

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

diplomová práce

**Hodnocení kontaminace ryb ve významných  
rybářských revírech**

Autor: Bc. Daniel Červený

Vedoucí bakalářské práce: doc. Ing. Tomáš Randák, Ph. D.

Konzultant: Mgr. Kateřina Grabicová

Studijní program: Zootechnika

Studijní obor: Rybářství

Forma studia: Prezenční

Ročník: 2

České Budějovice 2012

## Anotace

Tato práce se zabývá hodnocením kontaminace ryb vybranými cizorodými látkami z řad toxických kovů, polychlorovaných bifenyků a pesticidů v 31 vybraných rybářských revírech. Sledování polutantů bylo prováděno v období let 2006 – 2010. Odlovy byly prováděny pomocí elektrických agregátů a rybářských udic. Sledování obsahu cizorodých látek bylo prováděno ve svalovině ryb odlovených v dané lokalitě. Ve svalovině ryb byly sledovány koncentrace Hg, Cd, Pb, PCB, DDT, HCH a HCB. Jako referenční druh byl pro porovnání zatížení jednotlivých lokalit využit cejn velký (*Abramis brama*). Výsledky analýz svaloviny ryb byly konfrontovány s příslušnými hygienickými limity. Na 18 lokalitách bylo zjištěno překročení hygienického limitu u některého ze vzorků. Hlavním polutantem kontaminujícím vodní prostředí byla rtuť.

## Abstract

The object of this thesis is the assessment of fish contamination by selected foreign substances as toxic metals, polychlorinated biphenyls and pesticides in 31 selected fishing grounds. The monitoring was realized between years 2006 and 2010. Fish were caught by electric device and fishing rods. Concentrations of Hg, Cd, Pb, PCB, DDT, HCH and HCB in fish muscle tissues were monitored. Common bream (*Abramis brama*) was selected as a reference species for a comparison of the monitored sites. The results of analysis were compared with valid hygienic limits. Overrun of hygienic limit for some of the monitored pollutants were observed in 18 localities. We found mercury as a major pollutant in the aquatic environment.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

.....

Daniel Červený

V Českých Budějovicích, 25. dubna 2012

**ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE**  
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Daniel ČERVENÝ**  
Osobní číslo: **V10N025P**  
Studijní program: **N4103 Zootechnika**  
Studijní obor: **Rybářství**  
Název tématu: **Kontaminace ryb v rybářských revírech ČR**  
Zadávající katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

*Zásady pro vypracování:*

Cíl práce: Cílem práce bude analyzovat data shromážděná v průběhu let 2006 - 2010 ve 30 významných rybářských revírech ČR, posoudit zatížení ryb vybranými cizorodními látkami a jejich hodnotit jejich konzumovatelnost

Práce bude navazovat na bakalářskou práci Daniela Červeného. V rybách budou sledovány koncentrace Hg, Cd, Pb, PCB, DDT, HCH, HCB. Hodnoty budou vztahovány ke svalovině a přepočítávány také na tuk. Jako referenční druh pro porovnání jednotlivých lokalit bude využíván cejn velký (*Abramis brama*). Dále budou porovnávána data zjištěná u ostatních analyzovaných druhů ryb, které jsou rybáři preferovány a konzumovány. Výsledky analýz svaloviny ryb budou konfrontovány s příslušnými hygienickými limity. V současné době stanovuje hygienické limity a nejvyšší přípustná množství (NPM) kontaminantů v potravinách nařízení Komise 1881/2006/ES (nahrazuje 466/2001/ES) v platném znění, vyhláška MZd. č.68/2005 Sb. a vyhláška č. 305/2004 Sb.

Rozsah grafických prací: **10 - 15 tabulek a grafů**  
Rozsah pracovní zprávy: **30 - 40 stran**  
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná**

Seznam odborné literatury:

Svobodová, Z. et al., 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN, Praha, 231 s.

Randák, T. a kol., 2007-2010. Výzkum vlivu polutantů přítomných ve vodním prostředí na ryby. Výroční zprávy projektu SP/2e7/229/07, 20 s

Randák, T., 2010: Vliv kontaminace vodního prostředí na ryby v České republice. Habilitační práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický: 162 s.

Vedoucí diplomové práce: **doc. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.**  
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický  
Konzultant diplomové práce: **Ing. Bc. Kateřina Grabicová**  
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání diplomové práce: **30. listopadu 2010**  
Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2012**

  
prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.  
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD  
Zabýjí 728/II  
389 25 Vodňany (2)

  
doc. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.  
ředitel

V Českých Budějovicích dne 14. ledna 2011

# OBSAH

1 Úvod .....	8
2 Literární rešerše .....	9
2.1 Rozdělení znečištění .....	10
2.2 Kovy.....	10
2.2.1 Rtuť .....	11
2.2.2 Kadmium .....	15
2.2.3 Olovo .....	19
2.3 Perzistentní organické látky (POPs).....	21
2.3.1 DDT .....	21
2.3.2 PCB .....	23
2.4 Dioxiny .....	26
3 Materiál a metodika .....	28
4 Výsledky a diskuse .....	30
4. 1 Šetření prováděná v roce 2006.....	30
4. 2 Šetření prováděná v roce 2007.....	31
4. 3 Šetření prováděná v roce 2008.....	33
4. 4 Šetření prováděná v roce 2009.....	34
4. 5 Šetření prováděná v roce 2010.....	35
5 Porovnání kontaminace sledovaných lokalit.....	36
6 Závěr .....	41
Seznam literatury .....	44

## 1. Úvod

Téměř veškerou činností člověka dochází ke znečišťování životního prostředí. Dříve či později končí většina polutantů, jež touto činností vznikají, v povrchových či podzemních vodách. Nevhodné obhospodařování zemědělské půdy má za následek splachování ornice z polí do vodních toků. Spolu s ornici se do recipientů dostávají hnojiva, která mají za následek zvyšování eutrofizace (znečištění fosforem a dusíkem), a také různé chemické látky sloužící k ochraně kulturních plodin před škůdci (pesticidy). Průmyslová výroba má za následek jak přímé znečišťování toků vypouštěním odpadních vod z výroby, jež mají za následek často masivní úhyny ryb a ostatních vodních živočichů, tak také znečišťování ovzduší toxickými plyny, které se pak vrací zpět na zem jako součást dešťových kapek či mlhy. Nelze pominout ani znečištění vznikající pouhou existencí člověka a jeho základními potřebami, zvyšující se přímo úměrně rostoucí populaci lidí na planetě a jejich stále více konzumním způsobem života. Komunální odpadní vody sice prošly v posledních letech značnou pozitivní změnou díky rostoucímu počtu čistíren odpadních vod, způsobeném novou legislativou a dotačními pobídkami z Evropské unie, přesto se značnou měrou podílejí na znečišťování vody na Zemi – hlavně v rozvojových zemích.

Značná část toxických látek se ve vodním prostředí váže do sedimentů, odkud se v závislosti na fyzikálně-chemických vlastnostech vody mohou uvolňovat a působit pak na vodní organismy. Některé z těchto látek mají navíc schopnost se v těle ryb a jiných živočichů kumulovat, takže se jejich koncentrace v těle živočicha s rostoucím věkem zvyšuje. Zvláště markantní je tento jev u ryb karnivorních, jež jsou konečnými konzumenty.

Jelikož se ryby z volných vod významně podílí na celkové spotřebě ryb u sportovních rybářů a jejich rodin, je z hlediska naplňování strategie bezpečnosti potravin zapotřebí věnovat pozornost také kontrole zatížení ryb žijících ve volných vodách, přičemž je vhodné zaměřit se na druhy preferované (konzumované) sportovními rybáři. Cílem této práce bylo sledovat zatížení ryb žijících ve volných vodách ČR vybranými toxickými látkami a posuzovat případná hygienická rizika pro jejich konzumenty – sportovní rybáře. Sportovní



rybáři (3,5 % populace ČR) postrádají aktuální informace o hygienické kvalitě ryb z volných vod. Z naší zkušenosti víme, že sportovní rybáři mají o informace vypovídající o zdravotní nezávadnosti ryb, které konzumují, intenzivní zájem.

V globálním měřítku však ohrožení sportovních rybářů rozhodně není nejzávažnějším problémem. Nejvíce ohroženou skupinou jsou obyvatelé oblastí, kteří jsou již po celá staletí odkázáni na konzumaci ryb a jiných vodních organismů. V některých společnostech mohou ryby představovat až 90 % lidské potravy a tito lidé většinou nemají jiné alternativy stravování. V mnoha případech se také bude jednat o státy, kde péče o zdraví lidí nebo monitoring toxických látek ve vodě není na takové úrovni jako ve vyspělých státech a mnohem více jde o peníze, než o zdraví lidí. Toxické látky, jako jsou těžké kovy, PCB, dioxiny a další, jsou celosvětovým problémem, neboť se vyskytují i v oblastech, které nikdy nebyly jejich výrobci ani spotřebiteli. Vlivem jejich značné perzistence se dostávají do atmosféry nebo mořských proudů a ovlivňují život živočichů a lidí i v takových oblastech, jakými jsou třeba Aljaška, Grónsko či severní Finsko. A to často v mnohem větší míře, než v oblastech, kde byly vyprodukovány nebo jsou používány. Alarmující hodnoty PCBs jsou například nacházeny v mateřském mléce ledních medvědů nebo inuitských žen. Dlouhodobé zanedbávání a podceňování rizik spojených s kontaminací vodního prostředí těžkými kovy vedlo v minulosti k mnoha závažným hromadným onemocněním spojených s vysokou úmrtností a trvalým poškozením zdraví lokálních lidských populací.

## 2. Literární rešerše

Existují stovky, možná tisíce polutantů; důsledky jejich přítomnosti v životním prostředí jsou předmětem zájmu výzkumu. Jejich počet každoročně stoupá – tak, jak jsou vyvíjeny nové sloučeniny a přípravky. Značná část z nich nachází komerční využití a během své výroby a následného využití se stává významným prvkem znečišťujícím vodu (P. D. Abel, 1996).

## 2.1 Rozdělení znečištění

Znečištění vodních toků lze rozdělit dle praktického posuzování na bodové znečištění, kdy se odpadní vody, výjimečně i pevné odpady (např. ze skládek), dostávají v úzce lokalizovaném prostoru do povrchových vod a mění jejich kvalitu (např. vyústění průmyslových nebo zemědělských odpadních vod do recipientu). Dále pak plošné znečištění, jež nastává jako důsledek odtoku atmosférických vod obsahujících rozpuštěné i rozptýlené půdní substráty z velkých ploch do vodních toků. Trvalé nebo dlouhodobé znečištění lze definovat jako opakující se znečištění povrchových vod (obvykle ze stejného zdroje), měnící trvale jejich kvalitu. Naproti tomu havarijní znečištění je možno charakterizovat jako náhlé, nepředvídané a obvykle krátkodobé a přechodné zhoršení jakosti vody v toku nebo nádrži, které má vliv na zhoršení některých vlastností vody a způsobuje biologické, hygienické, estetické nebo technické závady. Podle původu je možno rozlišovat znečištění povrchových vod přirozené a antropogenní. Příkladem přirozeného znečištění je zakalení vody po silném dešti, dále silné okyselení vod v důsledku výplachu rašelinišť nebo náhlých odtoků sněhových vod v některých oblastech (např. Jizery, Křemelné, Vydry a dalších). Příčinou antropogenního znečištění je ve velké většině odtok odpadních vod z průmyslové a zemědělské výroby do recipientů. V řadě případů způsobují znečištění povrchových vod společně jak antropogenní, tak i přírodní vlivy. Do této skupiny patří kalamitní situace vyvolané abnormálními klimatickými podmínkami, např. mimořádné sucha vedoucí ke značnému snížení průtoků, k oteplení vody a ke snížení obsahu kyslíku odbouráváním antropogenního znečištění, které by se jinak škodlivě neprojeвило (Vučka a kol., 1984).

## 2.2 Kovy

Nejdůležitějšími kovy z pohledu znečištění vody jsou zinek, měď, olovo, kadmium, rtuť, nikl a chrom. Hliník může být důležitý v kyselých vodách.

Některé z těchto kovů jsou nezbytnými stopovými prvky pro živé organismy, ale ve vyšších koncentracích se stávají toxickými. Ostatní, jako například olovo a kadmium, nemají známou biologickou funkci. Hlavním zdrojem znečištění kovy jsou průmyslové procesy, konkrétně ty zabývající se těžbou a zpracováním kovových rud, výrobou kovových předmětů či povrchovou úpravou kovů. Dále jsou však sloučeniny s obsahem kovů široce používány v ostatních průmyslových odvětvích: jako pigmenty v barvách a nátěrech, ve zpracování kůže, gumy, textilu, papíru a mnoha dalších procesech. Stranou průmyslových zdrojů znečištění zůstávají domácí odpady obsahující značné množství kovů, protože voda je zde v dlouhodobém kontaktu s mědí, zinkem nebo olovem obsaženými v potrubích a nádržích (P. D. Abel, 1996).

### 2.2.1 Rtuť

Rtuť se dostává do vody především atmosférickými srážkami a průmyslovými odpadními vodami. Koncentrace rtuti zjišťovaná v povrchových vodách není zcela směrodatným ukazatelem množství i eventuálního znečištění vodního prostředí. Rtuť přechází z vody do sedimentů dna tekoucích vod a nádrží, kde se hromadí většinou ve formě sulfidu. Hladina rtuti ve vnitrozemských vodách je ve srovnání s hodnotami nalezenými ve vodách moří a oceánů obvykle vyšší. V pobřežních pásmech moří, při ústí řek a v zátokách jsou koncentrace rtuti vyšší než v jiných mořských pásmech (Svobodová a kol., 1987). Dle nařízení Komise č. 1881/2006/ES byl hygienický limit pro obsah rtuti ve svalovině ryb stanoven na 0,5 mg/kg, s výjimkou úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) a štiky obecné (*Esox lucius*) z našich ryb, kde je limit 1 mg/kg.

Dle Lepoma a kol. (2012) je nejvýznamnějším zdrojem anorganické rtuti ve vodách atmosférická depozice. Zdrojem rtuti v ovzduší jsou potom podle těchto autorů v Německu převážně tepelné elektrárny a další zařízení, jež spalují fosilní paliva. Podílí se tak ze 73,8 % na celkovém množství vypouštěné rtuti do ovzduší, které činí 7,27 t/rok. Přímé vypouštění do recipientů pak tvoří 0,28 t/rok (85 % pochází z ČOV). Tato čísla však nemusí platit obecně a jsou velmi

závislá na kvalitě čištění odpadních vod z průmyslových závodů vypouštěných do recipientu a úrovni kontroly a sankcí ze strany státních orgánů vůči provozovatelům těchto zařízení.

V České republice je monitoringu toxických kovů ve vodách a tkáních vodních živočichů věnována značná pozornost, zvláště se to pak týká sledování kontaminace rtuť. Jedním z důvodů, proč je znečištění vod u nás věnována taková pozornost, je fakt, že se nacházíme na „střeše Evropy“ a jsme tak prvním znečišťovatelem vod v řekách, které po překročení některé ze státních hranic pokračují do dalších evropských států. Tato skutečnost nás tedy nutí neustále se stavem vodních toků zabývat a snažit se zlepšovat kvalitu vody odtékající z České republiky.

Rtuť se ve vodních ekosystémech vyskytuje v několika formách zahrnujících elementární rtuť ( $\text{Hg}^0$ ), anorganickou rtuť ( $\text{Hg}^+$ , nebo přesněji řečeno  $\text{Hg}^0$  zvýšená na  $\text{Hg}^{2+}$ ) a organické formy rtuti, především monomethylrtuť ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) a dimethylrtuť [ $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ ] (Kannan a kol., 1998). Jednotlivé formy rtuti se od sebe podstatně liší svými fyzikálními a chemickými vlastnostmi, jako je rozpustnost ve vodním prostředí, reaktivita, schopnost akumulace, toxicita a jejich chování v ekosystému. Anorganické formy rtuti se na bioakumulaci v ekosystémech prakticky nepodílejí, proto je pro výzkum bioakumulace rtuti nezbytné stanovení jejich organických forem. Anorganická rtuť je ve sladkovodních ekosystémech methylována na formu methylrtuti. Methylace vyžaduje jak biotickou, tak abiotickou fázi. Biologická produkce methylrtuti závisí do značné míry na anaerobních bakteriích rodu *Methanobacterium*. S jejím stoupaním v potravním řetězci se methylrtuť postupně kumuluje v rybách a ty jsou tedy hlavním zdrojem kontaminace methylrtutí u lidí. Obsah celkové rtuti v tkáních ryb je tvořen ze 70 - 95 % právě methylrtutí (Houserová a kol., 2006). Nejvyšší podíl methylrtuti z celkového obsahu je bohužel nacházen ve svalovině, jako nejčastěji konzumované části rybího těla.

Ryby jako konečný článek potravního řetězce ve vodním prostředí obsahují nejvyšší hodnoty rtuti. Stupeň hromadění rtuti v tkáních ryb je závislý na koncentraci tohoto prvku v daném prostředí, na fyzikálně-chemických vlastnostech vody, dále na druhu, věku a hmotnosti ryb a na dalších faktorech.

Z fyzikálně-chemických vlastností vody působí na stupeň kumulace rtuti zejména teplota vody a koncentrace kyslíku rozpuštěného ve vodě. Při vyšší teplotě vody hromadění rtuti v rybách vzrůstá. Ukazují na to pokusy a sledování provedené ve značně tepelně odlišných prostředích. Dosavadní sledování dále nasvědčují tomu, že ryby z větších stojatých vod (jezera, údolní nádrže) mívají vyšší obsah rtuti než ryby z tekoucích vod. Souvisí to s vyšší intenzitou methylace rtuti probíhající na dně stojatých vod v anaerobních podmínkách povrchové vrstvy sedimentů (Svobodová a kol., 1987).

Rtuť se do organismu ryb dostává s potravou přes trávicí ústrojí, žábrami a kůží. Největší význam v procesu kumulace má vstřebávání z trávicího ústrojí. Tento fakt podpořily mnohé studie – např. sledování provedená ve finském Bromarově v oblasti neohrožené znečištěním rtutí ukázala následující hodnoty: bezobratlí – 0,03 mg/kg, ryby živící se bezobratlými – 0,1 mg/kg, dravé ryby – 0,29 mg/kg a svalstvo ptáků živících se rybami – 2,0 i více mg/kg Hg (Svobodová a kol., 1987).

Obsah rtuti ve svalovině sladkovodních ryb z neznečištěného prostředí nepřesahuje  $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Hodnoty do  $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  Hg se pokládají za přirozenou koncentraci rtuti v rybí svalovině. Ve vodních prostředích silně znečištěných rtutí se zjišťuje vysoká hladina tohoto prvku v rybí svalovině. Následky těchto znečištění byly pro lidi požívající ryby nejednou tragické. Příkladem je onemocnění lidí nazývané v současné době „nemoc *Minamata*“, vzniklé po požití ryb vylovených v zátocě Minamata v Japonsku, do které byly vypouštěny průmyslové odpadní vody obsahující rtuť. Výzkumy potvrdily, že příčinou otrav byl chlorid methylrtuťnatý, který se nahromadil v rybách a mořských koryších. Rtuť z odpadních vod se hromadila v sedimentech zátoky, byla zde mikroorganismy methylována a resorbována rostlinným a živočišným planktonem, který konzumovaly ryby a koryši. Odhaduje se, že hodnoty rtuti se pohybovaly mezi  $20 - 40 \text{ mg.kg}^{-1}$  Hg ve svalovině. Kromě těchto případů otrav v okolí Minamata byla ve světě zaznamenána řada onemocnění lidí způsobených požitím potravin živočišného i rostlinného původu, kontaminovaných rtutí. To se stalo pobídkou k provádění intenzivních výzkumů stupně znečištění rtutí u všech potravin a především u sladkovodních a mořských ryb (Svobodová a kol., 1987).

Mason a kol. (2000) sledovali koncentrace rtuti v atmosféře, vodě a organismech ve dvou potocích v západním Marylandu. Celkově byly zjištěny nepatrně vyšší koncentrace rtuti ve vodě v Herrington Creek, jež vykazovala nižší hodnoty pH než v Blacklick Run. Stejně tak hodnoty bioakumulace byly v Herrington Creek vyšší. Koncentrace monomethylrtuťi (MMHg) v organismech se zvyšovala s jejich trofickou úrovní (postavení v potravním řetězci, pozn. aut.), a v podstatě veškerá rtuť zjištěná v dravém hmyzu a hmyzožravých a karnivorních rybách byla ve formě MMHg.

Kannan a kol. (1998) zjišťovali koncentrace rtuti v sedimentech a rybách z ústí řek na Floridě. Obsah celkové rtuti v sedimentech se pohyboval v rozmezí od 1 do 219 ng/g sušiny a podíl methylrtuti z celkové rtuti tvořil v průměru 0,77 %. Koncentrace celkové rtuti v rybí svalovině se pohybovala v rozmezí od 0,03 do 2,22 (s průměrem 0,31)  $\mu\text{g/g}$  v čerstvém stavu a podíl methylrtuti z celkové rtuti zde dosahoval hodnoty 83 %.

Z našich řek jsou nejvyšší koncentrace rtuti opakovaně nalézány ve vzorcích svaloviny ryb odlovených v Labi, a to konkrétně v okolí závodů specializujících se na chemický průmysl lokalizovaných v severních Čechách. Dokládá to řada studií tuzemských autorů zabývajících se monitoringem toxických látek ve vodách (Žlábek et al. 2005, Kružíková et al. 2008, Maršálek et al. 2006). Přestože ve všech uvedených studiích byly v lokalitě Obříství (Labe 116 km – recipient závodu Spolana Neratovice) nalézány největší koncentrace rtuti a často byly tyto koncentrace vyšší, než udávají hygienické limity, můžeme zde pozorovat značný posun k lepšímu. Ze srovnání dat (Žlábek et al. 2005 a Kružíková et al. 2008), jež vycházely ze vzorků odebraných v roce 2003, respektive 2007, je patrný trojnásobný pokles koncentrace methylrtuti ve svalovině tlouště z této lokality.

Klesající trend znečištění rtutí v řece Labi je patrný i ze studie německých kolegů na několika lokalitách řeky Labe prováděných v letech 1993 – 2009. Bylo zde zjištěno roční snížení kontaminace svaloviny cejna na úrovni 16,9, 16,6 a 26 ng/g w.w., dle lokality vzorkování (Lepom a kol., 2012).

Da Silva Rabitto a kol. (2011) zjišťovali obsah rtuti ve svalovině ryb druhu *Cichla monoculus* na přehradě Samuel Reservoir v Brazílii (634 km<sup>2</sup>). Jedná se o

povodí Amazonky, kde tvoří ryby značnou část potravy místních obyvatel. Značná část povodí Amazonky byla v minulosti (méně i dnes) ovlivněna těžbou zlata a jiných kovů, ovšem vyšší podíl rtuti v substrátu, vodě a vlasech místních obyvatel je zde přisuzován také vypalování pralesů a erozi půdy. Vzorkování proběhlo na dvou lokalitách – u přítoku do přehrady a u hráze a ve dvou odlišných obdobích – únor (období dešťů) a srpen (období sucha) roku 2007. V období dešťů byl průměrný obsah celkové rtuti ve svalovině ryb 0.575 µg Hg/g w.w. (48 % vzorků přesahovalo limit WHO – 0,5 mg/kg), v období sucha byl průměrný obsah celkové rtuti 0,448 µg Hg/g w.w. (33 % vzorků přesahovalo limit WHO). Tato přehrada se nachází na řece Jamari, která nebyla nikdy ovlivněna těžbou nerostů.

## 2.2.2 Kadmium

Kadmium ve vodách doprovází zinek, ale v podstatně menších koncentracích. V povrchových vodách je tento prvek přítomen v rozpuštěné nebo nerozpuštěné formě. Z rozpuštěných forem přichází v úvahu jednoduchý ion a dále různé anorganické a organické komplexní ionty. Vedle toxických účinků podobných účinkům jiných toxických kovů, tj. zejména poškození centrální nervové soustavy a parenchymatózních orgánů, má kadmium při dlouhodobém působení i ve stopových množstvích některé specifické účinky. Jde především o negativní vliv na orgány reprodukce. Protože kadmium je toxický kov s výraznou bioakumulační schopností, je nutné věnovat pozornost především jeho obsahu ve svalovině tržních ryb (Svobodová a kol., 1987). Hygienický limit pro obsah kadmia ve svalovině ryb byl stanoven na 0,05 mg/kg s výjimkou úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) z našich ryb, kde je limit 0,1 mg/kg (nařízení Komise č. 1881/2006/ES). Kadmium má schopnost kumulovat se v potravních řetězcích a bylo prokázáno i jeho kancerogenní působení. Proto se nyní za nejvyšší přípustnou koncentraci kadmia ve vodě považuje  $1 \cdot 10^{-4}$  mg.l<sup>-1</sup> (Svobodová a kol., 1987).

Příkladem hromadné intoxikace kadmiiem u lidí může být incident, který se stal v Japonsku. Nemoc *itai-itai* (v překladu „bolí-bolí“) je případ hromadné intoxikace kadmiiem v prefektuře Toyama v Japonsku. Otrava se projevovovala především selháním ledvin a měknutím kostí a byla provázána velkými bolestmi, díky nimž vznikl název pro nemoc. Kadmium se dostávalo z těžebních závodů do řek, jejichž vodou byla zavlažována rýžová pole. Kadmium se v redukčním prostředí rýžových polí sráželo v podobě sulfidu a stávalo se tak nemobilním. Když však byla rýžoviště vysušována, aby mohla být sklízena s použitím mechanizace, změnila se oxidační podmínky. Kadmium se ze sulfidu uvolnilo do roztoku. V něm se vázalo na oxyhydroxidy manganu a železa, nebo na karbonáty či jílové minerály. Tyto vazby byly labilní a kadmium tak mohlo vstoupit do potravního řetězce. Postižení obyvatelé oblasti přijímali denně v potravě asi 300 až 400 µg kadmia, což je asi dvacetinásobek přirozeného příjmu kadmia. Nemoc se začala projevovat v roce 1912, ale její výzkum začal až v 50. letech 20. století. Teprve v květnu 1968 japonské Ministerstvo zdravotnictví a sociální péče oficiálně oznámilo, že *itai-itai* je nemoc způsobená chronickou otravou kadmiiem. Kadmium inhibuje sulfohydrolytové enzymy. Konkuruje vápníku, železu, zinku a mědi. Zasahuje do metabolismu cukrů, tlumí sekreci inzulínu a tím vede ke zvýšení hladiny cukrů v krvi a k vylučování glukózy močí. Dochází k poškození ledvinových kanálků, což následně znemožňuje vstřebávání vápníku a fosfátů. Nedostatek těchto minerálů má za následek měknutí kostí (osteomalacii), doprovázené silnými bolestmi. Měknutí kostí je jedním z hlavních průvodních jevů otrav kadmiiem. Postižené často bolí páteř a dlouhé kosti, především v nohou. Kvůli změnám v kostech se u postižených objevuje kolébavá chůze. Časem se kosti stávají náchylnějšími ke zlomeninám. Další průvodní jevy zahrnují kašel, anémii a selhání ledvin, které vede až ke smrti (<http://www.enviwiki.cz/wiki/ITAI-ITAI>).

Cinier a kol. (1999) uskutečnili výzkum akumulace a eliminace kadmia v tkáních kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Ryby byly umístěny do dvou 1000l vnitřních betonových nádrží se stálým průtokem 8 l/min. Koncentrace kadmia byla v jedné nádrži udržována na hladině 53 µg/l a v druhé nádrži 443 µg/l po dobu 127 dní. Fáze vystavení účinkům kadmia trvala 127 dní a byla následována



43denní fázi čištění. Data ukázala, že vystavení ryb působení kadmia způsobuje jeho prokazatelnou absorpci v tkáních. Koncentrace kadmia po 106 dnech prudce vzrostla v ledvinách a játrech, zatímco ve svalovině nebyl nárůst tak významný. Po 127 dnech trvání testu byla hladina kadmia (u koncentrace 53  $\mu\text{g/l}$ ) v ledvinách 4x vyšší než v játrech a 50x vyšší než ve svalovině. U koncentrace 443  $\mu\text{g/l}$  Cd byl obsah kadmia v ledvinách oproti v játrech vyšší 2x a oproti svalovině 100x. Během 43 dní čištění, kdy byla z vody odstraněna kontaminující látka, byla ztráta akumulovaného kadmia ve svalovině okamžitá a rychlá. Naopak nebyl pozorován úbytek kadmia v ledvinách a játrech.

Žlábek a kol. (2006) sledovali obsah cizorodých látek ve vzorcích tkání (svalovina, játra, ledviny, jikry a mlíčí) kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Byly zjištěny statisticky významně vyšší ( $p < 0,01$ ) hodnoty Hg ve svalovině, Cd a Zn v ledvinách a Cu v játrech oproti obsahu těchto kovů v ostatních tkáních.

Svobodová a kol. (2002) posuzovali stav vybraných rybníků jižních a západních Čech z hlediska obsahu kovů v tkáních kaprů a sedimentech dna. V podzimním období roku 2000 až 2001 byly vyšetřovány rybníky Regent, Tovaryš, Dřemliny, Horusický a Bezdrev. Z každého rybníka bylo odebráno sedm tržních kaprů, analyzovány byly vzorky svaloviny, jater, ledvin a gonád. Nejvyšší koncentrace kadmia byly stanoveny v ledvinách, a to v rozmezí od 0,023  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (rybník Regent) do 0,102  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (rybník Bezdrev). Naproti tomu nejnižší koncentrace byly zjištěny ve svalovině, a to v naprosté většině případů v množství menším než 0,001  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Nejvyšší obsahy kadmia v České republice byly nalezeny v řekách znečištěných starými hornickými pracemi, například na dolním toku Litavky vlévající se do Berounky, v řekách v západní části Krušných hor a v řekách znečištěných odpady z pokovovacích lázní (Lužická Nisa). Pokud se takové znečištění dostává do drobného vodního toku, mohou koncentrace kadmia v sedimentech být až desettisíckrát vyšší než koncentrace přirozené. Takové výjimečně vysoké znečištění kadmiiem bylo r. 1986 popsáno ve Vinořském potoce a přilehlých rybnících na severovýchodním okraji Prahy. Oblast byla u nás i ve světě považována za jednu z nejvíce znečištěných lokalit kadmiiem a dalšími těžkými kovy. Ty pocházely z galvanovny v bývalém podniku PAL

Kbely. Na ploše necelých dvou hektarů bylo v rybničním sedimentu deponováno 9 tun kadmia, 21 tun chrómu, 15 tun mědi, 73 tuny zinku, 4 tuny niklu a 1,5 tuny olova (<http://www.enviwiki.cz/wiki/ITAI-ITAI>).

Baldisserotto a kol. (2004) zjišťovali ochranné účinky podávání určitých koncentrací vápníku v potravě pstruha duhového omezující příjem kadmia rybami z vody přes žaberní aparát. Již dříve bylo prokázáno, že příjem kadmia rybami klesá v závislosti na koncentraci vápníku ve vodě (Carrol et al., 1979, Hansen et al., 2002). Při testu byly ryby rozděleny do několika skupin, kde byly krmeny krmivem s různou koncentrací  $\text{Ca}^{2+}$  (20, 30, 60 mg/g). Na konci 14denního testu byly ryby z každé skupiny přemístěny do vody obsahující 50 g/l Cd, ve které byly ponechány 3 hodiny, poté byly vyhodnoceny koncentrace Cd v krevní plasmě a jednotlivých orgánech ryb. Nejnižší koncentrace kadmia byly zaznamenány u ryb krmených krmivem s obsahem 60 mg  $\text{Ca}^{2+}$ /g, ovšem byla zde zaznamenána také značná mortalita v prvních 7 dnech testu. Nejvyšší koncentrace kadmia byly zjištěny u skupiny krmené krmivem s obsahem 20 mg  $\text{Ca}^{2+}$ /g. Zvýšená mortalita u jedné ze skupin byla dána zřejmě adaptací na nezvyklou dietu a pravděpodobně by se dala snížit použitím jiné vápenné soli než  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ .

Sledování kontaminace svaloviny ryb bylo prováděno také ve Španělsku, severně od Barcelony na řece Ripoll. Vzorokly byly získány v roce 2009 z 6 lokalit (3 málo ovlivněné činností člověka a 3 v oblasti urbanistických center a průmyslové výroby). Obsah kovů byl stanoven ve svalovině a játrech 60 ks ryb druhu *Barbus meridionalis* (10 ks z každé lokality). Průměrný obsah Cd ve svalovině v lokalitách s vyšší úrovní znečištění byl 0,002 – 0,004 mg/kg (v kontrolních lokalitách 0,001 – 0,002 mg/kg). V játrech se průměrné hodnoty dle lokalit pohybovaly v rozmezí 0,024 – 0,055 mg/kg v lokalitách s vyšší úrovní znečištění a v rozmezí 0,012 – 0,028 mg/kg v kontrolních lokalitách (Maceda-Veiga a kol., 2012).

Gupta a kol. (2009) prováděli výzkum kontaminace vody, sedimentů a svaloviny ryb v oblasti Allahabad v Indii (7 261 km<sup>2</sup>) – jedná se o soutok řek Ganga a Yamuna. Obě tyto řeky protékají oblastí s vysokou mírou průmyslové výroby a hustým zalidněním. Odběry byly prováděny v letech 2005 – 2006 a to

ve dvouměsíčních intervalech. Při každém odběru bylo získáno 40 vzorků sedimentů, vody a ryb druhu *Channa punctatus*. Průměrné hodnoty obsahu kadmia v sedimentech pro jednotlivé odběry se pohybovaly od 0,14 – 1,40 ppm (ekvivalent mg/kg). Zjištěný obsah kadmia ve vodě byl v rozmezí průměrných hodnot 0,00 – 0,012 ppm. V rybí svalovině se úroveň kontaminace kadmiem pohybovala mezi 0,032 – 0,048 ppm.

Při výzkumu prováděném na šesti lokalitách řeky Neretva (Bosna a Hercegovina), zabývající se obsahem kovů ve svalovině ryb byly zjištěny koncentrace kadmia v rozmezích 0 – 0,080 mg/kg (průměr 0,013 – 0,055 dle lokalit) ve vzorcích svaloviny a 0,004 – 0,540 mg/kg ve vzorcích odebraných z jater (Djedjibegovic a kol., 2012).

### 2.2.3 Olovo

Významným zdrojem znečištění atmosférických a tím i povrchových vod olovem jsou výfukové plyny motorových vozidel, obsahující rozkladné produkty tetraethylolova (dnes už se ve většině vyspělých zemí olovnaté benzíny nepoužívají, přesto jimi způsobené znečištění olovem v přírodě přetrvává, pozn. autora). Ve vodním prostředí se olovo hromadí především v sedimentech dna, kde je jeho obsah zhruba o 4 řády vyšší ve srovnání s koncentrací ve vodě. Toxicita olova pro ryby a ostatní vodní organismy je silně ovlivněna kvalitou vody. Závisí na rozpustnosti sloučenin olova a na koncentraci vápníku a hořčíku ve vodě. Se zvyšující se kyselinovou kapacitou (alkalitou) a hodnotou pH vody rozpustnost sloučenin olova ve vodě klesá. Dále se uvádí snížení toxicity olova se zvyšující se koncentrací vápníku a hořčíku ve vodě. Olovo – podobně jako rtuť, arzén a další toxické prvky – může prostřednictvím vodních mikroorganismů ve vodním prostředí tvořit organické methylderiváty, které se hromadí ve vodních organismech (Svobodová a kol., 1987). Hygienický limit pro obsah olova ve svalovině ryb byl stanoven na 0,3 mg/kg (nařízení Komise č. 1881/2006/ES).

Olovo nemá žádnou známou biologickou funkci, ale má schopnost akumulace v mnoha organismech, dokud nedosáhne toxické úrovně. Obsah olova v drůbežím mase se pohybuje v průměru okolo 0,015 ppm. V mase ryb pocházejících z prostředí neznečištěných závažně olovem je uváděn průměr 0,6 ppm (Chakraborty a kol., 2008).

Kumar a kol. (1991) provedl laboratorní výzkum bioakumulace olova v různých orgánech na akvarijní rybě (*Colisa fasciatus*). Ryby byly vystaveny působení vody se subletální koncentrací olova. Měření zjistila vysoké koncentrace olova v žábách a svalovině a ukázala, že tyto tkáně jsou hlavním místem akumulace olova v těle těchto ryb.

Gupta a kol. (2009) zjišťovali obsah olova v sedimentech, vodě a svalovině ryb v oblasti Allahabad v Indii. Naměřené hodnoty v sedimentech se v průměru pohybovaly od 4,28 do 8,40 ppm. Ve vodě byly zjištěny koncentrace v rozmezí 0,018 – 0,086 ppm a ve svalovině ryb druhu *Channa punctatus* byla míra kontaminace mezi 1,86 – 2,89. Tato úroveň kontaminace olovem je již opravdu vysoká a poukazuje na značné dlouhodobé znečišťování vodních toků.

Djedjibegovic a kol. (2012) prováděli podobný výzkum na šesti lokalitách řeky Neretva (Bosna a Hercegovina). Lokality odběru byly velmi odlišné z hlediska urbanizace a průmyslové výroby v okolí. Koncentrace olova ve svalovině ryb byly v rozmezí 0,007 – 2,957 mg/kg (průměr dle lokalit 0,055 – 0,703 mg/kg). Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány u vzorků svaloviny tlouště odebraných 3 km pod městem Konjic. Nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi hodnotami Pb ve svalovině a v játrech.

Sledování kontaminace svaloviny a jater ryb bylo prováděno také ve Španělsku, severně od Barcelony na řece Ripoll. Vzorky byly získány v roce 2009 z 6 lokalit (3 málo ovlivněné činností člověka a 3 v oblasti urbanistických center a průmyslové výroby). Obsah kovů byl stanoven ve svalovině a játrech 60 ks ryb druhu *Barbus meridionalis* (10 ks z každé lokality). Průměrný obsah Pb ve svalovině v lokalitách s vyšší úrovní znečištění byl 0,036 – 0,040 mg/kg (v kontrolních lokalitách 0,029 – 0,099 mg/kg). V játrech se průměrné hodnoty dle lokalit pohybovaly v rozmezí 0,222 – 0,315 mg/kg v lokalitách s vyšší úrovní znečištění a v rozmezí 0,184 – 0,711 mg/kg v kontrolních lokalitách (Maceda-

Veiga a kol., 2012). Výsledky tohoto výzkumu ovšem značně kolidují s hodnotami naměřenými ve svalovině ryb z řeky Neretva (Djedjibegovic a kol., 2012), kde nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi akumulací olova v jednotlivých tkáních. Vyšší obsah Pb v játrech by však odpovídal některým studiím dokládajícím výrazně rychlejší eliminaci některých kovů (kromě Hg) ze svaloviny oproti játrům (de Conto Cinier a kol., 1999).

### 2.3 Perzistentní organické látky (POPs)

POPs jsou sloučeniny antropogenního původu, jež odolávají degradaci a hromadí se v potravním řetězci. Mohou být atmosférou přenášeny na dlouhé vzdálenosti, což vede k jejich značnému rozšíření po celé Zemi, včetně regionů, kde nikdy nebyly používány. Díky jejich toxicitě a bioakumulačním vlastnostem mohou představovat hrozbu pro životní prostředí a pro člověka. Zajímavým faktem je přítomnost značných množství POPs deponovaných v pevninských ledovcích. Je to důsledek evaporace v teplejších oblastech, transportu atmosférou a následné kondenzaci v oblastech s chladnějším klimatem. Takto mohou být značná množství těchto látek uchována po desetiletí hluboko ve vrstvách ledu (Villa et al., 2001, 2003). Zrychlené odtávání ledovců v důsledku globálního oteplení by mohlo vést k uvolnění větších množství těchto deponovaných polutantů do vodních toků.

#### 2.3.1 DDT

DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis 4-chlorophenyl ethane) byl používán od roku 1939, kdy byly objeveny jeho insekticidní účinky. Nejprve jako ochrana vojáků a civilistů proti hmyzem přenášeným chorobám, jako je malárie, během 2. světové války. Od roku 1946 ve Spojených státech a o něco později ve většině ostatních zemí se začalo DDT využívat v zemědělství. V roce 1959 bylo na území USA rozprášeno 35 771 tun DDT. Jeho produkce dosáhla maxima v USA v roce 1963,

kdy bylo vyrobeno 81 154 t. Vzhledem k jeho odolnosti a bioakumulaci v životním prostředí bylo DDT v roce 1970 zakázáno ve Švédsku, 1972 v USA a později v mnoha dalších státech (WHO 1979). V Československu byla v roce 1970 spotřeba DDT 270 t, v roce 1985 ještě 13 t. Přestože je v zemích severní Ameriky a severní Evropy DDT zakázáno už více než 30 let, jeho rezidua jsou stále nacházena v potravinách. Je to způsobeno jednak jeho značnou stálostí v životním prostředí, ale také ilegálním používáním a dovozem potravin z regionů, kde je DDT stále používáno (WHO, 2003).

Tato látka a její metabolity (*o*, *p'*- DDE; *p*, *p'*- DDE; *o*, *p'*- DDD; *p*, *p'*- DDD; *o*, *p'*- DDT; *p*, *p'*- DDT) patří do skupiny, jež bývá označována výrazem „endokrinní disruptory“. V podstatě to znamená, že tyto látky narušují produkci, distribuci nebo funkci určitých hormonů. V případě DDT se jedná o látku, jež narušuje funkci androgenních hormonů a tím snižuje samčí reprodukční schopnosti. Má však i další negativní působení, například na pevnost skořápky vajec u ptáků a přežívání vylíhlých mláďat u této skupiny živočichů. Právě masový úhyn ptactva v okolí velkých jezer v USA způsobený plošným používáním tohoto insekticidu zalarmoval místní zákonodárce a vyústil v roce 1972 v zákaz používání na území USA.

Mezi státy, kde je stále DDT používáno, patří například Brazílie – konkrétně Amazonie. Vzhledem k jeho obrovské účinnosti proti hmyzu je zde využíváno k eliminaci přenašečů malárie a zachraňuje tak bezesporu množství životů, stejně tak je používáno v řadě afrických a asijských států. Obyvatelům těchto oblastí však kromě ochrany před nebezpečnou chorobou přináší i výše zmíněné negativní vlivy. Zcela rezolutně je ale třeba odmítnout jeho používání v zemědělství k ochraně plodin – přesto se tak stále děje, a to převážně v zemích třetího světa. Výzkum, jež byl realizován v povodí Amazonky na Samuel Reservoir (řeka Jamari, západní Brazílie), zkoumal hodnoty DDT ve svalovině ryb druhu *Cichla monoculus* v roce 2007. Hodnoty polutantu vyjádřené jako  $\Sigma$  DDTs (DDT + DDE) se zde pohybovaly v rozmezí 0,54 – 15,34  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. (da Silva Rabitto a kol., 2011).

Havelková a kol. (2008) posuzovali kontaminaci horního toku řeky Tichá Orlice organickými látkami, a to na lokalitách: Králíky, Lichkov a Červená

Voda. Posuzován byl obsah PCB, HCH, HCB, OCS a DDT ve svalovině pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*). Nejvyšší obsah DDT a jeho metabolitů (*o, p'*-DDE; *p, p'*-DDE; *o, p'*-DDD; *p, p'*-DDD; *o, p'*-DDT; *p, p'*-DDT) byl zjištěn ve svalovině pstruhů na lokalitě Králíky ( $48.12 \pm 20.56 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  w. w.) a dále na lokalitě Červená Voda ( $39.22 \pm 2.17 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  w. w.), nejmenší koncentrace byly naměřeny na lokalitě Lichkov ( $27.35 \pm 5.10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  w. w.).

Je poměrně zarážející, že v oblasti Amazonie, kde je DDT stále používáno jako prevence proti malárii, jsou nacházeny ve svalovině ryb nižší koncentrace, než jaké byly nalezeny ve svalovině ryb z toků v České republice, kde se DDT v zemědělství nepoužívá již bezmála 40 let (zakázáno bylo v roce 1974, ale poté bylo ještě používáno například k likvidaci vši vlasové). Jediným vysvětlením může být neuvěřitelná masovost jeho použití v zemědělství před rokem 1974 a velká míra jeho perzistence v prostředí.

V roce 2007 proběhl výzkum kontaminace prostředí POPs v subalpinském jezeře Como. Sledován byl obsah polutantů ve vodě, sedimentech a tkáních několika druhů ryb. Jezero je velice hluboké (410 m) a jeho povodí činí 4570 km<sup>2</sup>, 3 % napájecí vody pochází z vysokohorských ledovců. Hodnoty DDT + DDE ve vodě a sedimentech byly zjištěny nízké (0,063  $\mu\text{g}/\text{l}$  resp. 0,206  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Hodnoty naměřené ve svalovině ryb se lišily dle druhu a stáří ryb. Průměrné hodnoty naměřené ve svalovině a játrech juvenilních stádií tlouště, marény, štiky a candáta byly 5,89; 12,4; 4,89 a 10,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , respektive 57,6; 23,1; 47,3 a 41,8  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . U dospělců stejných druhů ryb byly průměrné hodnoty naměřené ve svalovině a játrech 3,94; 12,7; 5,97 a 7,54  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , respektive 16,7; 11,8; 10,1 a 25,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Villa a kol., 2011). Z uvedených dat vyplývá markantní rozdíl mezi množstvím deponovaného DDT ve svalovině a v játrech, ale také v játrech juvenilních jedinců a játrech dospělých ryb.

### 2.3.2 PCB

Polychlorované bifenyly se staly v posledních letech jedním z významných znečišťujících faktorů životního prostředí. PCB patří mezi nejstabilnější

organické sloučeniny. Jejich rozpustnost ve vodě je nízká, dobře jsou rozpustné v nepolárních rozpouštědlech a v tucích. Směs izomerů PCB s různými příměsemi se využívala v průmyslu elektrotechnickém (náplně silových kondenzátorů a transformátorů pro vysoké napětí), strojírenském (nehořlavé kapaliny pro přenos tepla, náplně hydraulických zařízení a mazadla pro kompresory) a v průmyslu chemickém (výroba syntetických laků, barev a plastů). Od roku 1971 byla jejich výroba vlivem varujících zjištění o škodlivosti a velkém rozšíření PCB v životním prostředí omezena (Svobodová a kol., 1987).

Polychlorované bifenyly jsou nacházeny, alespoň ve stopových množstvích, téměř ve všech částech světového ekosystému. Jsou nacházeny v lidských tkáních v mnoha částech světa, včetně odlehlých oblastí, kde nebyly vyráběny ani používány, přestože se jedná o aromatické uhlovodíky, které se v prostředí přirozeně nevyskytují. Skládají se z bifenylové struktury se dvěma spojenými benzenovými jádery, ve kterých jsou některé, nebo všechny, atomy vodíku nahrazené atomy chlóru. Veškeré typy PCB jsou lipofilní (tato vlastnost vzrůstá se vzrůstajícím stupněm chlorace) a jsou velmi málo rozpustné ve vodě. Na základě těchto vlastností jsou PCB vysoce odolné a lze očekávat jejich rozptýlení v atmosféře a akumulaci v potravních řetězcích. Intenzivně se váží do částic vzduchu, půdy a sedimentů a hromadí se v tkáních obsahujících tuk. Jejich odbourávání v prostředí závisí na stupni chlorace. S vyšším stupněm chlorace odolnost jednotlivých typů PCB proti odbourávání stoupá (WHO, 2003).

Do vodního prostředí se polychlorované bifenyly dostávají průmyslovými odpadními vodami, a to z podniků, které tyto látky vyrábějí nebo používají. V povrchových vodách se vyskytují koncentrace v rozmezí od  $1 \cdot 10^{-6}$  do  $1 \cdot 10^{-4}$   $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ . Polychlorované bifenyly mají vysokou schopnost kumulovat se v sedimentech dna a ve vodních organismech, u nichž je akumulační koeficient  $10^3 - 10^5$  (Svobodová, 1987).

Některé z kongenerů jsou endokrinní disruptory, jejich struktura je podobná estrogeneru, a tudíž mohou inhibovat jeho působení (prokázaná feminizace samců). Jejich inertnost vůči metabolickým procesům je předurčuje k biomagnifikaci. Jejich toxicita se mění zároveň se strukturou. Non-ortho a mono-ortho kongenery jsou strukturně podobné dioxinům, které mohou vznikat spalováním PCBs.



Toxicita těchto látek spočívá v poškozování jater, epitelu, imunitního a reprodukčního systému indukci cytochromu P-450 (Kočan a kol., 1993).

Obsah 7 základních kongenerů PCB vyjádřených jako  $\Sigma$  PCB ve svalovině a játrech několika druhů ryb byl stanoven v subalpinském jezeře Como v severní Itálii. Zjištěné průměrné koncentrace dle druhu ryb se pohybovaly od 6,44  $\mu\text{g}/\text{kg}$  d.w. (*Carassius carassius*) do 188  $\mu\text{g}/\text{kg}$  d.w. (*Leuciscus cephalus*). Koncentrace naměřené v játrech byly mnohonásobně vyšší a jejich průměrné hodnoty měly rozmezí od 22,1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  d.w. (*Carassius carassius*) do 1 050  $\mu\text{g}/\text{kg}$  d.w. (*Leuciscus cephalus*) (Villa a kol., 2011).

Macová a kol. (2009) ověřovali možnost využití pijavic rodu *Erpobdella* jako bioindikátorů kontaminace prostředí PCB. Hlavní výhodou použití těchto organismů je fakt, že patří mezi živočichy s největší početností jak ve vodách stojatých, tak i tekoucích. Získání odpovídajícího počtu a stáří ryb jednoho druhu na několika porovnávaných lokalitách je velmi často problém, a proto se využití pijavic jeví jako velmi efektivní. Ryby navíc často migrují (mají-li možnost) a není tak zajištěno, že se odlovení jedinci nacházeli v průběhu života na lokalitě, kde byli odloveni. Pro výzkum, probíhající v letech 1992 – 2003, bylo vybráno několik lokalit řeky Skalice, silně kontaminovaných PCB z minulosti vlivem havárie místního průmyslového závodu. Obsah PCB ve sledovaných organizmech se statisticky prokazatelně snižoval v závislosti na vzdálenosti od místa havárie. Stejně prokazatelné snížení koncentrací bylo prokázáno i v časové linii. Z výsledků výzkumu vyplývá, že testovaný organizmus je použitelný jako bioindikátor kontaminace PCB. Obsah PCB byl vyjádřen jako suma 7 tzv. indikátorových kongenerů (28, 52, 101, 118, 138, 153 a 180).

Široká a kol. (2005) prováděli šetření na obsah PCBs ve svalové tkáni tlouště z několika lokalit Labe a jejího hlavního přítoku Vltavy. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány na lokalitách Obříství (0,16), Zelčín (0,14), Němčice (0,11) a Děčín (0,11). Hodnoty jsou vyjádřeny v  $\text{mg}/\text{kg}$  svaloviny.

V roce 2006 proběhl monitoring obsahu PCBs založený na měření obsahu 6 kongenerů (28, 52, 101, 138, 153 a 180) na řece Dunaj v Srbsku. Měření proběhlo na dvou lokalitách – nad a pod industriální zónou u města Pancevo.

Lokality jsou od sebe vzdálené 300 km. Obsah polutantů byl sledován ve svalovině 10 druhů ryb. Průměrný obsah  $\Sigma$  PCB v lokalitě nad průmyslovou zónou byl 24,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. (s rozpětím hodnot 4,9 – 68,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w.). V lokalitě pod průmyslovou zónou byl průměrný obsah  $\Sigma$  PCB 42,9  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. (s rozpětím hodnot 14,4 – 107,2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w.). Nejvyšší hodnoty byly zjištěny u individuálních vzorků kapra a sumce (107,2 resp. 100,2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w.), ovšem bez uvedení stáří těchto ryb (Janković a kol., 2011).

## 2. 4 Dioxiny

Dioxiny je obecný název pro skupinu toxických organických polychlorovaných heterocyklických sloučenin, odvozených od dibenzo(b,e)(1,4)dioxinu, obsahujícího šestičlenný 1,4-dioxanový cyklus (PCDDs). Většinou se mezi ně řadí i polychlorované deriváty dibenzofuranu (PCDFs). Dioxiny se v přírodě velmi pomalu rozkládají (podobně jako další halogenované organické sloučeniny) a díky své rozpustnosti v tucích mají schopnost se akumulovat v tukových tkáních. Nejznámějším dioxinem je 2,3,7,8-tetrachlordibenzo-*p*-dioxin (2378-TCDD), který vzniká nedokonalým spalováním chlorovaných organických látek, například dichlorbenzenu. Ve velmi vysokých dávkách způsobují dioxiny trvalé poškození pokožky známé jako chlorakné. V nízkých dávkách je dioxinům připisována teratogenita (vývojová toxicita) a karcinogenita. Karcinogenita TCDD byla potvrzena v roce 2001, kdy byl dioxin překlasifikován ze skupiny „pravděpodobný karcinogen“ na „známý karcinogen“. Na rozdíl od většiny jiných toxických látek či karcinogenů není pro dioxin stanovena bezpečná dávka; předpokládá se, že je škodlivý v jakékoliv detekovatelné koncentraci. Některé zdroje dokonce udávají, že TCDD je nejsilnější známý karcinogen (<http://cs.wikipedia.org/wiki/Dioxiny>). Tyto látky nikdy nebyly vyráběny za komerčním účelem a vznikají pouze jako vedlejší produkty při výrobě některých jiných komerčně využívaných látek, jako jsou například chlorofenoly, chloroorganické pesticidy a jak již bylo řečeno, také

při nedokonalém spalování některých materiálů. Nezanedbatelnou část produkce má na svědomí spalování plastů a dalšího domovního odpadu v domácnostech, zejména na venkově, kde často chybí kontejnery na tříděný odpad. Vypouštění těchto látek do ovzduší na legislativní úrovni států je omezeno Stockholmskou úmluvou z roku 2001, která vstoupila v platnost v České republice v roce 2004.

Od začátku osmdesátých let 20. století je věnována značná pozornost sledování a analýze PCDDs a PCDFs. Současně je sledováno také několik vybraných kongenerů PCB, které jsou svým chemickým složením a toxikologickou povahou působení velice podobné 2378-TCDD. Tyto látky bývají označovány také jako dioxin-like PCBs (DL-PCB). Takto bylo klasifikováno (dle WHO) 12 DL-PCBs. Těchto 12 kongenerů je dále rozděleno podle množství a polohy připojení atomů chlóru v jejich molekule na 4 non-*ortho* (IUPAC Nos. 77,81,126 a 169) a 8 mono-*ortho* (IUPAC Nos. 105,114,118,123,156,157,167 a 189) kongenerů.

V letech 2007 až 2008 byly odebírány vzorky sedimentu na dvou řekách ústících do Baltského moře na polském území. Jednalo se o řeky Odra a Visla a vzorky byly odebírány v deltě těchto řek. Hodnota  $\Sigma$  PCDD/F v sedimentu řeky Visly (926. kilometr toku) byla 778,00 pg/g d.w. uprostřed toku, respektive 146,20 a 220,30 pg/g d.w. u levého a pravého břehu toku. V sedimentu Odry (690. kilometr toku) byla naměřená hodnota 1 094,10 pg/g d.w. uprostřed toku, respektive 836,70 pg/g d.w. u pravého břehu (Niemirycz a Jankowska, 2011).

Nunes a kol. (2011) prováděli šetření na obsah 17 kongenerů PCDD/F a 12 kongenerů DL-PCB v ústí řeky Mondego v Portugalsku. Hodnoty polutantů byly stanoveny v sedimentu, rostlinách a několika druzích ryb. Naměřené hodnoty  $\Sigma$ PCDD/F v sedimentu byly 109,68 pg/g d.w., v rostlinách (*Spartina maritima*) byla zjištěna hodnota 2,19 pg/g d.w.  $\Sigma$ PCDD/F (listy) a ve svalovině úhoře říčního bylo naměřeno 3,00 pg/g d.w.  $\Sigma$ PCDD/F (směsný vzorek 2 ks druhu).

### 3. Materiál a metodika

V průběhu let 2006 – 2010 byla zjišťována kontaminace ryb na těchto lokalitách reprezentujících oblíbené rybářské sportovní revíry: Labe – Svádov, soutok řeky Skalice a údolní nádrže Orlík, Morava nad Litovlí, Labe – Obříství, Labe – Pardubice, údolní nádrž Lipno, údolní nádrž Skalka, Odra – Ostrava, údolní nádrž Žermanice, údolní nádrž Slezská Harta, údolní nádrž Slapy, údolní nádrž Hněvkovice, údolní nádrž Nechanice, údolní nádrž Mušov, údolní nádrž Těrlicko, nádrž Olešná, Ohře – Žatec, údolní nádrž Dalešice, Vltava 20 - Kořensko, údolní nádrž Vranov, údolní nádrž Rozkoš, údolní nádrž Jesenice, údolní nádrž Větrov, Vltava 28 (P) – Vyšší Brod, Lužnice 6 - Soběslav, Lužnice 10B – Majdalena, Berounka 1 – nad soutokem s Vltavou, údolní nádrž Jordán, údolní nádrž Trnávka, Otava 4 – Strakonice, Otava 7 (P) – Sušice. Informace o druzích a počtech odlovených ryb shrnuje tabulka č. 1.

Odlovy ryb byly provedeny ve spolupráci s uživateli příslušných revírů pomocí elektrických agregátů a rybářských udic. Odlov ryb provedli pracovníci FROV JU Vodňany a pracovníci Slezského zemského muzea v Opavě. V ideálním případě bylo v každé lokalitě odloveno po 5 kusech od každého indikátorového druhu. Ne vždy se však podařilo příslušný počet jednotlivých druhů ve sledovaných lokalitách odlovit. Odlovené ryby byly usmrceny, zváženy, změřeny a byl jim odebrán vzorek šupin pro následné určení věku. U úhoře říční a sumce velkého nebyl věk z důvodů složitosti metody určován. Odebraný vzorek hřbetní svaloviny byl označen číselným kódem a uložen v chladicím boxu. Směsné vzorky byly tvořeny tak, aby z každé ryby bylo ve směsném vzorku stejné množství svaloviny. Vzorky byly až do chemických analýz uchovány při -18 °C.

Jako referenční druh byl pro porovnání jednotlivých lokalit využit cejn velký (*Abramis brama*), jako častý zástupce naší ichtyofauny. V lokalitách se pstruhovým charakterem toku byl jako referenční druh zvolen pstruh obecný (*Salmo trutta*). Aby bylo možno provést statistické porovnání kontaminace jednotlivých lokalit pomocí zjištěných koncentrací cizorodých látek ve svalovině referenčního druhu, stanovení toxických kovů (rtuti, olova a kadmia) bylo

provedeno u všech odlovených kusů cejna velkého, respektive pstruha obecného individuálně a bylo vyjádřeno v mg/kg w.w. (čerstvé svaloviny). Hodnoty obsahu rtuti, olova a kadmia v individuálních vzorcích cejna velkého, respektive pstruha obecného byly statisticky vyhodnoceny pomocí neparametrického testu (Kruskal-Wallis) z důvodu určení statistické významnosti zjištěných rozdílů mezi lokalitami. Pro statistický výpočet byl použit program Statistika 7.1.

Stanovení persistentních organických polutantů ( $\Sigma$  PCB,  $\Sigma$  DDT,  $\Sigma$  HCH a HCB) bylo provedeno pouze ve směsných vzorcích. Dále byly analyzovány vzorky svaloviny těch druhů ryb, které se ve sledovaných lokalitách vyskytují nejčastěji a jsou sportovními rybáři loveny a konzumovány. Analýzy sledovaných polutantů byly u ostatních odlovených druhů ryb provedeny ve směsných vzorcích od každého druhu.

Obsah PCB je vyjádřen v mg/kg w.w. jako suma obsahu 7 tzv. indikátorových kongenerů (28, 52, 101, 118, 138, 153 a 180). Obsah DDT je vyjádřen jako suma obsahu DDT a jeho metabolitů (*o,p'*-DDE; *p,p'*-DDE; *o,p'*-DDD; *p,p'*-DDD; *o,p'*-DDT; *p,p'*-DDT). Obsah HCH je vyjádřen třemi základními izomery ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  – HCH).

Chemické analýzy vzorků provedla akreditovaná laboratoř Státního veterinárního ústavu Praha, se sídlem Sídlištní 136/24, 165 03 Praha 6 – Lysolaje (Ing. Jan Rosmus). Stanovení obsahu celkové rtuti ve svalovině bylo provedeno metodou AAS na jednoúčelovém analyzátoru rtuti AMA-254. Stanovení obsahu toxických kovů bylo provedeno technikou GF-AAS. Ke stanovení POPs byla použita metoda plynové chromatografie s využitím detektoru elektronového zachytu (GC/ECD).

Porovnání zatížení jednotlivých lokalit bylo provedeno prostřednictvím hodnot obsahu sledovaných polutantů ve svalovině referenčního druhu (cejn velký, respektive pstruh obecný). Výsledky analýz svaloviny ryb byly konfrontovány s příslušnými hygienickými limity. Tabulka č. 2 shrnuje platné hygienické limity obsahu některých toxických látek ve svalovině ryb. Hygienické limity jsou určovány vyhláškou číslo 68/2005 Sbírky (kterou se mění vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 158/2004 Sb., kterou se stanoví maximálně přípustné množství reziduí jednotlivých druhů pesticidů v potravinách a

potravinových surovinách) a vyhláškou 305/2004 Sb. (kterou se stanoví druhy kontaminujících a toxikologicky významných látek a jejich přípustné množství v potravinách). Od našeho vstupu do Evropské unie v roce 2004 jsou hygienické limity určovány také nařízením Komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách.

#### 4. Výsledky a diskuse

##### 4. 1 Šetření prováděná v roce 2006

V roce 2006 byly v rámci sledování kontaminace ryb podrobeny chemické analýze vzorky svaloviny ryb z lokalit Labe – Svádov (441 022 Labe 4-5), soutok řeky Skalice a údolní nádrže Orlík (481 501 Vltava 16-19, ÚN Orlík) a Morava nad Litovlí (471 050 Morava 19).

Celkem se podařilo odlovit tyto druhy ryb: cejn velký (*Abramis brama*) – 10 ks, jelec tlušť (*Leuciscus cephalus*) – 14 ks, jelec jesen (*Leuciscus idus*) – 5 ks, kapr obecný (*Cyprinus carpio*) – 7 ks, plotice obecná (*Rutilus rutilus*) – 5 ks, štika obecná (*Esox lucius*) – 4 ks, úhoř říční (*Anguilla anguilla*) – 5 ks, okoun říční (*Perca fluviatilis*) – 3 ks, bolen dravý (*Aspius aspius*) – 5 ks, pstruh obecný (*Salmo trutta*) – 1 ks, sumec velký (*Silurus glanis*) – 2 ks, candát obecný (*Stizostedion lucioperca*) – 1 ks, ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*) – 1 ks, a parma obecná (*Barbus barbus*) – 1 ks.

Platný hygienický limit  $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  svaloviny pro rtuť překračoval pouze směsný vzorek jelce tluště z lokality Orlík- soutok se Skalicí (0,608 mg/kg w.w.) a směsný vzorek bolena dravého z lokality Labe-Svádov (0,896 mg/kg w.w.). Vzorky překračující svými hodnotami hygienický limit přehledně shrnuje tabulka č. 3.

**Tabulka 3:** Vzoroký překračující svými hodnotami hygienický limit při šetřeních prováděných v roce 2006

Lokalita	Druh ryb	Individuální / směsný vzorek *	mg/kg rtuti
Labe – Svádov	bolen dravý	5*	<b>0,896</b>
Soutok Skalice a ÚN Orlík	jelec tloušť	5*	<b>0,608</b>

\* počet ryb ve směsném vzorku

Hodnoty obsahu ostatních polutantů ve všech vzorcích svaloviny vybraných indikátorových druhů ryb ze sledovaných lokalit vyhovovaly platným hygienickým limitům. Nejvyšší hodnoty obsahu PCB a DDT byly zjištěny u úhoře říčního, ale ani tyto hodnoty nepřekračovaly hygienický limit. Vysoký obsah PCB a DDT u úhoře říčního dokládá afinitu těchto látek k tukové tkáni.

Porovnání kontaminace lokalit mezi sebou bylo provedeno na základě kontaminace vzorků svaloviny referenčního druhu (cejn velký). Statisticky zpracované hodnoty kontaminace cejna velkého z porovnávaných lokalit jsou uvedeny v tabulce č. 8.

#### 4. 2 Šetření prováděná v roce 2007

V roce 2007 byly pro monitoring kontaminace ryb z volných vod vybrány lokality Labe – Obříství (411 047 Labe 15), Labe – Pardubice (451 032 Labe 29), údolní nádrž Lipno (421 200 Vltava 30 – 32), údolní nádrž Skalka (431 040 Ohře 19), Odra – Ostrava (471 063 Odra 1), údolní nádrž Žermanice (471 043 Lučina 2A) a údolní nádrž Slezská Harta (471 200 Harta 1A).

Celkem se podařilo odlovit následující druhy a počty ryb: cejn velký (*Abramis brama*) – 34 ks, jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) – 25 ks, kapr obecný (*Cyprinus carpio*) – 11 ks, plotice obecná (*Rutilus rutilus*) – 5 ks, úhoř říční (*Anguilla anguilla*) – 9 ks, štika obecná (*Esox lucius*) – 17 ks, okoun říční (*Perca fluviatilis*) – 25 ks, sumec velký (*Silurus glanis*) – 2 ks, bolen dravý (*Aspius aspius*) – 11 ks, candát obecný (*Stizostedion lucioperca*) – 12 ks, ostroretka

stěhovavá (*Chondrostoma nasus*) – 3 ks, parma obecná (*Barbus barbus*) – 4 ks, perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*) – 5 ks, lín obecný (*Tinca tinca*) – 3 ks, a cejnek malý (*Abramis bjoerkna*) – 5 ks.

Tabulka č. 4 shrnuje vzorky, u kterých bylo zjištěno překročení platného hygienického limitu pro obsah rtuti ve svalovině. Nejvyšší naměřené množství rtuti ve vzorku bylo 3,570 mg/kg w.w. u smíšeného vzorku bolena dravého z lokality Skalka. Hodnoty obsahu ostatních polutantů ve všech vzorcích svaloviny vybraných indikátorových druhů ryb ze sledovaných lokalit vyhovovaly platným hygienickým limitům. Statisticky zpracované výsledky rozborů individuálních vzorků referenčního druhu z lokalit sledovaných v roce 2007 shrnuje tabulka č. 9.

**Tabulka 4:** Vzorky překračující svými hodnotami hygienický limit při šetřeních prováděných v roce 2007

Lokalita	Druh ryb	Individuální / směsný vzorek *	mg/kg rtuti
<b>nádrž Skalka</b>	cejn velký	5*	<b>0,593</b>
	cejnek malý	5*	<b>0,654</b>
	okoun říční	5*	<b>1,21</b>
	štika obecná	1	<b>1,6</b>
	bolen dravý	2*	<b>3,57</b>
<b>Odra - Ostrava</b>	cejn velký	1	<b>0,5</b>
	jelec tloušť	5*	<b>0,533</b>
	parma obecná	4*	<b>0,523</b>
	bolen dravý	3*	<b>0,63</b>
	sumec velký	2*	<b>0,586</b>
<b>Labe - Obříství</b>	kapr obecný	2*	<b>0,503</b>
	bolen dravý	4*	<b>2,18</b>
<b>Slezská Harta</b>	candát obecný	3*	<b>0,557</b>
	jelec tloušť	5*	<b>0,62</b>
	úhoř říční	4*	<b>0,537</b>
<b>Žermanice</b>	perlín ostrobřichý	5*	<b>0,776</b>
<b>Labe - Pardubice</b>	bolen dravý	2*	<b>0,719</b>



#### 4. 3 Šetření prováděná v roce 2008

V roce 2008 byly pro monitoring kontaminace ryb z volných vod vybrány lokality údolní nádrž Slapy (401 022 Vltava 10 – 14), údolní nádrž Hněvkovice (421 073 Vltava 21 – 22), údolní nádrž Nechranice (441 043 Ohře 9), údolní nádrž Mušov (461 026 Dyje 7), údolní nádrž Těrlicko (471 131 Stonávka 2A), nádrž Olešná (471 077 Olešná 2A) a Ohře – Žatec (443 040 Ohře 8A).

Celkem se podařilo odlovit následující druhy a počty ryb: cejn velký (*Abramis brama*) – 30 ks, jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) – 5 ks, kapr obecný (*Cyprinus carpio*) – 24 ks, plotice obecná (*Rutilus rutilus*) – 20 ks, úhoř říční (*Anguilla anguilla*) – 10 ks, štika obecná (*Esox lucius*) – 9 ks, okoun říční (*Perca fluviatilis*) – 15 ks, bolen dravý (*Aspius aspius*) – 16 ks, candát obecný (*Stizostedion lucioperca*) – 19 ks, ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*) – 2 ks, parma obecná (*Barbus barbus*) – 5 ks, cejnek malý (*Abramis bjoerkna*) – 5 ks, pstruh obecný (*Salmo trutta*) – 5 ks, mník jednovousý (*Lota lota*) – 3 ks, lipan podhorní (*Thymallus thymallus*) – 5 ks, a pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) – 5 ks.

Tabulka č. 5 shrnuje vzorky, u kterých bylo zjištěno překročení platného hygienického limitu. Nejvyšší hodnota obsahu rtuti ve svalovině činila 1,420 mg/kg w.w. a byla zjištěna na lokalitě Slapy u směsného vzorku bolena dravého. Na lokalitě Těrlicko bylo zjištěno překročení platného hygienického limitu pro obsah kadmia ve svalovině (0,05 mg/kg), a to u směsného vzorku candáta obecného v hodnotě 0,058 mg/kg w.w. Statisticky zpracované výsledky rozborů individuálních vzorků referenčního druhu z lokalit sledovaných v roce 2008 přináší tabulka č. 10.

**Tabulka 5:** Vzorky překračující svými hodnotami hygienický limit při šetřeních prováděných v roce 2008

Lokalita	Druh ryb	Individuální /	Rtut' mg/kg	Kadmium mg/kg
		směsný vzorek *		
Slapy	bolen dravý	3*	<b>1,42</b>	
Nechranice	bolen dravý	5*	<b>0,545</b>	
Těrlicko	candát obecný	5*		<b>0,058</b>

#### 4. 4 Šetření prováděná v roce 2009

V roce 2009 byly pro monitoring kontaminace ryb z volných vod vybrány lokality údolní nádrž Dalešice (461 056 Jihlava 7-8), Vltava 20 – Kořensko (421 090 Vltava 20), údolní nádrž Vranov (461 032 Dyje 15), údolní nádrž Rozkoš (451 200, ÚN Rozkoš), údolní nádrž Jesenice (431 200 Odrava 1), údolní nádrž Větrov (471 084 Olešná 1), Vltava 28 - P (423 040 Vltava 28) – Vyšší Brod.

Celkem byly odloveny následující druhy a počty ryb: cejn velký (*Abramis brama*) – 35 ks, jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) – 6 ks, kapr obecný (*Cyprinus carpio*) – 21 ks, plotice obecná (*Rutilus rutilus*) – 24 ks, úhoř říční (*Anguilla anguilla*) – 1 ks, štika obecná (*Esox lucius*) – 9 ks, okoun říční (*Perca fluviatilis*) – 22 ks, bolen dravý (*Aspius aspius*) – 11 ks, candát obecný (*Stizostedion lucioperca*) – 19 ks, sumec velký (*Silurus glanis*) – 2 ks, jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*) – 5 ks, karas obecný (*Carassius carassius*) – 1 ks, pstruh obecný (*Salmo trutta*) – 5 ks, a pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) – 3 ks.

Tabulka č. 6 shrnuje vzorky, u kterých bylo zjištěno překročení platného hygienického limitu pro obsah rtuti ve svalovině ryb. Nejvyšší naměřená hodnota rtuti ve svalovině byla 0,674 mg/kg w.w. u jednoho kusu bolena dravého z lokality Dalešice.

**Tabulka 6:** Vzorky překračující svými hodnotami hygienický limit při šetřeních prováděných v roce 2009

Lokalita	Druh ryb	Individuální / směsný vzorek *	mg/kg rtuti
Vltava 20 - Kořensko	cejn velký	1	<b>0,527</b>
Vltava 20 - Kořensko	cejn velký	1	<b>0,536</b>
Dalešice	kapr obecný	3*	<b>0,542</b>
Dalešice	bolen dravý	1	<b>0,674</b>
Vranov	sumec velký	1	<b>0,64</b>
Vranov	bolen dravý	4*	<b>0,652</b>

Hodnoty obsahu ostatních polutantů ve všech vzorcích svaloviny vybraných indikátorových druhů ryb ze sledovaných lokalit vyhovovaly platným

hygienickým limitům. Statisticky zpracované výsledky rozborů individuálních vzorků referenčního druhu z lokalit sledovaných v roce 2009 přináší tabulka č. 11.

#### 4. 5 Šetření prováděná v roce 2010

V roce 2010 byly pro monitoring kontaminace ryb z volných vod vybrány lokality Lužnice – Soběslav (421 037 Lužnice 6), Lužnice – Majdalena (421 042, Lužnice 10B), Berounka – nad soutokem s Vltavou (401 001 Berounka 1), údolní nádrž Jordán (421 068 Tismenice 1), údolní nádrž Trnávka (421 503 Trnava), Otava 4 – Strakonice (421 056 Otava 4), Otava 7 - P (433 032 Otava 7) - Sušice.

Celkem byly odloveny a analyzovány následující druhy a počty ryb: cejn velký (*Abramis brama*) – 30 ks, jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) – 10 ks, kapr obecný (*Cyprinus carpio*) – 20 ks, plotice obecná (*Rutilus rutilus*) – 31 ks, úhoř říční (*Anguilla anguilla*) – 9 ks, štika obecná (*Esox lucius*) – 17 ks, okoun říční (*Perca fluviatilis*) – 15 ks, bolen dravý (*Aspius aspius*) – 13 ks, candát obecný (*Stizostedion lucioperca*) – 4 ks, lín obecný (*Tinca tinca*) – 5 ks, pstruh obecný (*Salmo trutta*) – 5 ks, pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) – 5 ks, siven americký (*Salvelinus fontinalis*) – 5 ks, a lipan podhorní (*Thymallus thymallus*) – 4 ks.

Tabulka č. 7 shrnuje vzorky, u kterých bylo zjištěno překročení platného hygienického limitu pro obsah rtuti ve svalovině ryb. Nejvyšší hodnota rtuti ve svalovině byla zjištěna u směsného vzorku bolena dravého z lokality Lužnice – Soběslav, a to 0,768 mg/kg w.w.

**Tabulka 7:** Vzorky překračující svými hodnotami hygienický limit při šetřeních prováděných v roce 2010

Lokalita	Druh ryb	Individuální / směsný vzorek *	mg/kg rtuti
Lužnice 6 - Soběslav	bolen dravý	4*	<b>0,768</b>
Lužnice 10B - Majdalena	okoun říční	5*	<b>0,58</b>
Berounka nad Soutokem s Vltavou	bolen dravý	4*	<b>0,672</b>
Otava 4 - Strakonice	cejn velký	1	<b>0,571</b>
Otava 4 - Strakonice	okoun říční	5*	<b>0,557</b>

Hodnoty obsahu ostatních polutantů ve všech vzorcích svaloviny vybraných indikátorových druhů ryb ze sledovaných lokalit vyhovovaly platným hygienickým limitům. Statisticky zpracované výsledky rozborů individuálních vzorků referenčního druhu z lokalit sledovaných v roce 2010 přináší tabulka č. 12.

##### 5. Porovnání kontaminace sledovaných lokalit

Všechny lokality, na kterých probíhal v letech 2006 – 2010 monitoring kontaminace prostředí zmiňovanými polutanty, byly porovnávány na základě statisticky zpracovaných výsledků rozborů svaloviny referenčního druhu (cejn velký). Výjimku tvoří lokalita Morava nad Litovlí (2006), kde se cejna nepodařilo odlovit, a dále pstruhové revíry Ohře – Žatec (2008), Vltava 28 – Vyšší Brod (2009) a Otava 7 – Sušice, kde se cejn nevyskytuje. Tyto lokality byly posouzeny pomocí referenčního druhu pstruha obecného.

Porovnání sledovaných lokalit z hlediska kontaminace rtutí je vyjádřeno grafem č. 1. Rozdíly v koncentraci rtuti ve svalovině cejna na rozdílných lokalitách byly statisticky významné (Kruskal-Wallis  $N=134$ ;  $Q=110,7369$ ;  $P<0,001$ ). Nejvyšší kontaminace prostředí rtutí byla zjištěna na lokalitě Skalka – průměrná hodnota kontaminace individuálních vzorků svaloviny cejna rtutí byla 0,593 mg/kg w.w. (průměr překračuje hygienický limit), na lokalitě Odra –

Ostrava (0,459 mg/kg w.w.) a na lokalitě Kořensko (0,447 mg/kg w.w.). Oproti tomu nejnižší úroveň kontaminace byla na lokalitách Větrov (0,037 mg/kg w.w.), Jesenice (0,061 mg/kg w.w.) a Těrlicko (0,069 mg/kg w.w.), jedná se vždy o průměr z hodnot zjištěných v individuálních vzorcích svaloviny referenčního druhu v lokalitě. Žlábek a kol. (2005) uvádí průměrné hodnoty kontaminace svaloviny cejna z různých lokalit na tocích Labe a Vltava v koncentracích 0,172 – 0,852 mg/kg. Nejvyšší individuální hodnotu kontaminace rtutí zjistil u vzorku svaloviny cejna v hodnotě 2,56 mg/kg. Nejvyšší námi zjištěná hodnota kontaminace byla zjištěna u vzorku svaloviny bolena dravého, a to 3,57 mg/kg. Tato hodnota sedminásobně překračuje hygienický limit pro obsah rtuti ve svalovině. Velice nízké hodnoty kontaminace rtutí jsou nacházeny u ryb chovaných v rybnících. Průměrné hodnoty obsahu rtuti ve svalovině 4letých kaprů chovaných v rybních Rožmberk, Spolský, Nezmar a Velký Bědný se pohybovaly v rozmezí 0,018 – 0,063 mg/kg (Maršálek a kol., 2007).

Většina vzorků na všech sledovaných lokalitách vykazovala velice nízké koncentrace olova a kadmia, často pod mezí detekce analytických metod. Z tohoto důvodu neporovnávám ve své práci zatížení ryb odlovených ve sledovaných lokalitách těmito polutanty. Výjimku tvoří lokalita Těrlicko, kde byly zjištěny vyšší koncentrace těchto kovů, v případě směšného vzorku candáta obecného z této lokality došlo dokonce k překročení hygienického limitu pro obsah kadmia ve svalovině.

Porovnání sledovaných lokalit z hlediska kontaminace PCBs je vyjádřeno grafem č. 2. Nejvyšší kontaminace prostředí PCBs byla zjištěna na lokalitách Odra – Ostrava (obsah PCB ve směšném vzorku svaloviny cejna byl na úrovni 0,164 mg/kg w.w.), Labe – Svádov (0,094 mg/kg w.w.) a Mušov (0,081 mg/kg w.w.). Nejnižší hodnoty byly zjištěny na lokalitách Lužnice – Majdalena (0,00081 mg/kg w.w.), Hněvkovice (0,0026 mg/kg w.w.) a Větrov (0,0031 mg/kg w.w.), jedná se vždy o hodnotu zjištěnou ve směšném vzorku svaloviny referenčního druhu v lokalitě. Široká a kol. (2005) prováděli šetření na obsah PCBs ve svalové tkáni tlouště z několika lokalit Labe a jejího hlavního přítoku Vltavy. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány na lokalitách Obříství (0,16 mg/kg), Zelčín (0,14 mg/kg), Němčice (0,11 mg/kg) a Děčín (0,11 mg/kg). Tyto

koncentrace odpovídají těm, jaké jsme zjistili v lokalitě Odra – Ostrava, v obou případech se jedná o lokality ovlivněné komunálním a průmyslovým znečištěním. Při dalším podobném výzkumu na toku Dunaje, v lokalitě ovlivněné průmyslovým znečištěním, byly zjištěny hodnoty PCB ve svalovině indikátorových ryb v rozmezí 0,014 - 0,107 mg/kg, v lokalitách nad průmyslovým znečištěním byly hodnoty v rozmezí 0,0049 - 0,0683 mg/kg svaloviny (Janković a kol., 2011).

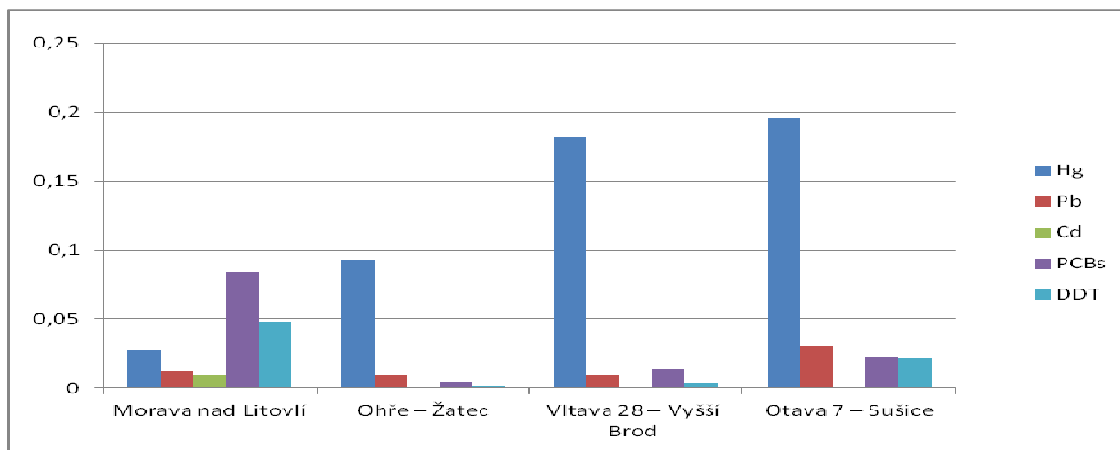
Graf č. 3 přináší názorný pohled na kontaminaci prostředí sledovaných lokalit DDT a jeho metabolity. Nejvyšší koncentrace DDT a jeho metabolitů (*o*, *p*'- DDE; *p*, *p*'- DDE; *o*, *p*'- DDD; *p*, *p*'- DDD; *o*, *p*' - DDT; *p*, *p*'- DDT) ve svalovině referenčního druhu byly zjištěny na lokalitách Mušov (0,263 mg/kg w.w.), Labe – Svádov (0,1735 mg/kg w.w.) a Dalešice (0,0967 mg/kg w.w.). Nejnižší úroveň kontaminace byla zjištěna na lokalitách Lužnice – Majdalena (0,00111 mg/kg w.w.), Lipno (0,00179 mg/kg w.w.) a Trnávka (0,00286 mg/kg w.w.). Zjištěné koncentrace byly naměřené ve směsných vzorcích svaloviny cejna pro každou lokalitu. Při posouzení kontaminace horního toku řeky Tichá Orlice byly zjištěny koncentrace DDT v rozmezí 0,0205 – 0,0408 mg/kg svaloviny (Havelková a kol., 2008). Porovnání lze doplnit o výsledky průzkumu jezera Como v Itálii (subalpinské jezero bez přímého zdroje antropogenního znečištění), kde byly zjištěny koncentrace DDT ve svalovině několika druhů ryb v rozmezí 0,0039 – 0,0576 mg/kg (Villa a kol., 2011).

Hodnoty HCH a HCB byly u většiny vzorků ze všech lokalit pod hranicí detekce analytických metod.

Lokality na kterých nebyl cejn uloven byly porovnány pomocí zjištěných hodnot rtuti ve svalovině pstruha obecného (*Salmo trutta*). Jedná se o tyto čtyři lokality – Morava nad Litovlí, Ohře – Žatec, Vltava 28 – Vyšší Brod a Otava 7 – Sušice. Výsledky jsou znázorněné prostřednictvím grafu č. 5. Také na těchto lokalitách (kromě lokality Morava nad Litovlí se jedná o pstruhové rybářské revíry) byla hlavním kontaminantem rtuť. Rozdíly v kontaminaci svaloviny pstruha obecného rtutí mezi jednotlivými lokalitami nebyly statisticky významné (Kruskal-Wallis N=16; Q=5,62; P=0,13). Nejvyšší hodnoty rtuti ve svalovině

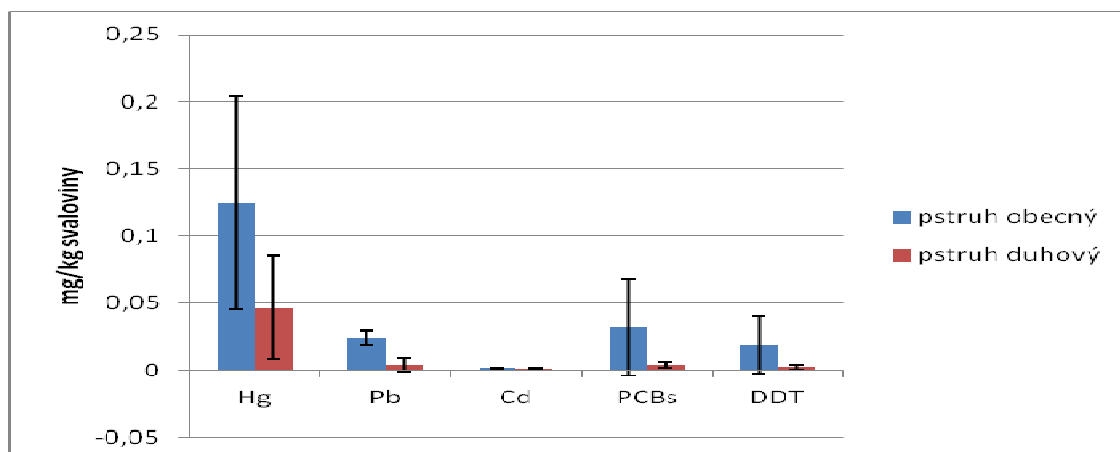
pstruha obecného byly zjištěny v lokalitách Otava 7 – Sušice a Vltava 28 – Vyšší Brod v hodnotách 0,196, respektive 0,182 mg/kg.

**Graf 5:** Porovnání lokalit pomocí obsahu polutantů ve svalovině pstruha obecného



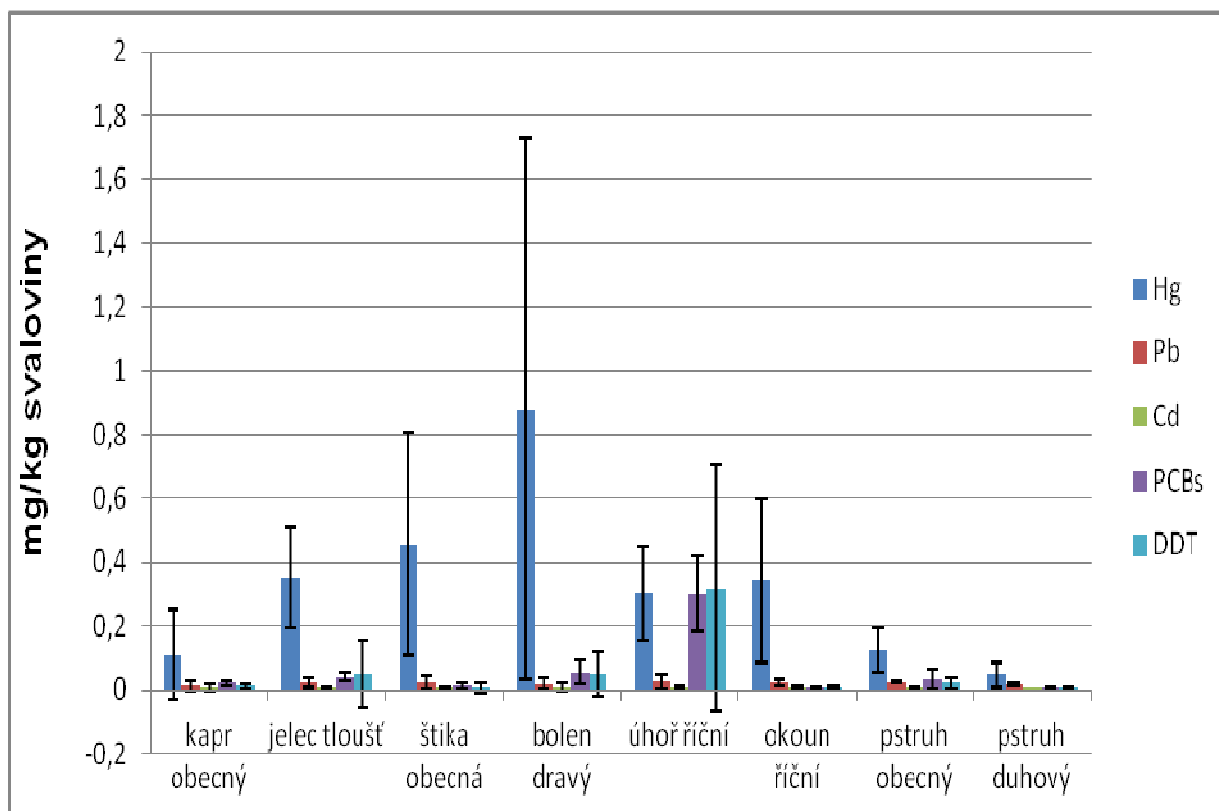
Ze sledování kontaminace lososovitých ryb je patrný zřejmý rozdíl mezi koncentrací znečišťujících látek ve svalovině ryb vysazovaných a ryb přirozeně se vyskytujících ve vodním toku. Podobně jako u kapra v jiných lokalitách jsou také u vysazovaného pstruha duhového (i sivena amerického) nalézány výrazně nižší koncentrace polutantů v jejich mase, ve srovnání se pstruhem obecným a jinými druhy ryb pocházejícími přímo z lokality. Toto je dokumentováno v grafu č. 6 znázorňujícím obsah některých polutantů ve svalovině pstruha obecného a pstruha duhového ze tří pstruhových revírů.

**Graf 6:** Porovnání kontaminace svaloviny pstruha obecného a pstruha duhového



Kromě údajů o znečištění jednotlivých lokalit, posuzovaného na základě rozborů svaloviny referenčního druhu, je pro sportovní rybáře zajímavá také informace o bioakumulaci některých polutantů napříč rybími druhy. Během pětiletého vyšetřování kontaminace zmíněných lokalit bylo uloveno dostatečné množství rybářsky atraktivních druhů ryb, a je tedy možné orientačně mezi sebou druhy porovnat z hlediska průměrných koncentrací polutantů ve svalovině. Údaje o kontaminaci svaloviny jednotlivými polutanty u vybraných druhů ryb je možné vyčíst z tabulky č. 13 s grafickým výstupem v podobě grafu č. 7. Pro porovnání kontaminace jednotlivých druhů ryb byl použit průměr hodnot vybraných polutantů (charakterizovaných směrodatnými odchylkami) ve směsných vzorcích svaloviny daného druhu za celé pětileté období. U vzorků, kde byla koncentrace některého z polutantů pod hranicí detekce analytických přístrojů, byla použita hodnota ½ hranice detekce.

**Graf 7:** Porovnání kontaminace vybraných druhů ryb



Z výše uvedeného grafu vyplývá závislost mezi úrovní kontaminace svaloviny a postavením v potravním řetězci. Zcela přirozeně nacházíme vysoké koncentrace



těžkých kovů i POPs ve svalovině dravých ryb, které se nacházejí na vrcholu potravního řetězce ve vodním prostředí (ještě vyšší koncentrace bychom našli zcela jistě ve svalovině rybožravých ptáků). Hlavním kontaminantem volných vod na našem území je bezesporu rtuť; nejvyšší koncentrace rtuti byly nacházeny ve svalovině bolena dravého. Nejvyšší koncentrace DDT a PCBs byly zjištěny ve svalovině úhoře říčního, což pouze dokládá afinitu těchto polutantů k tuku a jejich akumulaci v tukových tkáních (průměrný podíl tuku zjištěný u všech odlovených kusů úhoře říčního činil 18,81%). Z tohoto důvodu se také dle vyhlášky č. 68/2005 Sb. vyjadřuje hygienický limit pro ryby s obsahem tuku větším než 10 % v mg/kg tuku. Hygienický limit pro tyto ryby (u nás pouze úhoř) je tedy v podstatě desetinásobkem limitu platného pro ostatní druhy ryb. Tradičně nízké koncentrace polutantů jsou nacházeny ve svalovině kapra obecného a pstruha duhového. Kapr, jako nejčastěji lovená (konzumovaná) ryba z našich volných vod, je pravidelně nasazován do toků rybářským svazem často už v lovné velikosti, a proto čas strávený v rybářském revíru není tak dlouhý, aby se do svaloviny akumulovalo větší množství škodlivých látek. Možnou úroveň kontaminace svaloviny kapra odchovaného v rybničním prostředí před vysazením do volných vod lze odvodit z práce Maršálka a kol. (2007). Totéž platí u dalších ryb, které jsou pod velkým rybářským tlakem a jsou každoročně vysazované v lovných velikostech. Pro konzumenty nepředstavuje kapr ani pstruh duhový nebo siven americký lovený ve volných vodách žádné zdravotní riziko.

## 6. Závěr

V průběhu monitoringu na uvedených 31 lokalitách bylo v období let 2006-2010 odloveno 750 ks ryb různých druhů s různými životními a potravními nároky. V 33 případech došlo k překročení hygienického limitu pro obsah polutantů ve svalovině. Až na jednu výjimku se jednalo vždy o hygienický limit pro obsah rtuti. Z výsledků šetření vyplývá, že právě rtuť je nejvýznamnějším kontaminantem (ze spektra sledovaných) v monitorovaných lokalitách. V jednom

případě došlo k překročení hygienického limitu pro obsah kadmia ve svalovině, a to u směsného vzorku svaloviny candáta obecného na lokalitě Těrlicko. Taktéž v jednom případě došlo k překročení hygienického limitu pro obsah DDT ve svalovině úhoře říčního z lokality Trnávka, ovšem po přepočtu obsahu kontaminantu na kg tuku (dle vyhlášky č. 68/2005 Sb. pro ryby s obsahem tuku vyšším než 10 %) se koncentrace nacházela pod limitní hodnotou.

Závěrem lze konstatovat, že většinu sledovaných lokalit je možno považovat za poměrně málo zatíženou sledovanými cizorodými látkami a ryby zde odlovené mohou být bez obav konzumovány. Určitá zdravotní rizika mohou hrozit z vysoké konzumace starších jedinců především dravých druhů ryb.

V závěru své práce bych rád poděkoval doc. Ing. Tomáši Randákovi, Ph.D., vedoucímu laboratoře environmentální chemie a biochemie na Fakultě rybářství a ochrany vod ve Vodňanech, který tuto práci vedl a pomáhal mi řešit vyvstalé problémy. Dále také děkuji celému kolektivu zaměstnanců VÚRH, kteří se na projektu podíleli. Poděkování patří také Ministerstvu zemědělství České republiky, za jehož finanční podpory byl tento monitoring realizován.

## 6. Seznam literatury

1. Abel, P. D. (1996) *Water Pollution Biology*. Ellis. Horwood Ltd, Chichester. Pp. 231.
2. Aradhna G., Rai D. K., Pandey R. S., Sharma B. (2009): Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. *Environ Monit Assess*, 157, s. 449–458.
3. Ashesh K., Mathur R.P. (1991): Bioaccumulation kinetics and organ distribution of lead in a fresh water teleost, *colisa fasciatus*. *Enviromental Technology*, Vol. 12, Issue 8, s. 731 – 735.
4. Baldisserotto B., Kamundeb C., Matsuo A., Wood C.M. (2004): A protective effect of dietary calcium against acute waterborne cadmium uptake in rainbow trout. *Aquatic Toxicology*, 67, s. 57–73.
5. Carrol J.J., Ellis S.J., Oliver W.S. (1979): Influences of hardness constituents on the acute toxicity of cadmium to brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 22, s. 575–581.
6. Da Silva Rabbito I., Bastos W.R., Almeida R., Anjos A., Barbosa de Holanda I.B., Ferreira Galvão R.C., Filipak Neto F., De Menezes M.L., Moraes dos Santos C.A., De Oliveira Ribeiro C.A. (2011): Mercury and DDT exposure risk to fish-eating human populations in Amazon. *Environment International*, 37, s. 56–65.
7. Djedjibegovic J., Larssen T., Skrbo A., Marjanovic A., Sober M. (2012): Contents of cadmium, copper, mercury and lead in fish from the Neretva river (Bosnia and Herzegovina) determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Food Chemistry*, 131, s. 469–476.

8. Enviwiki [online], ITAI-ITAI [cit. 15. ledna 2012]. Dostupné na WWW:  
<http://www.enviwiki.cz/wiki/ITAI-ITAI>.
9. Hansen J.A., Welsh P.G., Lipton J., Cacela D., Dailey A.D. (2002): Relative sensitivity of bull trout (*Salvelinus confluentus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to acute exposures of cadmium and zinc. *Environ. Toxicol. Chem.*, 21, s. 67–75.
10. Havelková M., Z. Svobodová, J. Kolářová, J. Krijt, D. Némethová, J. Jarkovský, R. Pospíšil (2008): Organic Pollutant Contamination of the River Tichá Orlice as Assessed by Biochemical Markers. *Acta Veterinaria Brno*, 77, s. 133–141.
11. Houserová, P., V. Kuban, P. Spurný, P. Habarta (2006): Determination of Total Mercury and Mercury Species in Fish and Aquatic Ecosystem of Moravian Rivers. *Veterinarni Medicina*, 51, 2006 (3), s. 101–110.
12. Chakraborty T., Gireesh P.B., Alam A., Chaudhari A. (2008): GFP expressing bacterial biosensor to measure lead contamination in aquatic environment. *Current science*, vol. 94, no. 6, str. 800 – 805.
13. De Conto Cinier C., Petit-Ramela M., Faurea R., Garin D., Bouvet Y. (1999): Kinetics of cadmium accumulation and elimination in carp *Cyprinus carpio* tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, Volume 122, Issue 3, s. 345-352.
14. Janković S., Curčić M., Radičević T., Stefanović S., Lenhardt M., Durgo K., Antonijević B. (2011): Non-dioxin-like PCBs in ten different fish species from the Danube river in Serbia. *Environ. Monit. Assess.*, 181, s. 153–163.
15. Kannan K., Smith R.G., Lee R.F., Windom H.L., Heitmuller P.T., Macauley J.M., Summers J.K. (1998): Distribution of total mercury and methylmercury in

- water, sediment and fish from South Florida estuaries. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34, s. 109–118.
16. Kočan, A., Ursínyová, M., Reichrtová, E., Magulová, K., Petřík, J., Hladíková, V., Uhrinová, H., Randová, L., Chovancová, J., Rosival, L., Drobná, B. (1993). Výskyt vybraných toxických a karcinogénnych organických a anorganických látok vo vonkajšom ovzduší vybraných lokalít Slovenskej republiky (Správa), SHMÚ, Bratislava, 8-20.
17. Kružíková K., Svobodová Z., Valentová O., Randák T., Velíšek J. (2008): Mercury and methylmercury in muscle tissue of chub from the Elbe River main tributaries. *Czech J. Food Sci.*, 26: 65–70.
18. Kružíková K., Randák T., Kenšová R., Kroupová H., Leontovyčová D., Svobodová Z. (2008) : Mercury and Methylmercury Concentrations in Muscle Tissue of Fish Caught in Major Rivers of the Czech Republic. *Acta Vet. Brno*, 77, s. 637-643.
19. Lepom P., Irmer U., Wellmitz J. (2012): Mercury levels and trends (1993–2009) in bream (*Abramis brama* L.) and zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) from German surface waters. *Chemosphere*, 86, s. 202–211.
20. Maceda-Veiga A., Monroy M., De Sostoa A. (2012): Metal bioaccumulation in the Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) in a mediterranean river receiving effluents from urban and industrial waste water treatment plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76, s. 93–101.
21. Macova S., Harustiaková D., Kolarová J., Machová J., Zlabek V., Vykusová B., Randák T., Velíšek J., Poleszczuk G., Hajslová J., Pulkrabová J., Svobodová Z. (2009): Leeches as Sensor-bioindicators of River Contamination by PCBs. *Sensors*, 9, s. 1807-1820.

22. Maršálek P., Svobodová Z., Randák T. (2006): Total mercury and methylmercury contamination in fish from various sites along the Elbe river. *Acta Vet Brno*, 75, s. 579-585.
23. Maršálek P., Svobodová Z., Randák T. (2007): The content of total mercury and methylmercury in common carp from selected Czech ponds. *Aquacult Int*, 15, st. 299-304.
24. Mason R. P., Laporte J.M., Andres S. (2000): Factors Controlling the Bioaccumulation of Mercury, Methylmercury, Arsenic, Selenium, and Cadmium by Freshwater Invertebrates and Fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38(3), 283-97.
25. Niemirydz E., Jankowska D. (2011): Concentrations and profiles of PCDD/Fs in sediments of major Polish rivers and the Gdansk Basin – Baltic Sea. *Chemosphere*, 85, s. 525–532.
26. Nunes M., Marchand P., Vernisseau A., Le Bizec B., Ramos F., Pardal M.A. (2011): PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in sediment and biota from the Mondego estuary (Portugal). *Chemosphere*, 83, s. 1345–1352
27. Svobodová, Z.: *Toxikologie vodních živočichů*. Státní zemědělské nakladatelství, 1987.
28. Svobodová Z., V. Žlábek, O. Čelechovská, T. Randák, J. Máchová, J. Kolářová (2002): Content of metals in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Czech Journal of Animal Science*, 47, s. 339–350.
29. Šíroková Z., Krijt J., Randák T., Svobodová Z., Pešková G., Fuksa J., Hajšlová J., Jarkovský J., Jánková M. (2005): Organic Pollutant Contamination of the River

Elbe as Assessed by Biochemical Markers. *Acta Veterinaria Brno*, 74, s. 293 – 303.

30. Villa S., Bolzacchini E., Negrelli C., Finizio A., Maggi V. (2001): Analisi di microinquinanti organici nel ghiacciaio dello Stelvio. *Ingegneria Ambientale*, 30, s. 473 - 478.
31. Villa, S., Vighi, M., Maggi, V., Finizio, A., Bolzacchini, E., 2003. Historical trends of organochlorine pesticides in an alpine glacier. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 46, s. 295 - 311.
32. Villa S., Bizzotto E.CH., Vighi M. (2011): Persistent organic pollutant in a fish community of a sub-alpine lake. *Environmental Pollution*, 159, s. 932 – 939.
33. Vučka, V., a kol. (1984): Havarijní stavy v čistotě vod. SZN, Praha.
34. WHO (1979): DDT and its derivatives. Geneva, World Health Organization (Environmental Health Criteria, No. 9).
35. WHO (2003): Health risks of persistent organic pollutants from long range transboundary air pollution, Geneva, World Health Organization.
36. Wikipedie – otevřená encyklopedie [online], Dioxiny [cit. 18. února 2012]. Dostupné na WWW: <http://cs.wikipedia.org/wiki/Dioxiny>.
37. Žlábek V., Randák T., Svobodová Z., Valentová O., Čelechovská O., Máchová J., Kolářová J., Hajšlová J., Dušek L. (2006): Hygienická kvalita ryb z rybníků ČR. *Bulletin VÚRH Vodňany* 42(3) – 2006.
38. Žlábek V., Svobodová Z., Randák T., Valentová O. (2005): Mercury content in the muscle of fish from the Elbe River and its tributaries. *Czech Journal of Animal Science*, 50, s. 528–534.



# Příloha

**Tabulka 1:** Celkový počet ryb odlovených na všech lokalitách v letech 2006 - 2010

<b>druh ryby</b>	<b>latinský název</b>	<b>počet</b>
Cejn velký	<i>Abramis brama</i>	139
Bolen dravý	<i>Aspius aspius</i>	56
Plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>	85
Kapr obecný	<i>Cyprinus carpio</i>	83
Jelec tloušť	<i>Leuciscus cephalus</i>	60
Okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>	80
Úhoř říční	<i>Anguilla anguilla</i>	34
Štika obecná	<i>Esox lucius</i>	56
Candát obecný	<i>Stizostedion lucioperca</i>	55
Lín obecný	<i>Tinca tinca</i>	8
Pstruh obecný f. potoční	<i>Salmo trutta</i>	16
Siven americký	<i>Salvelinus fontinalis</i>	5
Pstruh duhový	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	13
Lipan podhorní	<i>Thymallus thymallus</i>	9
Jelec proudník	<i>Leuciscus idus</i>	10
Sumec velký	<i>Silurus glanis</i>	6
Ostroretka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>	6
Parma obecná	<i>Barbus barbus</i>	10
Perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	5
Cejnek malý	<i>Abramis bjoerkna</i>	10
Mník jednovousý	<i>Lota lota</i>	3
Karas obecný	<i>Carassius carassius</i>	1

**Tabulka 2:** hygienické limity obsahu polutantů v potravinách

Polutant	HYGIENICKÉ LIMITY			
	Svalovina ryb	Úhoř	Jednotky	Zdroj
<b>Hg</b>	0,5	1,0 (+ štika)	mg.kg <sup>-1</sup>	ES č. 1881/2006
<b>Pb</b>	0,3	-	mg.kg <sup>-1</sup>	ES č. 1881/2006
<b>Cd</b>	0,05	0,1	mg.kg <sup>-1</sup>	ES č. 1881/2006
<b>Σ PCB</b>	2,0 (jedlý podíl)	-	mg.kg <sup>-1</sup>	Vyhláška č. 305/2004 Sb.
<b>Σ DDT*</b>	0,5	-	mg.kg <sup>-1</sup>	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
<b>γ-HCH*</b>	0,05	-	mg.kg <sup>-1</sup>	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
<b>Σ α+β HCH*</b>	0,02	-	mg.kg <sup>-1</sup>	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
<b>HCB*</b>	0.05	-	ma.ka <sup>-1</sup>	Vvhláška č. 68/2005 Sb.

Pozn.: Pro ryby s obsahem tuku vyšším než 10 % je maximální limit vyjádřen v mg/kg tuku.

**Tabulka 8:** Obsah polutantů ve svalovině referenčního druhu (cejn velký) na lokalitách vyšetřovaných v roce 2006

lokalita	počet ryb		Věk	Hmotnost	CD	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg/kg svaloviny)								
Soutok Skalice a ÚN Orlík	5	průměr	6,2	801	408	0,365	<0,02	<0,002	0,01	0,022	<0.00002	<0.00004	<0.00003	<0.00002
		SD	0,84	84,1	11,5	0,07	-	-						
Labe - Svádov	5	průměr	6,6	850	423	0,27	<0,02	<0,002	0,094	0,1735	<0.00002	<0.00004	<0.00003	0,00347
		SD	1,52	230,65	47,64	0,099	-	-						
Morava nad Litovlí	Cejn nebyl v lokalitě uloven													

**Tabulka 9:** Obsah polutantů ve svalovině referenčního druhu (cejn velký) na lokalitách vyšetřovaných v roce 2007

lokalita	počet ryb		Věk	Hmotnost	CD	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg/kg svaloviny)								
Labe - Obříství	5	průměr	4,8	522	364	0,41	0,035	<0,002	0,01684	0,00527	<0,00002	<0,00004	<0,00003	0,00005
		SD	1,17	91,8	14,97	0,068	0,008	-						
Labe - Pardubice	5	průměr	5,75	656,25	392,5	0,22	0,02	<0,002	0,00923	0,00375	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	1,64	250,73	66,1	0,023	-	-						
ÚN Lipno	5	průměr	4,6	351	315	0,16	<0,02	<0,002	0,00424	0,00179	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,8	87	24,89	0,039	-	-						
ÚN Skalka	5	průměr	5,4	562	371	<b>0,593</b>	0,056	0,003	0,01034	0,00275	<0,00002	<0,00004	<0,00003	0,00007
		SD	1,2	123,7	23,32	0,128	0,021	0,001						
Odra - Ostrava	5	průměr	8,6	1150	462,6	0,459	0,0533	0,009	0,164	0,0654	0,0001	0,0002	0,0004	0,0017
		SD	0,49	158,46	23,87	0,038	0,023	0,003						
ÚN Žernovice	5	průměr	10,6	1086	436,8	0,204	<0,025	0,016	0,0144	0,0211	0,0001	<0,0001	0,0001	0,0013
		SD	0,4	108,41	18,14	0,029	-	0,013						
ÚN Slezská Harta	5	průměr	9,4	637	397,8	0,331	0,058	0,0066	0,0273	0,0445	<0,0001	<0,0001	0,0001	0,0003
		SD	1,02	194,7	44,02	0,074	0,016	0,012						

**Tabulka 10:** Obsah polutantů ve svalovině referenčního druhu (cejn velký) na lokalitách vyšetřovaných v roce 2008

lokalita	počet ryb		Věk	Hmotnost	CD	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg/kg svaloviny)								
ÚN Slapy	5	průměr	5,2	531	363	0,071	<0,02	<0,002	0,01425	0,01811	<0,00002	<0,00004	<0,00003	0,00009
		SD	0,8	100,2	20,88	0,007	-	-						
ÚN Nechanice	5	průměr	5,6	642	406	0,142	0,038	<0,002	0,00918	0,0094	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,5	55,6	13,6	0,028	0,015	-						
ÚN Hněvkovice	5	průměr	4,8	497	359	0,2	<0,02	<0,002	0,0026	0,01705	<0,00002	<0,00004	<0,00003	0,00029
		SD	1,2	184,6	38,4	0,04	-	-						
ÚN Mušov	5	průměr	9	1459	476	0,149	0,0455	0,003	0,0811	0,0263	<0,0001	<0,0001	0,0002	0,0034
		SD	0,9	335,45	41,16	0,034	0,013	-						
ÚN Těrlicko	5	průměr	5,6	336	314,2	0,069	0,104	0,0057	0,0044	0,0099	<0,0001	<0,0001	0,0003	0,0005
		SD	0,5	84,35	14,81	0,021	0,131	0,0025						
nádrž Olešná	5	průměr	7	282	309,2	0,225	<0,025	0,019	0,0183	0,0171	<0,0001	<0,0001	0,0002	0,0005
		SD	0,6	31,24	14,43	0,07	-	0,012						
Ohře - Žatec	cejn nebyl v lokalitě uloven													

**Tabulka 11:** Obsah polutantů ve svalovině referenčního druhu (cejn velký) na lokalitách vyšetřovaných v roce 2009

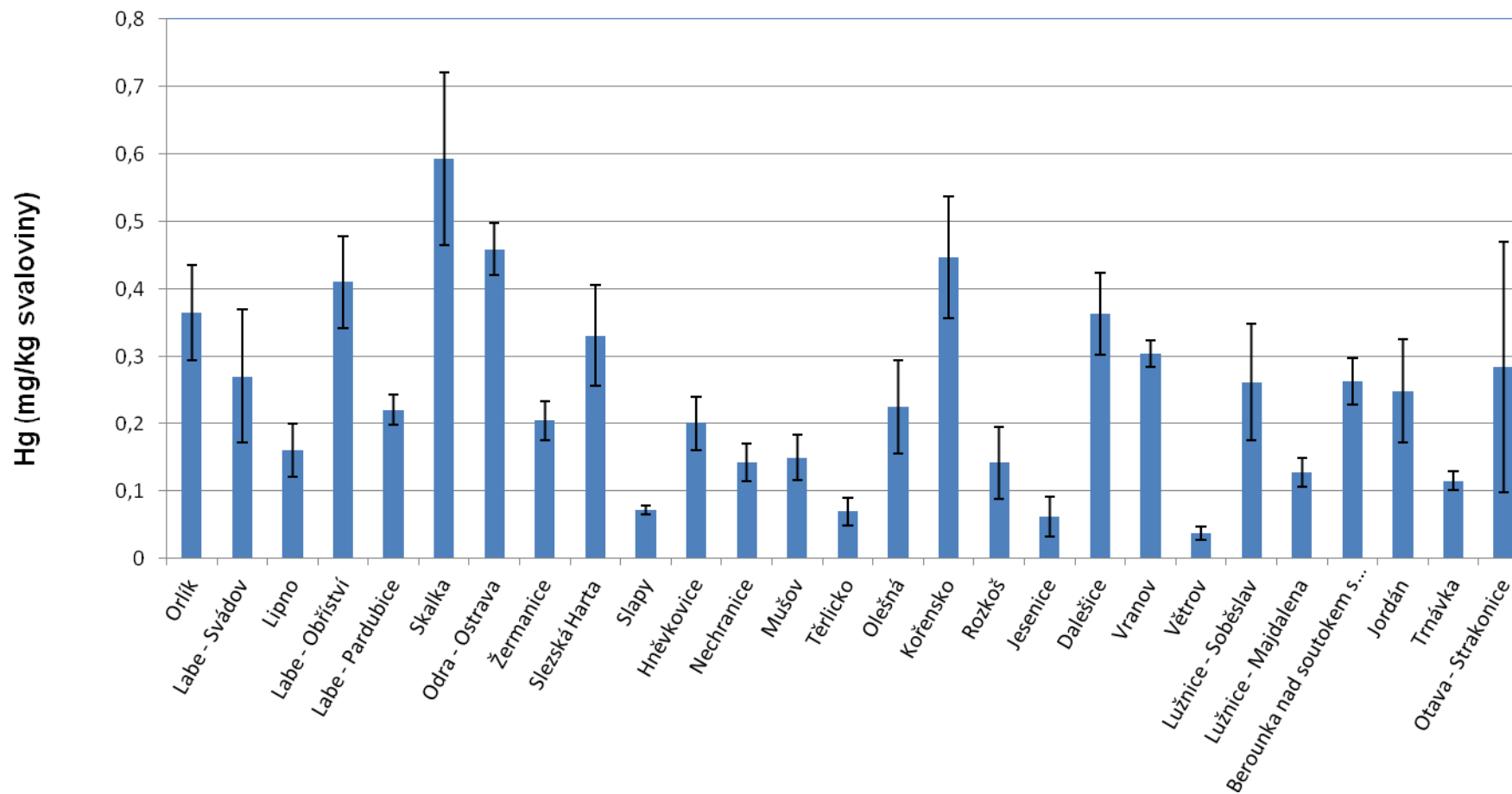
lokalita	počet ryb		Věk	Hmotnost	CD	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg/kg svaloviny)								
ÚN Dalešice	5	průměr	7	878	461,8	0,363	0,007	<0,002	0,0441	0,0967	0,0002	0,0003	0,0007	0,0024
		SD	0,6	121,6	15,3	0,06	0,005	-						
ÚN Kořensko	5	průměr	5	508	375	0,447	<0,02	<0,002	0,00555	0,00383	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,6	69,1	25,7	0,09	-	-						
ÚN Vranov	5	průměr	6,6	958	416,4	0,304	0,02	0,006	0,0318	0,0515	<0,0001	0,0001	0,0001	0,0026
		SD	0,8	99,1	21,4	0,02	0,03	0,008						
ÚN Rozkoš	5	průměr	5	734	430	0,141	0,03	<0,002	0,0059	0,02028	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,6	68,9	8,9	0,053	0,018	-						
ÚN Jesenice	5	průměr	6,2	776	400	0,061	0,112	<0,002	0,00516	0,00615	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	2	209	88,8	0,03	0,09	-						
ÚN Větrov	5	průměr	5	335	314	0,037	0,005	0,002	0,0031	0,0133	<0,0001	<0,0001	0,0001	0,0001
		SD	0	31,6	10,3	0,01	0,004	0,002						
Vltava 28 (P) - Vyšší Brod	Cejn nebyl v lokalitě uloven													

**Tabulka 12:** Obsah polutantů ve svalovině referenčního druhu (cejn velký) na lokalitách vyšetřovaných v roce 2010

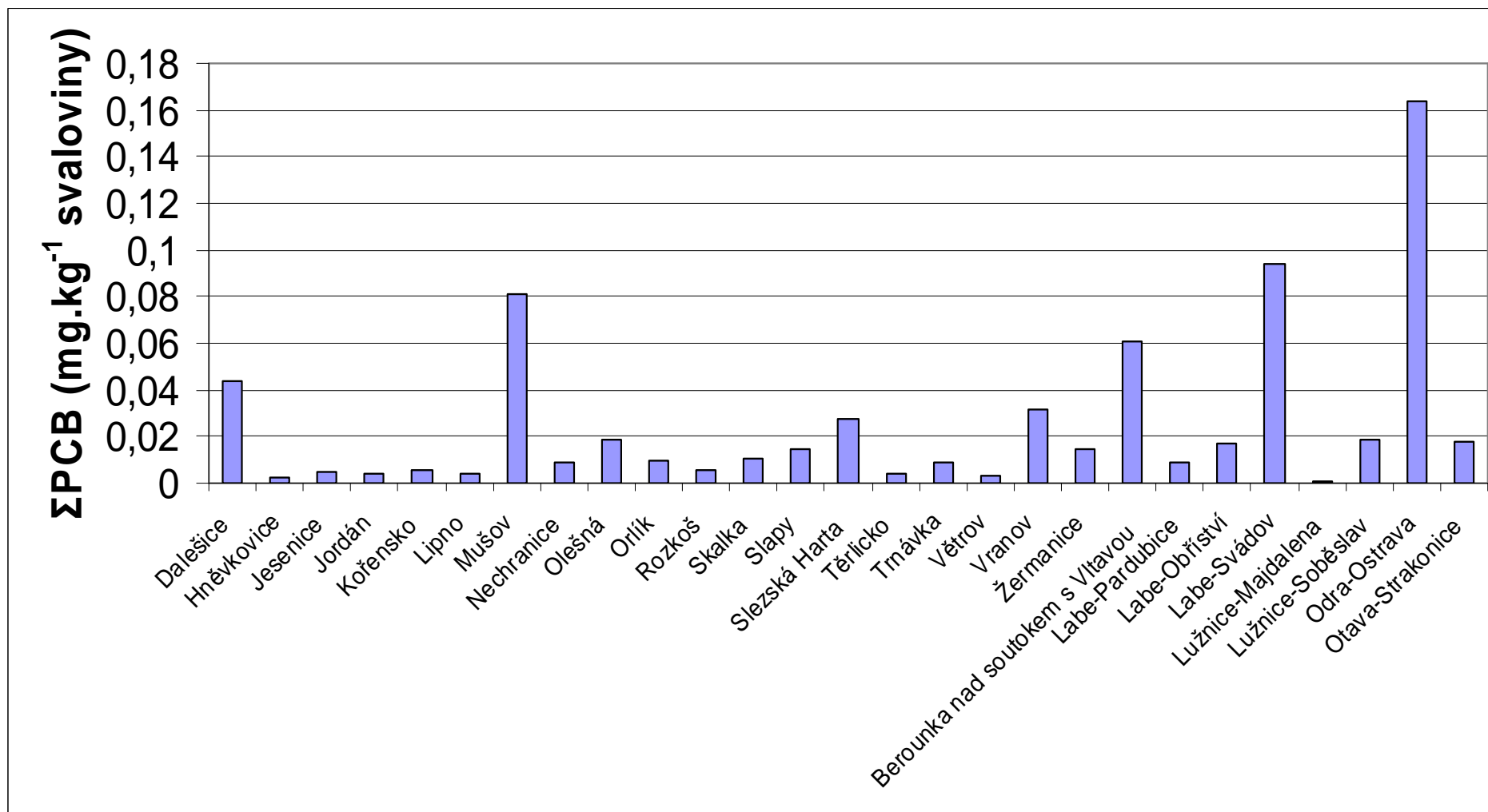
lokalita	počet ryb		Věk	Hmotnost	CD	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg/kg svaloviny)								
Lužnice - Soběslav	5	průměr	7,5	982	432	0,261	0,05	<0,002	0,0186	0,01423	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	1,5	387,4	50,5	0,087	0,037	-						
Lužnice - Majdalena	5	průměr	4	257,6	292	0,127	0,012	<0,002	0,00081	0,00111	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,6	79,2	29,3	0,022	0,004	-						
Berounka nad soutokem s Vltavou	5	průměr	7,4	1144	467	0,263	0,028	<0,002	0,06113	0,03557	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	1	272,4	36,8	0,035	0,012	-						
ÚN Jordán	5	průměr	5	483,2	349	0,248	0,012	<0,002	0,00395	0,00639	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,9	192,7	50,7	0,077	0,004	-						
ÚN Trnávka	5	průměr	5,4	558	357	0,114	0,014	<0,002	0,00873	0,00286	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,8	102,7	20,4	0,014	0,005	-						
Otava - Strakonice	5	průměr	5,6	741	373	0,284	0,016	<0,002	0,01794	0,02201	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	2	496,6	79,3	0,186	0,005	-						
Otava - Sušice	cejn nebyl v lokalitě uloven													



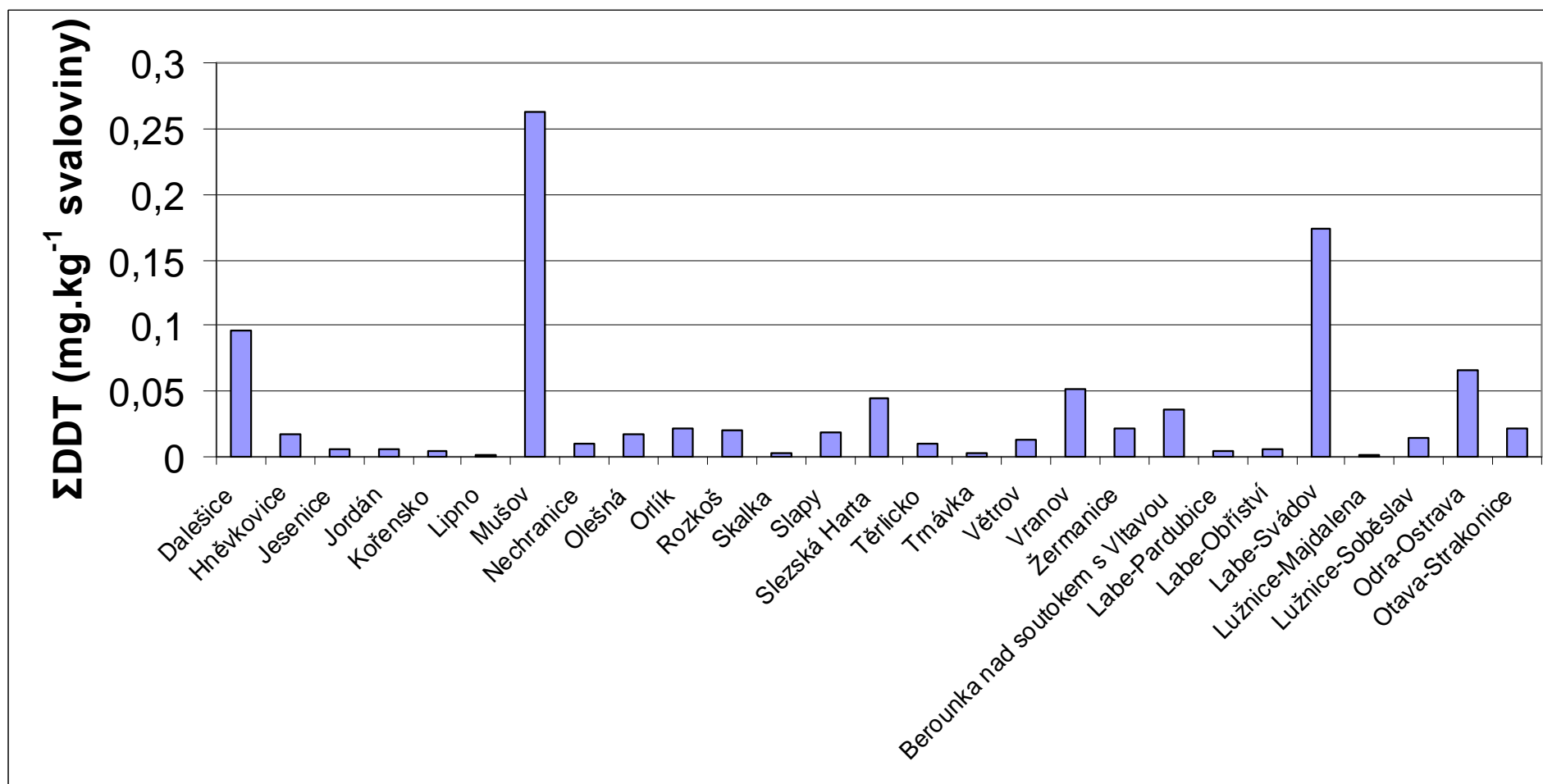
**Graf 1:** Posouzení lokalit na základě kontaminace svaloviny cejna rtutí



Graf 2: Posouzení lokalit na základě kontaminace svaloviny cejna PCBs



Graf 3: Posouzení lokalit na základě kontaminace svaloviny cejna DDT



**Tabulka 13:** Průměrné hodnoty kontaminace svaloviny vybraných druhů ryb hlavními sledovanými polutanty

Druh ryby	Koncentrace polutantu v mg/kg svaloviny										mg/kg tuku	
	Hg		Pb		Cd		PCBs		DDT		PCBs	DDT
	mg/kg	SD	mg/kg	SD	mg/kg	SD	mg/kg	SD	mg/kg	SD		
<b>kapr obecný</b>	0,109	0,140	0,010	0,015	0,004	0,009	0,019	0,059	0,009	0,008	-	-
<b>jelec tloušť</b>	0,348	0,158	0,020	0,016	0,003	0,003	0,040	0,031	0,049	0,080	-	-
<b>štika obecná</b>	0,456	0,349	0,021	0,021	0,003	0,003	0,010	0,018	0,007	0,013	-	-
<b>bolen dravý</b>	0,879	0,847	0,018	0,017	0,006	0,011	0,055	0,064	0,048	0,065	-	-
<b>úhoř říční</b>	0,302	0,145	0,024	0,026	0,007	0,009	0,299	0,471	0,316	0,325	0,0562	0,0594
<b>okoun říční</b>	0,345	0,256	0,023	0,012	0,003	0,005	0,003	0,003	0,004	0,006	-	-
<b>pstruh obecný</b>	0,125	0,068	0,024	0,005	0,004	0,003	0,032	0,031	0,019	0,019	-	-
<b>pstruh duhový</b>	0,047	0,038	0,017	0,006	0,002	0,000	0,004	0,002	0,002	0,001	-	-