

## KONTAMINÁCIA RÝB ORTUŽOU V POVODÍ MALACHOVSKÉHO POTOKA

### CONTAMINATION OF FISH ORTUINE IN THE MALACH'S WATER FLOOD

*Jana Dadová<sup>1</sup>, Roman Romančík<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Štátna ochrana prírody SR, Tajovského, 974 01 Banská Bystrica, [jana.dadova@sopsr.sk](mailto:jana.dadova@sopsr.sk)

<sup>2</sup>FPV UMB, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica

DOI <http://doi.org/10.24040/actaem.2019.21.1.14-26>

**Abstrakt:** Ložisko Malachov patrí medzi najdôležitejšie historické ložiská ortuti v Európe. Ťažba na ložisku sa skončila v druhej polovici 20. storočia. Krajinné zložky (pôda, voda, biota) sú stále výrazne kontaminované ortuťou. Práca sa zameriava predovšetkým na kontamináciu rýb v Malachovskom potoku. Zoobentos obsahuje 255,65  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg a fytobentos 250,55  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg. Vyšší priemerný obsah ortuti bol zistený u *Salmo trutta morpha fario* (v priemere 358,3  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg) a nižší u *Cottus poecilopus* (v priemere 346,9  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg). Obsah ortuti bol vyšší vo vnútorných orgánoch ako vo svaloch rýb. Obsahy Hg vo svalovine rýb sú v hodnotách pod stanoveným limitom Výnosu MP SR a MZ SR č. 608/3/2004–100, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu SR upravujúca kontaminanty v potravinách.

**Kľúčové slová:** banícka krajina, ortuť, kontaminácia, ryby

**Abstract:** Malachov deposit belongs to the most important historic mercury deposits of Europe. Exploitation at the deposit finished in the second half of the 20. century. The country components (soil, water, biota) are still strongly contaminated by mercury. The thesis is first of all focused on the mercury contamination of fish in the Malachovský brook. The zoobentos contain 255,65  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg and the phytobentos 250,55  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg. Higher Hg contents were proved in *Salmo trutta morpha fario* (in average 358,3  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg) and lower in *Cottus poecilopus* (in average 346,9  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg). The Hg content was higher in the internal tissues as in the muscles of fishes. The mercury contents in fish muscle are in values below the specified limit of MA SR and MH SR No. 608/3/2004–100, which issues the Food Code of the Slovak Republic regulating contaminants in food.

**Key words:** mining country, mercury, contamination, fishes

## Úvod

Dlhodobá ťažba a spracovanie Hg-rúd v okolí Malachova ovplyvňujú aj roky po uzavretí miestnych baní stav zložiek životného prostredia, vrátane samotného človeka. Ide o vplyvy priame, pozorovateľné v teréne, predstavujúce vznik antropogénnych foriem reliéfu (napr. poddolovanie územia s následným narušením stability svahov a zosuvmi pôdy) ale i nepriame, ktoré predstavujú premenu pôvodnej štruktúry krajiny na súčasný typ. Osobitný problém predstavuje kontaminácia krajinných zložiek ťažkými kovmi, uvoľňovanými z banských diel a odvalov do potočných sedimentov, podzemnej vody, pôdy a rastlinstva, ako aj do potravinových komodít. Zistiť stupeň tejto kontaminácie je nutným predpokladom pre výber a realizáciu preventívnych opatrení.

Malachovská Hg-As mineralizácia sa nachádza na východnom okraji Kremnických vrchov, západne od Banskej Bystrice. Ložisko je v súčasnosti uzavreté. Areál ťažobného závodu vrátane haldy pri ústí štôlne je zrekultivovaný, vrátane prevádzkových budov. Vyťažené priestory sa na povrchu prejavujú vznikom prepadlín a aktiváciou zosuvov. Banská voda je vyvedená potrubím pod aplanovanou haldou priamo do Malachovského potoka.

Práca analyzuje problematiku prítomnosti Hg v životnom prostredí a jeho jednotlivých zložkách vo všeobecnosti i v zameraní na konkrétnu lokalitu. Na základe spracovania výsledkov realizovaných výskumných prác i z výsledkov vlastnej analytickej činnosti je snahou práce poznať a zhodnotiť stav kontaminácie rýb ortuťou v Malachovskom potoku, ktorý preteká starou banskou lokalitou. V minulosti realizované analýzy rýb potvrdili prítomnosť limit prekračujúcich hodnôt Hg v rybách. Ortuť je významným environmentálnym kontaminantom potravinového reťazca.

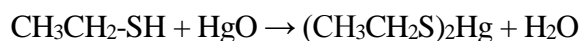
Príspevok sa venuje ortuti ako potenciálne toxickému prvku v životnom prostredí a analýze jej prítomnosti v krajine a vo vybraných zložkách životného prostredia starej banskej lokality Malachov. Staví na výsledkoch výskumnej práce zrealizovanej v rokoch 2018 – 2019. Prináša spracované výsledky a výstupy analýz kontaminácie svaloviny a vnútorností rýb ortuťou, ktoré sú dôležitým príspevkom k hodnoteniu stavu záťaže lokality vo vzťahu ku kontaminácii rýb ortuťou. Súčasne vedú k hľadaniu možností efektívneho riešenia problémov, predovšetkým z hľadiska zníženia negatívneho pôsobenia ortuti na zdravie a v prevencii vzniku zdravotných problémov u ľudí predovšetkým v zameraní na športových rybárov a na citlivé skupiny obyvateľstva.

## Ortuť ako potenciálne toxický prvok v životnom prostredí

Ortuť je významným toxickým kontaminantom životného prostredia. Jej anorganické i organické zlúčeniny patria medzi najnebezpečnejšie znečisťujúce látky. Hlavným primárnym zdrojom ortuti v životnom prostredí je sopečná aktivita a minerál cinabarit – HgS (Rytuba, 2005; Dadová et al., 2016). Do životného prostredia sa ortuť dostáva aj v dôsledku antropických aktivít: spracovania Hg-rúd, pri spaľovaní fosílnych palív, z rôznych odpadov, ako aj priemyselnej a poľnohospodárskej činnosti (Bencko et al., 1995). Najznámejšie ložiská Hg minerálov na Slovensku boli Zenderling pri Gelnici, Svätá Trojica pri Nižnej Slanej, Rudňany, Merník severne od Vranova a Malachov pri Banskej Bystrici (Kimáková, 2017).

Ortuť vystupuje v prírode najčastejšie vo forme Hg<sup>2+</sup> (Navarro, 2008). V pôdach sa Hg viaže do stabilných komplexov s organickými zložkami, čo spôsobuje jej pomerne zlú biodostupnosť pre rastliny. Táto črta je typická hlavne pre humózne pôdy (Zmetáková a Šalgovičová, 2006).

Ako uvádza Zmetáková a Šalgovičová (2006), ortuť v organizmoch sa vyznačuje výraznou afinitou k síre v dôsledku čoho sa viaže na thiolové skupiny v bielkovinách ako aj v enzýmoch (Rytuba, 2005) a má negatívne dopady na ich funkcie:



Toxicky pôsobia hlavne alkylované zlúčeniny, ktoré môžu vstupovať do potravinového reťazca a postupne kontaminujú celé populácie (Bernhoft, 2012). Akútna otrava parami HgO spôsobuje poškodenie pľúc, kým pre chronické otravy sú typické slabosť, nechutenstvo, bolesti hlavy, rôzne poruchy trávenia a s tým spojený pokles hmotnosti, podráždenosť a závraty. Takéto nevýrazné symptómy chronickej intoxikácie ortuťou sa nazývajú mikromerkurializmus (Drasch et al., 2001).

Hlavným zdrojom expozície populácie ortuťou je elementárna ortuť zo zubných amalgámových výplní a metylortuť v potravinách (WHO, 2003 in Kimakova 2017). Dôsledkom intoxikácie organizmu parami HgO môže byť aj nekontrolovateľný tras tela (Kafka a Punčochářová, 2002). Pri akútnych otravách anorganickými zlúčeninami Hg dochádza k zlyhaniu obličiek, krvavým hnačkám, zvracaniu až ku kolapsu, kým pri chronických otravách dochádza k poškodeniu obličiek a zápalu dŕasien (Tóth a Lazor, 1998).

Z hľadiska toxického pôsobenia na ľudský organizmus je u ortuti, podobne ako u všetkých toxických prvkov, rozhodujúcim faktorom jej chemická forma. Elementárna ortuť Hg<sup>0</sup>, ako najmenej toxická forma ortuti, je po požití spravidla vylúčená z organizmu bez vážnejších toxických dopadov (Zmetáková a Šalgovičová, 2006). Anorganické Hg zlúčeniny sú mierne toxické, pričom zlúčeniny Hg<sup>+</sup> sú menej škodlivé ako ortutnaté zlúčeniny Hg<sup>2+</sup>, pretože ortuťné zlúčeniny sú vo vode i v kyselinách menej rozpustné ako ortutnané zlúčeniny (Kafka a Punčochářová, 2002). Účinky intoxikácie organizmu ortuťou sa prejavujú relatívne pomaly. Medzi prvé symptómy patria parodontitída (zapál dŕasien) a vypadávanie zubov (Chang, 1991). Ortuť sa v ľudskom organizme akumuluje predovšetkým v obličkách, pečeni a v sivej mozgovej kôre. Toxický účinok Hg je priamoúmerný dĺžke expozície (Toman et al., 2003).

Baktérie sú schopné premieňať menej toxické anorganické zlúčeniny Hg (hlavne v anaeróbných podmienkach; Clifton, 2007) na toxické organické zlúčeniny (dietylortuť – C<sub>4</sub>H<sub>10</sub>Hg, dimetylortuť – CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>, dimetylortuť – (CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>Hg a metylhydrargyriumhydroxid – CH<sub>3</sub>HgOH), ktoré patria medzi nebezpečné jedy, mnohonásobne toxické ako anorganické formy Hg-zlúčenín (Cappon a Smith, 1982; Kafka, 1995). Toxicita Hg je kontrolovaná jej rozpustnosťou. Mobilitu Hg ovplyvňuje pH a Eh; pri vysokých hodnotách pH (>10,65) prudko klesá (Randall, 2004). Oxidácia Hg<sup>0</sup> nastáva pri Eh >390 mV, najprv vzniká Hg<sub>2</sub><sup>2+</sup> a následne na Hg<sup>2+</sup> (Greenwood a Earnshaw, 1990). Anorganické zlúčeniny Hg<sup>0</sup> a Hg<sup>+</sup> majú nižšiu rozpustnosť ako anorganické zlúčeniny Hg<sup>2+</sup> (Langford a Ferner, 1999). Organické zlúčeniny Hg sú dobre rozpustné vo vode i v tukoch (Clifton, 2007). Hg-soli sú vo väčšine prípadov neprchavé, preto je otrava spôsobená inhaláciou zriedkavá (Langford a Ferner, 1999).

Ortuťné ióny sa na ílové minerály adsorbujú len v značne obmedzenej miere ale veľmi dobre sa viažu na organickú hmotu. Metanogénne baktérie majú schopnosť takto naviazanú ortuť transformovať na jednu z najrozpuštnějších a najtoxickéjších zlúčenín Hg – metylortuť CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup> (Virčíková a Pálfy, 1997; Kafka a Punčochářová, 2002). Metylortuť ľahko preniká do vodných systémov, intoxikuje vodné organizmy a ich prostredníctvom následne celý okolitý ekosystém (Gray, 2001). Odbúravanie metylortuti sa vo vodnom prostredí uskutočňuje predovšetkým pomocou mikrobiologickej aktivity ale aj rôznymi oxidačnými reakciami. Podľa Bailey et al. (2001, 2002) dochádza pri degradácii metylortuti mikróbmi k vzniku Hg(II) a CH<sub>4</sub>, kým pri oxidačnej degradácii dochádza k produkcii CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> a Hg<sup>2+</sup>. Metylortuť sa akumuluje najmä vo vodnom potravinovom reťazci, preto sú intoxikáciou Hg ohrozené hlavne populácie s častou konzumáciou rýb a morských živočíchov (Komisia európskych spoločenských, 2005).

Príčinou vysokého stupňa toxicity metylortuti a dôvodom jej zaradenia medzi embryotoxické a mutagénne látky je jej schopnosť prenikať cez placentu a cez hematoencefalickú bariéru. U

tehotných žien atakuje plod v najkritickejšom období, kedy sa vyvíja centrálny nervový systém dieťaťa v maternici matky (časté sú príznaky motorickej paralýzy, mentálnych porúch a porúch citlivosti dolných končatín; Tóth a Lazor, 1998) a môže mať nielen teratogénne účinky ale aj vyvolať spontánny potrat (Chang, 1991). U detí spôsobuje hlavne zmyslové poruchy, prípadne až úplnú stratu sluchu a chuťových orgánov, ako aj slepotu (Kafka a Punčochárová, 2002). Môže dochádzať k vzniku koronárnych ochorení srdca (coronary heart diseases) a k nedostatočnému rozvoju nervového systému (suboptimal neural development; Mozaffarian a Rimm, 2006).

Metylortuť je prevládajúcou formou ortuti v rybách a iných plodoch mora, pričom je toxická predovšetkým pre rozvoj nervovej sústavy a mozgu. Pravdepodobnosť prekročenia týždenného tolerovateľného príjmu (TWI)  $1,3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti sa zvyšuje pri častej konzumácii rýb. Do skupiny ohrozených patria hlavne tehotné ženy, u ktorých môže dôjsť k poškodeniu vývoja mozgu plodu.

Anorganická forma Hg sa môže nachádzať v rybách a morských živočíchoch, jej tolerovateľný týždenný príjem (TWI) je  $4 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti (EFSA, 2012). Je málo pravdepodobné aby expozícia anorganickej Hg bola vyššia ako jej TWI. Pre väčšinu ľudí je prekročenie možné len v kombinácii s inými zdrojmi expozície (Kimáková, 2017). Medzi symptómami intoxikácie sa objavili ťažkosti s chôdzou, poruchy hybnosti spôsobené ochorením nervového systému (ataxia), mravenčenie v končatinách (parestézia), hluchota ako aj senzorické poruchy (Kromerová et al., 2005 in Zmetáková a Šalgovičová, 2006).

Na území Slovenska sa kontaminácia životného prostredia a rýb ortuťou preukázala napríklad v roku 2017 v rieke Nitra (Strážni a Andreji, 2003). V miestach pod vtokom odpadových vôd chemických závodov Fortischem v Novákoch, Zemianskych Kostolčanoch a v Partizánskom, dosiahli koncentrácie Hg  $6,07 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  až  $1,01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (Šimko, 2000; Labunská et al., 2010). U detí v tomto regióne sa potvrdil vysoký obsah Hg vo vlasoch a nechtoch (Šimko, 2000). Významná kontaminácia krajiny ortuťou je známa aj z okolia Rudnianskej a Merníky (Hančulák et al., 2006).

Koncentrácie ortuti v hlavných potravinárskych plodinách bývajú nízke (v priemere  $0,001-0,03 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg). Výskyt zvýšeného obsahu ortuti sa potvrdil len u niektorých cereálií (pšenica, žito), v slnečnici, v hubách, mäkkýšoch a kôrovcoch (Banášová et al., 1993; Velíšek, 2002; Rusková, 2009). Vyhodnotením údajov z Monitoringu spotrebného koša sa na Slovensku zistili najvyššie koncentrácie Hg v rastlinných olejoch, ryži, bravčovej masti a v masle. Najviac sa na expozícii obyvateľstva ortuťou podieľali pivo, chlieb, zemiaky a malinovy (Zmetáková a Šalgovičová, 2006).

Rozhodujúci príspevok ortuti a methylortuti pochádza z rýb a rybích výrobkov. Ďalšie potraviny prispievajú k celkovej expozícii menej ako 10%. Najvýznamnejšie zdroje predstavujú morské ryby, sladkovodné ryby, údené ryby, marinované ryby a rybie šaláty. Pri ďalších potravinách sú to hlavne koreniny a pečeň (Ruprich a Řehůrková, 2006).

Medzi najcitlivejšie organizmy reagujúce na intoxikáciu ortuťou patria vodné organizmy (Kuwabara et al., 2007; Sunderland, 2007). Luczyńska et al. (2016). Konzumácia rýb a vodných živočíchov má na ľudský organizmus mnoho pozitívnych účinkov, pomáha napríklad proti arytmií srdca, vzniku trombózy, či upravuje krvný tlak (Zillioux, 2015). Na druhej strane, vodné živočíchov, hlavne ryby patria medzi najcitlivejšie reagujúce na intoxikáciu ortuťou a majú schopnosť akumulovať v sebe značné množstvá ortuti (Kuwabara et al., 2007; Sunderland, 2007). Preto je potrebné tieto dve vlastnosti vodných živočíchov starostlivo zvažovať a balancovať. Luczyńska et al. (2016) upozorňuje, že obsah ortuti v rovnakých orgánoch rozdielnych druhov a v rozličných orgánoch tých istých druhov rýb a morských živočíchov sa líši. Vysokým obsahom ortuti sa vyznačuje napríklad svalovina ostrižov, pomerne nízkou akumuláciou ortuti voči ostrižovi, naopak, svalovina kaprov. Obsah ortuti spravidla pozitívne

koreluje s hmotnosťou a vekom rýb, hoci rozdiely v obsahu ortuti sú pomerne malé (Luczyńska et al., 2016). Dravé ryby mávajú spravidla vyšší obsah ortuti ako ryby, ktoré sa živia fyto-bentosom a rastlinami (Beltran-Pedrerros et al., 2011).

Ryby sú hlavným zdrojom ortuti v potravinách. Poradie jednotlivých zložiek podľa obsahu ortuti je nasledujúce: voda, zooplanktón, zoobentos, ryby (Kafka a Punčochářová, 2002). Pokiaľ je zoobentos a fyto-bentos konzumovaný rybami, ortuť ich prostredníctvom vstupuje do potravinového reťazca (Cappon a Smith, 1982). Pavlíková et al. (2008) uvádza, že stupeň hromadenia ortuti vo vodnom prostredí závisí od koncentrácie ortuti v sedimentoch, od vlastností vody (teplota, koncentrácia kyslíku rozpusteného vo vode) a druhu rýb. Počas rozpadu metylortuti v tele úhora je 1000 dní, u platesy 700 dní, u štučky 400 dní.

O obsahu ortuti vo vodných živočíchoch z okolia veľkého Hg-ložiska Malachov neexistuje dosiaľ detailnejší prehľad. Prvé údaje uvádza Bukový (1991) a práca Ruskovej (2009), ktorá opísala vo vnútornostiach rýb z tejto oblasti obsahy ortuti blížiacie sa limitným hodnotám daným vo Výnose MP SR a MZ SR č. 608/3/2004–100, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu SR upravujúca kontaminanty v potravinách.

Pri posudzovaní príjmu cudzorodých látok do organizmu človeka sa zistené hodnoty porovnávajú s hodnotami PTWI (provisional tolerable weekly intake – dočasne tolerovateľný týždenný príjem) stanovenými Spoločným výborom expertov FAO/WHO pre prídavné látky v potravinách - JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) - Organizácia pre výživu a poľnohospodárstvo pri OSN/ Svetová zdravotnícka organizácia), pričom tolerovateľný týždenný príjem ortuti do organizmu človeka v roku 1972 predstavoval hodnotu  $5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti pre celkovú ortuť, z ktorého najviac  $3,3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti mohlo byť vo forme metylortuti. V roku 2003 bol týždenný príjem zrevidovaný pre metylortuť na  $1,6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti. V roku 2010 JECFA prehodnotila PTWI pre celk.Hg a upresnila ju na  $4 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti pre anorg.Hg, ktorá je hlavnou formou ortuti v potravinách iných ako sú ryby a kôrovce. V roku 2012 EFSA (Európsky úrad pre bezpečnosť potravín) Panel pre kontaminanty v potravinovom reťazci (CONTAM) ustanovil TWI (tolerovateľný týždenný príjem) pre anorg. Hg  $4 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti a pre MeHg  $1,3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti (Kromerová, 2014).

## **Materiál a metodika práce**

### ***Opis študovanej lokality***

Rybársky revír číslo 3-2150-4-1 Malachovského potoka od prameňov s prítokmi po ústie patrí do povodia Hrona. Potok má charakter horského toku. Na hornom toku dreňuje Hg-ložisko Veľká Studňa a následne preteká údolím s početnými výskytmi Hg-mineralizácie (napr. Ortúty) a obcou Malachov a banskobystrickou štvrťou Radvaň. Dno potoka je výrazne kontaminované zrnami cinabaritu. Charakter vody je v rybárskej klasifikácii hodnotený ako lososový pstruhový.

Odberovým miestom bola časť potoka pretekajúca nad obcou až po banskú štôľňu ale predovšetkým v oblasti Ortúty (Obr 1). Ryby boli vylovené väčšinou v zatienených miestach pod i nad vystavanou haťou. Uvedená časť Malachovského potoka predstavuje tok, ktorý má charakter horskej bystriny s rýchlym prúdom i miestami pokojným tokom hlavne v upravených a zahataných častiach so šírkou toku cca 1,5 – 2 metre. Odberné miesta sa pohybovali v hĺbke maximálne do 40 cm.

Teplota vodného toku sa v letnom období s teplotou vzduchu  $28^{\circ}\text{C}$  pohybovala v rozpätí od  $6$  do  $12^{\circ}\text{C}$ , pričom voda bola priehľadná a čistá. Dno potoka tvoril drobný štrkový substrát, pozostávajúci z kameňov, piesku, rozkladajúcej sa drevnej hmoty a miestami sa na dne a väčších skalách nachádzala uchytená vegetácia (machy a vodné rastliny).



**Obr 1** Znáznornenie odberových miest rýb a makrobentosu z Malachovského potoka. (Zdroj Google map; Upravili autori). Vysvetlivky: Červené body a čísla znázorňujú odberové miesta a číslo vzorky Pstruha potočného, zelené body odberové miesta a číslo vzorky Hlaváča pásoplutvého a žlté odberové miesto makrobentosu (ZB-zoobentosu, FB - fytobentosu).

**Fig 1** The content of nitrogen (Nt) in soil (mg.kg-1) in 2011 – 2014 Representation of sampling sites of fish and macrobentos from Malachov's stream. (Source of Google maps; Edited by authors). Explanatory notes: Red dots and numbers indicate sampling sites and sample number.

### Odber vzoriek

Vzorka vody z Malachovského potoka bola odobratá na mieste odberu 500 m nad obcou Malachov a stabilizovaná prídavkom 10 ml HCl/1000 ml vody. Odber sa v priebehu roka 2018 uskutočnil štyrikrát: v máji, júli, októbri a novembri 2018. Pri odbere sa stanovilo aj pH vody. Jednorazový výlov rýb na analytické spracovanie sa uskutočnil v spolupráci so Slovenským rybárskym zväzom, mestskou organizáciou Banská Bystrica. Ryby sa vylovili začiatkom augusta 2018 pomocou elektrického agregátu. Lokality výlovu sú uvedené na Obr 1.

Vylovilo sa 6 ks pstruha potočného (*Salmo trutta morpha fario*) a 4 ks hlaváča pásoplutvého (*Cottus poecilopus*). Dĺžka rýb sa pohybovala v rozmedzí od 12 do 26 cm a hmotnosť od 168 do 360 gramov u pstruha potočného. Dĺžka u hlaváča pásoplutvého kolísala od 11 do 12 cm a hmotnosť od 155 do 170 gramov.

Z rýb boli odobraté vzorky svaloviny z oblasti chrbta a vnútorné orgány (pečeň a obličky, ktoré sa v chladiacom boxe transportovali do laboratória Regionálneho úradu verejného zdravotníctva so sídlom v Banskej Bystrici. Celá pečeň a obličky sa analyzovali spoločne ako jedna zmesná vzorka. U jednej vzorky pstruha potočného (vzorka č. 2) sa odobrala aj vzorka ikier.

Zber makrozoobentosu sa realizoval strhávaním z povrchu kameňov, prúdiacou vodou do vopred nastavenej siete. Zoobentos bol zoškrabaný z povrchu skál a drevnej hmoty rozkladajúcich sa konárov ležiacich na dne potoka.

### **Analytické spracovanie vzoriek**

Atómová absorpčná spektrometrická analýza (AAS) vody za pomoci hydridového systému sa uskutočnila v laboratóriách Regionálneho úradu verejného zdravotníctva v Banskej Bystrici (RÚVZ BB).

Na analýzu sa navažovali homogenizované vzorky častí rýb, zoobentosu a fytobentosu, pričom navážky sa pohybovali v rozmedzí od 1mg do 65 mg v závislosti od charakteru vzorky. Na analýzu ortuti vo vzorkách rýb, zoobentosu a fytobentosu sa použila metóda atómovej absorpčnej spektrometrie AMA 254, od výrobcu Altec, s.r.o. Praha.

### **Výsledky**

V rámci vyhodnotenia a interpretácie výsledkov sme zhodnotili prítomnosť ortuti vo vode Malachovského potoka, v makrobentose a zamerali sa na obsah Hg vo svalovine a vnútornostiach rýb (pečeni a obličkách), vrátane jednej vzorky ikier *Salmo trutta morpha fario*.

#### **Obsah ortuti vo vode**

Výsledky stanovenia obsahov Hg vo vode Malachovského potoka sú uvedené v Tab 1. Hodnoty pH boli pri všetkých štyroch stanoveniach blízke neutrálnej hodnote, avšak mierne posunuté smerom do alkalického oblasti. Kolísali od 7,04 v novembri po 7,83 v októbri 2018. Priemerná hodnota pH bola 7,6. Obsah Hg v povrchovej vode je pomerne vysoký. Priemerná hodnota zo štyroch meraní je 0,003 mg.L<sup>-1</sup>, čo presahuje limit 0,05 µg.L<sup>-1</sup>.

**Tab 1** Stanovenie obsahu ortuti vo vode Malachovského potoka

**Tab 1** Determination of mercury content in water of Malachov stream

Vzorka	dátum odberu	pH	Hg [mg.L <sup>-1</sup> ]
1	5. 5. 2018	7,76	0,000
2	4. 7. 2018	7,82	0,009
3	19. 10. 2018	7,83	0,002
4	22. 11. 2018	7,04	0,002
<b>x</b>		<b>7,60</b>	<b>0,003</b>

#### **Obsah ortuti v bentose**

Zloženie zoobentosu je nasledovné: Potočníky Trichoptera, ktoré sú dobrými indikátormi kvality (čistoty) vody, pričom indikujú mierne znečistenú vodu, kriváky potočné (*Gammarus pulex*), pijavica (*Hirudo sp.*). Priemerný obsah ortuti v zoobentose je 255,65 µg.kg<sup>-1</sup> Hg.

Fytobentos tvorili tri druhy vodných rastlín pečňovka (*Marchantia polymorpha*), mach (*Brachythecium rivulare*) a žerucha (*Cardamine amara*). Priemerný obsah Hg vo fytobentose je podobný obsahu ortuti v zoobentose 250,55 µg.kg<sup>-1</sup> Hg.

#### **Obsah ortuti v rybách**

Samostatne sme vyhodnotili vzorky svaloviny a vnútorností (pečeň a obličky).

Obsahy Hg vo svalovine *Salmo trutta morpha fario* kolíšu v rozmedzí 252,0 až 481,9 µg.kg<sup>-1</sup>. Priemerná hodnota obsahu Hg v svalovine tohoto druhu je 358,3 µg.kg<sup>-1</sup>. Obsahy Hg vo svalovine *Cottus poecilopus* kolíšu v rozmedzí 288,5 až 406,4 µg.kg<sup>-1</sup>. Priemerná hodnota obsahu Hg vo svalovine tohoto druhu je nepatrne nižšia ako u *Salmo trutta morpha fario* 346,9 µg.kg<sup>-1</sup> (Tab 2).

**Tab 1** Obsah ortuti a arzenu vo svalovine a vnútornostiach rýb z Malachovského potoka**Tab 1** Mercury and arsenic content in fish muscle and intestines from Malachov stream

Druh ryby	Vzorka	Dĺžka ryby [cm]	Hmotnosť ryby [g]	Svalovina	Vnútornosti
				Hg [ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	
<i>Salmo trutta morpha fario</i>	1	18	252	420,0	1085,7
	2	26	360	481,9	830,0
	3	16	224	283,7	471,9
	4	15	210	264,5	405,4
	5	12	168	252,0	402,0
	6	13	182	447,9	444,8
	<b>x</b>	<b>16,6</b>	<b>232,6</b>	<b>358,3</b>	<b>606,6</b>
<i>Cottus poecilopus</i>	7	12	165	288,5	830,0
	8	11	153	365,0	673,3
	9	13	185	344,6	2510,1
	10	12	172	406,4	1302,4
	<b>x</b>	<b>12</b>	<b>168,75</b>	<b>346,9</b>	<b>1328,9</b>

Obsahy Hg vo vnútornostiach rýb (v pečeni a obličkách) sú podstatne vyššie vo vnútornostiach hlaváča pásoplutvého (*Cottus poecilopus*) kde boli stanovené obsahy ortuti od 673,3 do 2510,1  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , pričom priemerná hodnota obsahov Hg je podstatne vyššia ako u pstruha potočného; má hodnotu 1328,9  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg (Tab 2).

U pstruha potočného (*Salmo trutta morpha fario*) kolíše obsah ortuti v širokom rozmedzí hodnôt 402,0 až 1085,7  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Priemerný obsah ortuti je 639  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . V ikrách pstruha potočného bol stanovený obsah ortuti 79  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

## Diskusia

Banská činnosť môže spôsobovať významnú kontamináciu krajinných zložiek, ktorá je zreteľná niekedy aj po tisícročiach. K takýmto lokalitám sa radí aj rudné pole Malachov. Dôsledkom dlhodobej ťažby Hg rúd je nielen kontaminácia pôdy, rastlínstva a vody ale aj vodných živočíchov, spomedzi ktorých najvýznamnejšie vstupujú do potravinového reťazca hlavne ryby (Budtz-Jørgensen et al., 2007; Sunderland, 2007).

Jednou zo skupín, ktoré ovplyvňujú kvalitu povrchových vôd, sú aj polutanty obsahujúce Hg. Na znečistenie povrchových vôd ortuťou má vplyv vypúšťanie priemyselných odpadových vôd. Na hodnotenie kvality povrchových vôd a priemyselných odpadových vôd s obsahom škodlivých látok vypúšťaných do povrchových vôd na Slovensku sa vzťahuje Nariadenie vlády č. 269/2010 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd (určuje požiadavky na kvalitu povrchovej vody a kvalitatívne ciele povrchovej vody). Hodnoty pH v povrchovej vode Malachovského potoka v okolí Malachova kolíšu v rozmedzí 7,04 až 7,83 pričom priemerná hodnota pH bola 7,6. Pri hodnotení kvality povrchovej vody je stanovená najvyššia prípustná koncentrácia 0,07  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Hg s najvyšším ročným priemerom na úrovni 0,05  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg. Priemerná hodnota obsahov Hg bola 0,003  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  a prekračovala hodnoty v Nariadení vlády č. 269/2010 Z. z.

Vo fyto bentose i v larvách potočnikov a ďalších organizmoch zoobentosu z Malachovského potoka sa potvrdili pomerne vysoké hodnoty Hg (255,65 a 250,55  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Výskyt lariev potočnikov sa považuje za indikátora kvality (čistoty) vody, najmä larvy, ktoré si stavajú z dnového materiálu schránky, v ktorých sa vyvíjajú, pretože tieto larvy žijú len v čistej a v mierne znečistenej vode. Podobne i kriváky potočné sú citlivým indikátorom. Sú mimoriadne náročné na kyslík a vápnik vo vode (Kizek, 2012). Je zaujímavé, že napriek pomerne vysokej kontaminácii ortuťou tento typ zoobentosu žije aj v Malachovskom potoku.



Voda i dnové sedimenty obsahujú vyššie koncentrácie Hg. V sedimentoch sa nachádzajú mikroorganizmy, ktoré dokážu premeniť anorganickú Hg na jej škodlivejšiu formu metylortuť, ktorá je závažná hlavne z dôvodu, že má schopnosť prechádzať do rastlinných tiel, ktoré slúžia ako potrava pre rôzne druhy zoobentosu. Prostredníctvom nich sa dostáva do organizmov rýb a hlavne dravých druhov rýb, ktoré slúžia ako potrava pre človeka. Ortuť sa tak dostáva do potravinového reťazca na konci ktorého je i konečný príjmateľ – človek.

Akumulácia Hg v suchozemských a vodných potravných reťazcoch predstavuje zvýšené riziko pre zdravie človeka najmä prostredníctvom konzumácie rýb a morských živočíchov ale i húb. Vodné živočíchy predstavujú významnú zložku potravy, môžu však byť aj významnými koncentrátormi toxických prvkov, medzi ktorými je na poprednom mieste Hg, resp. jej mimoriadne toxická forma metylortuť (Budtz-Jørgensen et al., 2007).

Hlaváč pásoplutvý (*Cottus poecilopus*) žije na dne čistých tečúcich riek a potokov. Je dôležitým faktorom pri zisťovaní čistoty toku. Je citlivý na znečistenú vodu, takže jeho výskyt spravidla indikuje vysokú čistotu vody. Potravou hlaváča sú larvy hmyzu a v dobe trenia pstruhov požíra ich ikry. Pri porovnaní kontaminácie hlaváčov a pstruhov ortuťou v oblasti Malachova sa ukázalo, že viac kontaminované ortuťou sú hlaváče vylovené najbližšie k miestu výtoku banskej vody. O čosi nižšie obsahy ortuti sa zistili v dvoch pstruchoch odchytených tesne nad obcou a pod skalnou haťou, ktorá je sčasti bariérou, cez ktorú sa ryby dostanú hlavne v čase vyššej hladiny vodného toku.

Svalovinu mal najviac kontaminovanú najväčší odchytený pstruh s dĺžkou 26 cm a váhou 360 g. Vnútorosti boli najviac kontaminované u hlaváčov odchytených najbližšie k banskému výtoku. Tieto jedince patrili medzi najkratšie a s najnižšou váhou (185g a 172g).

Nasledoval pstruh odchytený tesne nad obcou (vzorka č. 1) s hodnotami obsahu Hg vo svali 420  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  a vo vnútorostiach 1085,7  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg, čo upozorňuje na skutočnosť, že aj ďalej od miesta dávnej ťažby v smere toku potoka sú ryby stále kontaminované ortuťou.

Niektorí autori uvádzajú prítomnosť vyšších hodnôt Hg (anorg. aj MeHg) vo svalovine, čo dávajú do súvislosti s afinitou ortuti ku SH – skupinám bielkovín.

Maršálek et al., (2003) realizoval výskum a hodnotenie stupňa kontaminácie ortuťou a metylortuťou v rybách a sedimentoch vodnej nádrže Skalka v ČR, v minulosti znečistenej odpadovými vodami obsahujúcimi ortuť z továrne na výrobu technických chemikálií a prípravkov na báze ortuti. Odlovili 30 kusov rýb viacerých druhov (plotica obyčajná (*Rutilus rutilus*), pleskáč vysoký (*Abramis brama*), tolstolobik biely al. Pestrý (*Aristichthis mobilis*), boleň dravý (*Aspius aspius*), úhor riečny (*Anguilla anguilla*), sumec veľký (*Silurus glanis*). Pri testovaní distribúcie celkovej ortuti medzi tkanivami zistili, že najviac ortuti sa nachádzalo v pečeni, ďalej vo svalovine a najmenej v gonádach rýb. Výsledky tiež potvrdili vyšší obsah celk.Hg v dravých rybách. Metylortuť (MeHg) sa nachádzala vo všetkých analyzovaných vzorkách. Množstvo MeHg bolo vyššie vo svalovine a gonádach v porovnaní s pečeňou. Pravdepodobne je to spôsobené tým, že MeHg sa viaže na štruktúru proteinov, ktorých je viac v tkanive svalu. Obsah celk.Hg a MeHg bol vyšší vo svalovine a v pečeni v porovnaní s gonádami.

Najvyššie hodnoty ortuti v sedimentoch sa vyskytovali v hĺbke 35 – 40 cm až 32,48  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  a v hĺbke 20 – 25 cm bolo namerané 27,3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg (Maršálek et al., 2003). Vo väčšine vzoriek sa však obsah Hg pohyboval od 5 do 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Výsledky ukázali, že sedimenty vodnej nádrže Skalka a tiež tkanivá rýb sú výrazne kontaminované ortuťou. V tkanivách rýb prevažuje podiel MeHg a konzumácia predovšetkým dravých rýb predstavuje vysoké hygienické riziko.

Obsah ortuti v povrchovej vode Malachovského potoka 3  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (0,003  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) prekračuje povolený limit obsahu ortuti pre povrchové vody. Najvyššia prípustná koncentrácia pre ortuť podľa Nariadenia vlády č. 269/2010 Z. z. je 0,07  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  s ročným priemerom 0,05  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

Najvyšší obsah Hg vo svalovine rýb z Malachovského potoka 481  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  sa potvrdil u najväčšej vzorky *Salmo trutta morpha fario*. Vo vnútorostiach (v pečeni a obličkách) sú obsahy Hg najvyššie u *Cottus poecilopus* a dosahujú až 2510,1  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . V tejto súvislosti je však potrebné podotknúť, že

vnútornosti riečnych rýb v slovenských pomeroch nie sú konzumované. Preukázalo sa, že v obidvoch študovaných druhoch rýb vo všetkých vzorkách z Malachovského potoka sú obsahy Hg pod stanoveným limitom Výnosu MP SR a MZ SR č. 608/3/2004–100, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu SR upravujúca kontaminanty v potravinách.

V rámci dodržiavania limitných hodnôt nesmie koncentrácia Hg v reprezentatívnej vzorke rybieho mäsa vybraného kompetentným orgánom prekročiť 0,5 mg.kg<sup>-1</sup> čerstvej hmotnosti. Súčasne nesmie výrazne vzrastať jej koncentrácia v sedimentoch a mäkkýšoch (Kimáková, 2017).

Cappon a Smith (1982), Toman et al. (2001), Együdová a Šturdík (2004) ako aj Kimáková a Bernasovská (2005, 2007a, 2007b), Zmetáková a Šalgovičová (2006) a Luczyńska et al. (2016) zistili vyššie množstvo Hg vo svalovine (až 5 mg.kg<sup>-1</sup>) ako vo vnútorných orgánoch. Naopak, Rusková (2009) a Dadová et al. (2016) uvádzajú z oblasti Malachova vyššie obsahy Hg vo vnútornostiach pstruhov ako vo svalovine. Podobné výsledky ako Rusková publikovali aj Brázová (s.a.) a Vulterin a Vasileská (1996).

V analyzovaných vzorkách rýb sa zistili vyššie hodnoty Hg vo vnútornostiach oproti svalovine rýb. U pstruhov boli priemerné hodnoty vo vnútornostiach oproti svalovine skoro dvojnásobne vyššie a u hlaváčov vyššie takmer štvornásobne. V jednom prípade hlaváča (vzorka č. 9) bola hodnota ortuti vo vnútornostiach takmer osemnásobne vyššia ako vo svalovine.

Vo svalovine mali obidva druhy rýb približne rovnaké obsahy ortuti (hlaváč pásoplutvý - *Cottus poecilopus* 351,1 µg.kg<sup>-1</sup> Hg a pstruh potočný - *Salmo trutta morpha fario* 358,3 µg.kg<sup>-1</sup> ortuti). Odložené hlaváče boli menšie ako pstruhy, boli však odchytené na mieste, ktoré sa nachádza bližšie k miestu starej banskej lokality Ortúty.

## Záver

Povrchová (potočná) voda, zoobentos i fytobentos sú kontaminované ortuťou. Priemerný obsah Hg vo vode je 0,003 mg.L<sup>-1</sup>, vo fytobentose 250,55 µg.kg<sup>-1</sup> a v zoobentose 255,65 µg.kg<sup>-1</sup>. Zdrojom kontaminácie rýb ortuťou je fytobentos a zoobentos.

Vyšší priemerný obsah ortuti sa zistil vo svalovine pstruha potočného (*Salmo trutta morpha fario*) 358,3 µg.kg<sup>-1</sup> Hg ako vo svalovine hlaváča pásoplutvého (*Cottus poecilopus*) s hodnotou 351,1 µg.kg<sup>-1</sup> Hg.

Priemerný obsah Hg vo vnútornostiach pstruha potočného (*Salmo trutta morpha fario*) je 606,6 µg.kg<sup>-1</sup>, kým vo vnútornostiach hlaváča pásoplutvého (*Cottus poecilopus*) je 1328,9 µg.kg<sup>-1</sup> Hg. V ikrách pstruha potočného bol stanovený obsah Hg 79 µg.kg<sup>-1</sup>.

Vyššie obsahy Hg sa zistili vo vnútornostiach ako vo svalovine rýb.

Obsahy Hg vo svalovine rýb, ani v ich vnútornostiach (ktoré sa v slovenských podmienkach sladkovodných rýb nekonzumujú), neprekračujú hodnoty limitov stanovených vo Výnose MP SR a MZ SR č. 608/3/2004–100, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu SR upravujúca kontaminanty v potravinách.

Pre bližšie poznanie problematiky by bolo potrebné realizovať dlhodobější monitoring kontaminácie rýb v oblasti Malachovského potoka.

## Literatúra

- Bailey, E. A., Gray, J. E., Hines, M. E. 2001. Mercury transformations in soils near mercury mines in Alaska, USA. *RMZ-Materials and geoenvironment*, 48, 1, Ljubljana, p. 212-218.
- Bailey, E.A., Gray, J. E., Theodorakos, P. M. 2002. Mercury in vegetation and soils at abandoned mercury mines in southwestern Alaska, USA, August 2002 Geochemistry Exploration Environment Analysis, roč. 2, č. 3, 275-285. DOI: 10.1144/1467-787302-032

- Banásová, V., Pišút, I., Holub, Z. 1993. Kontaminácia pôd a vegetácie ortuťou a inými prvkami z exhalátov huty v Rudňanoch. *Čistota ovzdušia*, 23, 6, ISSN 0231- 6757, 267-271.
- Beltran-Pedrerros, S., Zuanon, J., Leite, R. gG., Peleja, J. r. p., Mendonca, A. B., Forsberg, B. R. 2011. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, 9, 4, ISSN 1679-6225, 901 – 908. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252011000400022>
- Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J. 1995. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. 2. vyd. Praha: Grada Publishing, 288 p. ISBN 80-7169-150-X
- Bernhoft, R. A. 2012. Mercury Toxicity and Treatment: A Review of the Literature. *Journal of Environmental and Public Health*, 460508. DOI: 10.1155/2012/460508; PMCID: PMC3253456.
- Brázová, T. (s.a.). Hodnotenie stavu znečistenia vodnej nádrže Ružín s využitím rýb a ich parazitov Parazitologický ústav SAV, Košice, Slovensko. Poster. [online].[Cit.2018-12-27]. Dostupné na: [https://www.preveda.sk/conference/download\\_poster/id=530/](https://www.preveda.sk/conference/download_poster/id=530/)
- Bukový, M., 1991. Malachovský potok bude zdravší. *Polovníctvo a rybárstvo*, roč. 43, č. 11, s. 31.
- Budtz-Jørgensen, E., Grandjean, P., Weihe, P. 2007. Separation of risk and benefits of seafood intake. *Environmental Health Perspectives*, roč.115, č.31, 323-326. DOI: 10.1289/ehp.9738
- Cappon, C. J., Smith, J. C. 1982. Chemical form and distribution of mercury and selenium in edible seafood. *Toxicology Environmental Chemistry*, 14, 10-21. DOI: 10.1093/jat/6.1.10
- Clifton, J. C. 2007. Mercury exposure and public health. *Pediatric Clinics of North America*, roč.54, č.2, 237–269. DOI: 10.1016/j.pcl.2007.02.005
- Dadová, J., Andráš, P., Kupka, J. 2016. *Potenciálně toxické prvky*. Vysokoškolská učebnica. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, Hornicko - geologická fakulta. Ostrava, 2016. 123p. ISBN 978-80-248-3906-6.
- Dadová, J., Kupka, J., Midula, P., Romančík, R. 2015a. Kontaminácia krajiny v okolí Malachova ortuťou a vybranými ťažkými kovmi. *Súčasnosť a budúcnosť baníctva*. Zborník prednášok z medzinárodnej konferencie. Repiská, Demänovská dolina:Slovenská banícka spoločnosť, 156-163. ISBN 978-80-970521-5-7
- Dadová, J. 2016b. *Ťažké kovy v životnom prostredí montánnej krajiny na príklade vybraných rudných ložísk*. Habilitačná práca. Technická univerzita v Košiciach, Stavebná fakulta, 2016. 97 p.
- Drasch, G., Wanghofer, E., Roider, G. 2001. Are blood, urine, hair, and muscle valid biomonitoring for the internal burden of men with the heavy metals mercury, lead and cadmium? An investigation on 150 deceased. *Trace Elements in Medicine*, roč. 14, č.3, 116–123.
- EFSA, 2012. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methyl mercury in food. *EFSA Journal*, roč.10, č. 12, 2985. DOI: 10.2903/j.efsa.2012.2985
- Egyudová, I., Šturdík, E. 2004. Ťažké kovy a pesticídy v potravinách. In *Nova Biotechnologica*. Trnava: Univerzita sv. Cyrila a Metoda v Trnave, 155-173.
- Gray, J. E. 2001. An overview of mercury transport, cycling, and environmental effects of mercury mining. *RMZ-Materials and geoenvironment*, roč. 48, č. 1, 2-7.
- Greenwood, N. N., Earnshaw, A. 1990. *Chemie der Elemente*. Würzburg, 1707 p. ISBN 3-527-26169-9
- Hančulák, J., Bobro, M., Šestinová, O., Brehuv, J., Slančo, P. 2006. Mercury in the surrounding of old mining loads of Rudňany and Merník. *Acta Montanistica Slovaca*, roč. 11, č. 2, 295-299.
- Chang, R. 1991. *General Chemistry - Essential Concepts*. Chemistry. 4<sup>th</sup> ed. McGraw-Hill, INC., New York, 1065 p.
- Kafka, Z. 1995. *Riziká ťažkých kovov vo vzťahu k človeku, časť 1 – ortuť (hydrargyrum, Hg)*. Environmentálny informačný bulletin, SOSNA, 4.
- Kafka, Z., Punčochářová, J. 2002. Ťažké kovy v prírode a jejich toxicita. *Chemické Listy*, 96, 611-617.
- Kimáková, T., Bernasovská, K., 2005. Zaťaženie životného prostredia ortuťou na priemyselne exponovanom území Slovenska. *Slovenský veterinársky časopis*, 30, 6, ISSN 1335-0099, 369-370.
- Kimáková, T., Bernasovská, K., 2007a. Ku konzumácii rýb. *Liškutínovy dny, Hradec Králové*, 13. – 14. 6. 2007. *PPZ. Hygiene*, roč. 52, č. 3, 2007. ISSN 1802-6281, 77-79.
- Kimáková, T., Bernasovská, K., 2007b. The Mercury Concentration in Particular Parts of *Taraxacum officinale* (Dandelion) in different Areas of Slovakia. *Planta Med.*, roč. 73, č. 9, 907. DOI: 10.1055/s-2007-987049
- Kimáková, T., 2017. *Ortuť v životnom prostredí ako rizikový faktor zdravia*. Ústav verejného zdravotníctva a hygieny, Lekárska fakulta, UPJŠ v Košiciach, 148p. ISBN 978-80-8152-478-3
- Kizek, T. 2012. Najpozoruhodnejší spevavec-vodnár potočný. *Enviromagazín*, č.1, 26 – 27.
- Komisia európskych spoločností, 2005. Oznámenie Rade a Európskemu Parlamentu, Stratégia Spoločenstva týkajúca sa ortuti, (SEC 2005 101) [online]. Brusel, 11 p. [cit. 2018-10-10]. Dostupné na: [http://www.europarl.europa.eu/RegData/docs\\_autres\\_institutions/commission\\_europeenne/com/2005/0020/COM\\_COM\(2005\)0020\\_SK.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/docs_autres_institutions/commission_europeenne/com/2005/0020/COM_COM(2005)0020_SK.pdf)

- Kromerová, K. 2014. Hodnotenie rizika z expozície ortuti z potravín v SR Stanovisko [online]. Úrad verejného zdravotníctva SR. [cit. 2018-10-10]. Dostupné na: <http://www.mpsr.sk/download.php?fID=8951>
- Kuwabara, J. S., Arai, Y., Topping, B. R., Pickering, I. J., George, G. N. 2007. Mercury speciation in piscivorous fish from mining-impacted reservoirs. *Environmental Science and Technology*, roč. 41, č. 8, 2745-2749. DOI: <https://doi.org/10.1021/es0628856>
- Labunská, I., Brigden, K., Santillo, D., Stringer, R. 2002. *The Nováky Chemical Plant (Novácke chemické závody) as a source of mercury and organochlorine contaminants to the Nitra River*. Greenpeace Research Laboratories, Exeter, GRL-TN-01-2002, 12 p.
- Langford, N. J., Ferner, R. E. 1999. Toxicity of mercury. *Journal of Human Hypertension*, 13, 651-656. DOI: <https://doi.org/10.1038/sj.jhh.1000896>
- Luczyńska, J., Luczyński, M. J., Paszczyk, B. 2016. Assessment of mercury in muscles, liver and gills of marine and freshwater fish. *Journal of Elementology*, roč. 21, č. 1, 113-129. DOI: 10.5601/jelem.2015.20.2.879
- Maršálek, P., Svobodová, Z., Randák, T., Švehla, J. 2004. *Obsah celkovej rtuti a metylrtuti v tkáních ryb a sedimentech z nádrže Skalka*. In: Zborník príspevkov zo VII. Českej ichtyologickej konferencie konanej v rámci XIV. Vodňanských rybárskych dní. Ed.: Vykusová, B., Vodňany. p. 95 – 100.
- Mozaffarian, D., Rimm, E. B. 2006. Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *Journal of the American Medical Association*, roč. 296, č. 15, 1885–1899. DOI: 10.1001/jama.296.15.1885
- Nariadenie vlády SR 496/2010 Z.z., ktorým sa mení a dopĺňa nariadenie vlády SR č. 354/2006 Z.z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na vodu určenú na ľudskú spotrebu a kontrolu kvality vody určenej na ľudskú spotrebu
- Nariadenie vlády č. 269/2010 Z. z., ktorým sa určujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd.
- NAVARRO, A. 2008. Review of characteristics of mercury speciation and mobility from areas of mercury mining in semi-arid environments. *Reviews of Environmental Science and Bio/Technology*, 7, ISSN 1569-1705, 287-306.
- Randall, P. 2004. Influence of pH and oxidation-reduction potential (Eh) on the dissolution of mercury-containing mine wastes from the Sulfur Bank mercury mine. *SME Journal Minerals and metallurgical processing Journal, Columbus, OH 43201*, ISSN 0747-9182, 1-7.
- Rusková, J. 2009. *Uplatnenie environmentálnej politiky pri remediácii bankských záťaží vo vybraných lokalitách okolia Banskej Bystrice (Špania Dolina, Malachov, Lubietová)*. Dizertačná práca, Univerzita Mateja Bela, 159 p.
- Ruprich, J., Řehůřková, I. 2006. *Pravdepodobnostní modelování přívodu celkové rtuti pro populaci v ČR jako odhad přívodu metylrtuti*. Vědecký výbor pro potraviny. Stanovisko vedec-kého výboru pre potraviny v ČR. VVP:STAN/2004/5/deklas/Hg/. [online]. Státní zdravotní ústav, Brno. [cit. 2018-10-10]. Dostupné na: [https://www.bezpecnostpotraviny.cz/UserFiles/File/Kvasnickova/MeHg\\_3.pdf](https://www.bezpecnostpotraviny.cz/UserFiles/File/Kvasnickova/MeHg_3.pdf)
- Rytuba, J. J. 2005. Geogenic and mining sources of mercury to the environment. In: Parsons, M. B., Percival J. B. (Eds.) *Mercury, sources, measurements, cycles and effects*, Mineralogical Association of Canada, *Short Course Series*, 34, 21-56.
- Stráňai, I., Andreji, J. 2003. *Vybrané ťažké kovy vo svalovine rýb rieky Nitra v oblasti Partizánskeho*. Rizikové faktory potravinového reťazca III, Nitra, 140-142. ISBN 0-8069-282-3
- Sunderland, E. M. 2007. Mercury exposure from domestic and imported estuarine and marine fish in the U. S. seafood market. *Environmental Health Perspectives*, 115, 235-242. DOI: 10.1289/ehp.9377
- Šimko, G. 2000. *Vplyv životného prostredia na zdravotný stav detskej populácie v okrese Prievidza*. Záverečná práca štúdia Master of Public Health, Škola verejného zdravotníctva Slovenskej postgraduálnej akadémie medicíny v Bratislave, 15 p.
- Toman, R., Massányi, P., Ducsay, L. 2001. Ortuť v potravinovom reťazci. *Trendy v potravinárstve*, roč. 8, č. 4, 3-4.
- Toman, R., Golian, J., Massányi, P., 2003. *Toxikológia potravín. Ochrana biodiverzity 60*, Nitra: SPU, FAPZ, 25-27. ISBN 0-8493-2760-1
- Tóth, J., Lazor, P. 1998. Cudzorodé látky v požívatinách. *Ochrana biodiverzity 47*, Nitra: SPU Nitra, 82 p. ISBN 80-8069-614-4
- Velíšek, J. 2002: *Chemie potravín 1*. Tábor: Osis, 320 s.
- Virčíková, E., Pálffy, P. 1997. *Prehľad technológií zneškodňovania nebezpečných odpadov s obsahom arzenu, kadmia a ortuti*. Aktuálne ekologické otázky E 97, Nebezpečné odpady. BIJO Slovensko, Košice 25. 3. 1997, 87-103.
- Vulterin, J., Vasileská, M. 1996. *Toxické látky, hygiena a bezpečnosť práce v chémii*. Praha: Karolinum, 128 p. ISBN 80-7184-090-4
- Výnos Ministerstva pôdohospodárstva SR a Ministerstva zdravotníctva SR č. 608/3/2004-100, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu SR upravujúca kontaminanty v potravinách.
- Výnos Ministerstva pôdohospodárstva SR a Ministerstva zdravotníctva SR z 11. septembra 2006 č. 18558/2006 – SL, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu Slovenskej republiky

Zákon č.220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy

Zillioux, E. J. 2015. Mercury in Fish: History, Sources, Pathways, Effects and Indicator Usage. In: *van Oppen, M. Lough Janice* (Eds.): *Coral Bleaching: Patterns, Processes, Causes and Consequences*, p. 743- 766, ISBN 978-3-540-69775-6.

Zimmermannová, K. 2001. Kde a prečo neodporúčame hubárčenie. *Enviromagazín*, č.2, 22.

Zmetáková, Z., Šalgovičová, D. 2006. Ortuť vo vybraných zložkách životného prostredia a v potravinách sieti na Slovensku. *Priemyselná toxikológia 06'*, 26. vedecká konferencia, Piešťany, 23.-25. máj 2006, 1-10.

---