658		4.965	4.061	3.672	4.778	4.120
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2013	léto	3.767	2.982	3.468	6.499	5.222	4.370	4.085	4.865	4.999
	<b>RN Stodůlky N1</b>	2013	podzim	3.807	3.512	3.744		4.710	3.734	4.031	3.856	4.969
	<b>RN Stodůlky N2</b>	2011	jaro	4.008	3.258	3.857	6.059	5.291	4.177	4.760	4.932	4.875
	<b>RN Stodůlky N2</b>	2011	jaro	3.981	3.248	3.838	6.045	5.334	4.238	4.809	4.965	4.896
	<b>RN Stodůlky N2</b>	2011	podzim	3.574	3.169	3.861	5.913	5.024	4.276	3.871	5.078	4.087
	<b>RN Stodůlky N2</b>	2011	podzim	3.622	3.236	3.919	5.981	5.091	4.348	3.941	5.148	4.156
	<b>RN Stodůlky N2</b>	2013	jaro	3.617	3.022	3.753	6.596	5.019	4.342	3.829	5.172	4.052
	<b>RN Stodůlky N2</b>	2013	léto	4.465	3.217	3.704		5.649	4.530	4.452	5.132	5.038

Prokopský potok	RN Stodůlky N2	2013	podzim	3.717	2.940	3.555		4.733	3.641	4.089	3.901	4.476
	RN Stodůlky N1	2010	podzim	4.544	3.201	4.086	7.406	4.758	3.581	4.461	4.384	4.594
	RN Stodůlky N3	2010	podzim	4.721	3.247	4.111	7.645	4.874	3.705	4.488	4.512	4.700
	RN Stodůlky N3	2011	jaro	4.537	3.711	3.688	7.480	5.231	3.393	4.853	4.647	
	RN Stodůlky N3	2011	jaro	4.577	3.731	3.805	7.346	5.245	3.404	4.970	4.662	
	RN Stodůlky N3	2011	podzim	4.187	3.566	3.660	7.224	5.096	3.539	4.054	4.380	5.190
	RN Stodůlky N3	2011	podzim	4.181	3.616	3.769	7.101	5.117	3.549	4.169	4.392	5.222
	RN Stodůlky N3	2012	jaro	3.954	2.739	3.699	6.615	5.024	4.209	4.613	5.254	4.287
	RN Stodůlky N3	2012	jaro	4.027	2.707	3.718	6.643	5.035	4.214	4.633	5.284	4.289
	RN Stodůlky N3	2012	podzim	4.261	3.201	4.182		5.711	4.616	5.109	4.586	4.982
	RN Stodůlky N3	2012	podzim	4.307	3.193	4.173		5.668	4.565	5.088	4.592	5.049
	RN Stodůlky N3	2013	jaro	3.969	3.215	4.009		5.566	4.349	4.540	5.015	5.954
	RN Stodůlky N3	2013	léto	3.833	3.094	3.463		5.011	4.076	4.525	4.920	4.468
	RN Stodůlky N3	2013	podzim	4.034	3.208	3.946		5.541	3.978	5.162	4.875	
Hájecký potok	RN Stodůlky N1	2013	jaro	3.463	2.834	3.297	6.359	4.837	3.958	3.175	4.315	4.583
	RN R1 Hájecká	2013	léto	4.101	3.000	4.119		4.763	3.666	4.144	4.819	4.903
	RN R1 Hájecká	2013	podzim	3.366	2.601	3.592		4.270	2.921	3.693	4.200	4.395
	RN R1 Hájecká	2012	jaro	3.881	3.087	3.316	6.735	4.895	3.829	3.362	4.722	4.794
	RN R1 Hájecká	2012	jaro	3.777	3.055	3.282	6.663	4.977	3.907	3.431	4.803	4.827
	RN R1 Hájecká	2012	podzim	4.099	3.126	3.555	6.876	4.819	3.704	3.617	4.849	4.945
	RN R1 Hájecká	2012	podzim	4.119	3.204	3.566	6.916	4.876	3.785	3.673	4.919	5.003
	RN R2 Hájecká	2013	jaro	2.930	2.926	3.523	6.775	4.787	4.285	3.519	4.502	4.091
	RN R2 Hájecká	2013	léto	4.017	2.995	3.830		5.118	4.268	4.357	4.614	5.244
	RN R2 Hájecká	2013	podzim	3.762	2.942	3.994	6.738	4.723	3.437	4.547	4.624	5.003
	RN R2 Hájecká	2012	jaro	4.155	3.475	4.043	7.486	5.868	4.782	4.285	5.236	4.935
	RN R2 Hájecká	2012	jaro	4.165	3.428	4.011	7.455	5.868	4.815	4.323	5.265	4.973
	RN R2 Hájecká	2012	podzim	4.031	3.473	4.450	7.306	5.340	4.494	4.696	5.296	5.340
	RN R2 Hájecká	2012	podzim	3.907	3.388	4.325	7.203	5.618	4.447	4.657	5.610	5.655
	RN R3 Hájecká	2013	jaro	3.835	3.542	4.029	6.225	5.584	4.565	4.267	5.285	4.721
RN R3 Hájecká	2013	léto	4.201	2.861	3.588		5.452	4.073	4.076	4.639	5.202	

Hájecký potok	RN R3 Hájecká	2013	podzim	3.829	3.281	3.576	6.108	4.369	3.492	3.919	4.168	4.174
	RN R3 Hájecká	2010	podzim	4.681	2.992	3.924	7.266	4.968	4.040	4.448	4.884	4.904
	RN R3 Hájecká	2010	podzim	4.710	3.012	3.940	7.068	4.990	4.067	4.480	5.030	4.924
	RN R3 Hájecká	2012	jaro	4.040	2.743	3.989	5.798	5.001	4.303	4.078	5.522	4.598
	RN R3 Hájecká	2012	jaro	4.028	2.769	3.992	5.815	5.011	4.313	4.074	5.466	4.611
	RN R3 Hájecká	2012	podzim	4.217	2.771	4.200	6.302	5.403	4.754	4.257	5.616	4.851
	RN R3 Hájecká	2012	podzim	4.422	2.911	4.295	6.389	5.408	4.738	4.284	5.593	4.896
Košíkovský potok	RN R3 Košíkovský	2010	podzim	4.062	2.884	3.645	7.817	4.664	3.126	4.178	4.800	4.069
	RN R3 Košíkovský	2010	podzim	4.234	2.791	3.695	8.046	4.772	3.264	4.012	4.879	4.282
	RN R3 Košíkovský	2011	jaro	4.133	3.432	3.487	7.936	4.853	2.551	4.514	4.994	5.983
	RN R3 Košíkovský	2011	jaro	4.299	3.339	3.533	8.174	4.981	2.685	4.293	4.989	6.114
	RN R3 Košíkovský	2011	podzim	3.791	3.401	3.751	7.846	4.534	3.259	3.990	4.616	4.539
	RN R3 Košíkovský	2011	podzim	3.965	3.305	3.800	8.084	4.654	3.381	3.785	4.650	4.714
	RN R3 Košíkovský	2012	jaro	2.533	2.636	3.762	7.713	4.806	3.504	3.757	4.598	4.104
	RN R3 Košíkovský	2012	jaro	2.442	2.607	3.693	7.621	5.089	3.515	3.772	4.927	4.424
	RN R3 Košíkovský	2012	podzim	2.847	3.396	4.024		5.146	3.849	3.957	5.000	4.731
	RN R3 Košíkovský	2012	podzim	2.873	3.437	4.031		5.158	3.869	3.990	4.990	4.757
	RN R3 Košíkovský	2013	jaro	3.323	3.273	3.636		4.843	3.780	3.694	4.737	4.658
	RN R3 Košíkovský	2013	léto	3.849	2.951	3.325	6.544	4.828	3.632	3.900	4.071	4.877
	RN R3 Košíkovský	2013	podzim	3.596	2.985	3.276	6.744	5.009	2.809	3.967	4.451	6.212
	RN R4 Košíkovský	2010	podzim	3.741	2.588	3.675	6.581	4.597	2.294	4.026	4.296	3.493
	RN R4 Košíkovský	2010	podzim	3.787	2.543	3.759	6.880	4.784	2.380	3.893	4.369	3.759
	RN R4 Košíkovský	2011	jaro	3.702	2.945	3.206	7.154	4.489	2.628	3.920	3.788	3.803
	RN R4 Košíkovský	2011	jaro	3.650	3.016	3.132	6.872	4.269	2.490	3.988	3.648	3.895
	RN R4 Košíkovský	2011	podzim	3.685	2.977	3.517	7.150	4.645	3.070	3.694	4.207	3.859
	RN R4 Košíkovský	2011	podzim	3.680	3.017	3.450	6.858	4.420	2.932	3.765	4.069	3.951
	RN R4 Košíkovský	2012	jaro	2.826	2.748	3.722	6.029	4.677	2.591	3.882	4.555	3.895
RN R4 Košíkovský	2012	jaro	2.803	2.777	3.770	6.030	4.702	2.617	3.912	4.619	3.934	
RN R4 Košíkovský	2012	podzim	2.843	3.259	3.852	7.578	5.339	2.793	4.233	5.157	4.404	

Košíkovský potok	RN R4 Košíkovský	2012	podzim	2.903	3.267	3.883	7.583	5.318	2.755	4.223	5.115	4.424
	RN R4 Košíkovský	2013	jaro	3.400	2.946	3.423	6.437	4.826	3.664	3.870	4.966	4.369
	RN R4 Košíkovský	2013	léto	3.571	2.971	3.457		4.497	3.272	3.444	4.009	4.591
	RN R4 Košíkovský	2013	podzim	3.712	2.885	2.875	6.294	4.233	2.623	3.790	3.684	4.036
Milíčovský potok	Milíčovský rybník	2013	jaro	3.800	2.753	3.323	6.593	4.385	3.163	3.349	4.239	4.206
	Milíčovský rybník	2013	léto	4.074	2.889	3.336	6.571	4.435	3.041	3.663	4.153	4.709
	Milíčovský rybník	2013	podzim	3.742	2.904	3.145		4.346	2.633	4.116	4.174	4.544
	Rybník Kančík	2012	jaro	3.737	2.834	3.400	6.250	4.815	3.432	3.810	4.686	4.598
	Rybník Kančík	2012	jaro	3.773	2.826	3.374	6.260	4.792	3.437	3.809	4.692	4.598
	Rybník Kančík	2012	podzim	3.829	2.773	3.640	6.893	4.474	3.055	4.237	4.987	5.141
	Rybník Kančík	2012	podzim	3.875	2.748	3.675	6.934	4.473	3.049	4.254	5.015	5.193
	Rybník Kančík	2013	jaro	3.825	3.077	3.772	6.413	4.526	3.202	3.814	4.972	4.684
	Rybník Kančík	2013	léto	4.386	3.072	3.355		4.671	3.868	3.427	4.899	4.707
	Rybník Kančík	2013	podzim	4.052	3.268	3.820	6.578	4.366	3.032	5.157	5.041	
	Rybník Homolka	2012	jaro	3.802	2.666	3.694		4.825	3.619	3.959	4.610	4.866
	Rybník Homolka	2012	jaro	3.802	2.638	3.652		4.794	3.593	3.938	4.632	4.873
	Rybník Homolka	2012	podzim	4.043	2.713	3.396		4.619	3.467	4.233	4.124	4.387
	Rybník Homolka	2012	podzim	3.941	2.683	3.398		4.600	3.389	4.216	4.134	4.388
	Rybník Homolka	2013	jaro	3.507	2.459	3.061		4.363	2.934	3.497	3.985	4.102
	Rybník Homolka	2013	léto	3.869	2.970	3.327		4.367	3.152	3.743	4.205	4.402
	Rybník Homolka	2013	podzim	3.820	3.015	3.522		4.126	2.904	4.143	3.812	4.440
	Rybník Vrah	2012	jaro	3.910	2.707	3.269	5.873	4.890	3.550	4.190	4.731	4.899
	Rybník Vrah	2012	jaro	4.002	2.807	3.362	5.970	4.960	3.590	4.229	4.783	4.931
	Rybník Vrah	2012	podzim	4.141	2.767	3.593	6.127	4.723	3.365	4.722	4.898	4.746
	Rybník Vrah	2012	podzim	4.197	2.763	3.613	6.130	4.743	3.361	4.721	4.907	4.758
	Rybník Vrah	2013	jaro	4.226	3.104	3.824	5.865	5.092	3.475	4.210	5.059	5.067
	Rybník Vrah	2013	léto	4.106	3.046	3.499	6.244	5.135	3.425	4.279	4.596	5.437
	Rybník Vrah	2013	podzim	4.141	3.010	3.772	6.115	4.976	3.345	4.764	5.008	4.736
RN R4 Milíčov	2010	podzim	4.373	3.078	3.823	6.983	4.361	3.508	3.940	4.200	4.503	

Milíčovský potok	RN R4 Milíčov	2010	podzim	4.417	3.119	3.879	7.002	4.423	3.589	3.966	4.233	4.533
	RN R4 Milíčov	2011	jaro	4.548	3.612	3.357	7.401	4.938	3.524	4.685	4.240	5.067
	RN R4 Milíčov	2011	jaro	4.591	3.653	3.413	7.419	5.001	3.605	4.712	4.273	5.096
	RN R4 Milíčov	2011	podzim	4.473	3.725	4.038	7.577	4.941	3.654	4.446	4.332	5.062
	RN R4 Milíčov	2011	podzim	4.389	3.689	3.964	7.551	4.917	3.625	4.481	4.364	5.102
	RN R4 Milíčov	2012	jaro	2.987	2.661	3.720	6.250	3.926	3.513	3.606	4.400	4.047
	RN R4 Milíčov	2012	jaro	3.001	2.618	3.706	6.230	4.010	3.493	3.593	4.408	4.056
	RN R4 Milíčov	2012	podzim	4.243	2.911	3.947	7.134	4.122	3.603	3.711	4.787	4.271
	RN R4 Milíčov	2012	podzim	4.173	2.879	3.891	7.096	4.232	3.665	3.754	4.837	4.307
	RN R4 Milíčov	2013	jaro	4.159	3.377	3.434	6.191	5.046	3.710	4.190	4.850	4.795
	RN R4 Milíčov	2013	léto	4.051	3.233	3.719	5.611	4.828	3.633	4.003	4.496	4.625
	RN R4 Milíčov	2013	podzim	4.280	3.064	3.237	6.282	4.805	3.391	4.180	4.255	4.512
Rokytko	Velký Počernický rybník	2010	podzim	3.847	3.066	3.620	7.059	4.678	3.156	3.943	4.274	4.672
	Velký Počernický rybník	2010	podzim	3.990	3.215	3.721	6.960	4.771	3.266	4.048	4.517	4.761
	Velký Počernický rybník	2012	jaro	4.062	3.177	3.783	7.151	4.781	3.391	4.196	5.028	4.828
	Velký Počernický rybník	2012	jaro	4.090	3.140	3.788	7.144	4.835	3.424	4.217	5.060	4.841
	Velký Počernický rybník	2012	podzim	4.351	3.054	3.714	7.207	4.736	3.384	4.114	4.644	4.739
	Velký Počernický rybník	2012	podzim	4.452	3.233	3.841	7.160	4.895	3.537	4.252	4.910	4.836
	Rybník Kyjský	2010	podzim	4.688	3.287	3.786	8.248	5.285	3.808	3.859	5.205	4.893
	Rybník Kyjský	2010	podzim	4.623	3.143	3.911	8.331	5.350	3.875	3.976	5.233	4.993
	Rybník Kyjský	2012	jaro	4.381	2.963	3.603	7.934	5.077	3.597	3.592	4.828	4.689
	Rybník Kyjský	2012	jaro	4.594	3.088	3.634	7.908	5.359	3.505	3.667	4.963	4.692
	Rybník Kyjský	2012	podzim	4.977	3.308	3.809	8.323	5.529	3.710	4.034	5.367	5.011
	Rybník Kyjský	2012	podzim	5.000	3.223	3.985	8.441	5.564	3.750	4.123	5.375	5.103
Litovecko-Šárecký potok	Rybník Strnad	2010	podzim	4.275	3.180	3.556	7.208	4.272	3.308	4.013	4.034	4.632
	Rybník Strnad	2010	podzim	4.287	3.189	3.511	7.022	4.308	3.330	4.066	4.240	4.638
	Rybník Strnad	2011	jaro	4.481	3.382	2.655	7.519	4.956	3.179	3.071	4.144	4.894
	Rybník Strnad	2011	jaro	4.577	3.439	2.677	7.391	5.061	3.269	3.196	4.420	4.970
	Rybník Strnad	2011	podzim	4.756	3.559	2.749	7.749	5.092	3.538	2.915	4.182	5.148

Litovecko-Šárecký potok	<b>Rybník Strnad</b>	2011	podzim	4.757	3.550	2.690	7.606	5.189	3.609	3.001	4.408	5.167
	<b>Rybník Strnad</b>	2012	jaro	3.516	3.260	4.164	6.357	3.904	3.606	3.981	4.381	4.538
	<b>Rybník Strnad</b>	2012	jaro	3.515	3.257	4.167	6.364	3.834	3.616	3.998	4.339	4.551
	<b>Rybník Strnad</b>	2012	podzim	3.862	3.662	4.285	6.582	4.006	3.824	4.049	4.676	4.775
	<b>Rybník Strnad</b>	2012	podzim	3.936	3.635	4.247	6.603	4.034	3.859	4.083	4.682	4.797
	<b>Rybník Strnad</b>	2013	léto	4.083	2.733	3.298	6.631	5.048	3.738	2.674	4.754	4.901
	<b>Rybník Strnad</b>	2013	podzim	3.911	3.653	3.392	6.838	4.697	3.393	2.792	4.510	4.600
	<b>VD Jiviny</b>	2010	podzim	4.242	2.658	3.342	7.402	4.492	3.666	4.145	4.786	4.706
	<b>VD Jiviny</b>	2010	podzim	4.042	2.489	3.312	7.293	4.409	3.689	4.171	4.749	4.758
	<b>VD Jiviny</b>	2012	jaro	3.992	2.463	3.280	7.115	4.391	3.625	4.149	4.657	4.701
	<b>VD Jiviny</b>	2012	jaro	3.896	2.778	3.614	7.217	4.580	3.745	4.219	4.742	4.876
	<b>VD Jiviny</b>	2012	podzim	4.424	2.972	3.413	7.622	4.934	4.019	4.197	4.894	4.701
	<b>VD Jiviny</b>	2012	podzim	4.592	3.209	3.737	7.409	5.100	4.198	4.358	5.060	5.181
	<b>VD Jiviny</b>	2013	léto	3.120	2.850	2.514	6.533	5.138	3.755	2.775	4.267	4.649
	<b>VD Jiviny</b>	2013	podzim	3.470	2.929	2.915	6.093	4.544	3.316	2.800	4.000	4.554