

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv pohlaví a zatížení střevními helminty na koncentrace
rtuti v těle**

Diplomová práce

**Bc. Anna Spejchalová
Zájmové chovy zvířat**

prof. Ing. Ivana Jankovská, Ph.D.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv pohlaví a zatížení střevními helminty na koncentrace rtuti v těle" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14.4.2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala především prof. Ing. Ivaně Jankovské, Ph.D., za vedení, pomoc, ochotu a zejména za čas, který mi v průběhu psaní práce věnovala. Stejně tak tímto děkuji i Ing. Tereze Michlové, Ph.D. a Ing. Veronice Karešové za vysvětlení, věnovaný čas a pomoc při analýze rtuti. Dále chci poděkovat své rodině, přátelům a nejbližším za podporu a trpělivost po celou dobu studia.

Vliv pohlaví a zatížení střevními helminty na koncentrace rtuti v těle

Souhrn

Tato diplomová práce se zaměřuje na těžké kovy, zejména pak rtuť a její koncentrace v životním prostředí ale především i v tělech organismů. První část práce tvoří rešerše, která pojednává mimo výše zmíněného i o biomonitoringu těžkých kovů nebo o vlivu pohlaví na koncentraci rtuti v těle.

Druhou částí práce je vlastní experiment, v němž byla zpracována data z 50 ks hlodavců. Zvířata byla odchycena v lokalitě Krušných hor a jednalo se o čtyři druhy: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) (32×), norník rudý (*Myodes glareolus*) (15×), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*) (2×) a hraboš polní (*Microtus arvalis*) (1×). Zastoupení pohlaví bylo vyrovnané, tedy 25 ks samců a 25 ks samic. V práci se rovněž zjišťovalo napadení střevními helminty, přičemž hlodavců bylo 11 ks zatížených a 39 ks nezatížených. U každého z 50 vzorků byla analyzována koncentrace rtuti v játrech a ledvinách.

Data byla rozdělena do tří kategorií dle druhu (podčeledi), pohlaví a napadení střevními helminty. Průměrná koncentrace (medián) rtuti v tělech myšic byla 0,015113 mg/kg a v tělech hrabošů 0,038004 mg/kg, v této kategorii byl zjištěn statisticky významný rozdíl a její nulová hypotéza tak byla potvrzena. V kategorii pohlaví byla zjištěna průměrná koncentrace (medián) rtuti v tělech samců 0,026628 mg/kg a 0,020080 mg/kg v tělech samic a nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl, nulová hypotéza byla proto zamítnuta. Poslední kategorií bylo napadení střevními helminty a průměrná koncentrace (medián) rtuti v tělech napadených hlodavců byl 0,020564 mg/kg oproti průměrné koncentraci (mediánu) rtuti v tělech nenapadených hlodavců 0,024141 mg/kg. Ani v této kategorii nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl a nulová hypotéza tak byla zamítnuta. Vědecká hypotéza: Napadení střevními helminty snižuje koncentrace rtuti v těle hostitele byla vyvrácena.

Cílem práce bylo zjistit, jak ovlivňuje infekce střevními helminty koncentraci rtuti v těle hostitele a její výsledky mohou v budoucnu sloužit autorům vědeckých prací věnovaných nejen problematice koncentrace rtuti v tělech živočichů ale i v životním prostředí.

Klíčová slova: helmint, hraboš, myšice, pohlaví, rtuť

Effect of sex and helminth infection on mercury concentrations in the body

Summary

This diploma thesis focuses on heavy metals, especially mercury and its concentration in the environment but especially in the bodies of organisms. The first part of the work consists of research, which discusses, in addition to the above, the biomonitoring of heavy metals or the effect of gender on mercury concentration in the body.

The second part of the work is the experiment itself, in which data from 50 rodents were processed. The animals were captured in the Ore Mountains and consisted of four species: the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) (32×), the bank vole (*Myodes glareolus*) (15×), the short-tailed vole (*Microtus agrestis*) (2×) and the common vole (*Microtus arvalis*) (1×). Gender representation was balanced, ie 25 males and 25 females. The work also examined intestinal helminth infestation, with 11 infested rodents and 39 uninfested rodents. The concentration of mercury in the liver and kidneys was analyzed for each of the 50 samples.

The data were divided into three categories according to species (subfamily), sex and intestinal helminth infestation. The average concentration (median) of mercury in the bodies of mice was 0.015113 mg/kg and in the bodies of voles 0.03800 mg/kg, a statistically significant difference was found in this category and its null hypothesis was confirmed. In the sex category, the average concentration (median) of mercury in male bodies was found to be 0.026628 mg/kg and 0.020080 mg/kg in female bodies and no statistically significant difference was found, therefore the null hypothesis was rejected. The last category was intestinal helminth infestation and the average concentration (median) of mercury in the bodies of infested rodents was 0.020564 mg/kg compared to the average concentration (median) of mercury in the bodies of uninfested rodents 0.024141 mg/kg. No statistically significant difference was found in this category either, and the null hypothesis was rejected. Scientific hypothesis: Infestation by intestinal helminths reduces mercury concentrations in the host body has been refuted.

The aim of the work was to find out how infections with intestinal helminths affect the concentration of mercury in the host body and its results may in the future serve the authors of scientific works devoted not only to the issue of mercury concentration in animal bodies but also in the environment.

Keywords: helminth, vole, mouse, sex, mercury

Obsah

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Úvod..... | 7 |
| 2 | Vědecká hypotéza a cíle práce..... | 8 |
| 2.1 | Vědecká hypotéza..... | 8 |
| 2.2 | Cíle práce | 8 |
| 3 | Literární rešerše | 9 |
| 3.1 | Rtuť a ostatní prvky v životním prostředí..... | 9 |
| 3.2 | Biomonitoring těžkých kovů | 12 |
| 3.3 | Koncentrace rtuti v tkáni drobných obratlovců | 15 |
| 3.4 | Koncentrace rtuti v těle savců napadených helminty..... | 25 |
| 3.5 | Vliv pohlaví a napadení helminty na koncentraci rtuti v těle | 30 |
| 4 | Materiál a metodika | 42 |
| 4.1 | Původ zvířat..... | 42 |
| 4.2 | Helmintologická pitva a odběr tkání pro chemickou analýzu | 42 |
| 4.2.1 | Fixace vzorků..... | 45 |
| 4.2.2 | Mikroskopování parazitů | 45 |
| 4.3 | Analýza prvku (Hg) | 45 |
| 4.4 | Statistické vyhodnocení | 46 |
| 5 | Výsledky | 47 |
| 5.1 | Vliv druhu (podčeledi)..... | 47 |
| 5.2 | Vliv zatížení střevními helminty | 49 |
| 5.3 | Vliv pohlaví..... | 51 |
| 6 | Diskuze | 54 |
| 7 | Závěr..... | 57 |
| 8 | Literatura..... | 58 |
| 9 | Samostatné přílohy | I |

1 Úvod

Rtuť (Hg) má jedinečné fyzikální a chemické vlastnosti, které jsou příčinou její všudypřítomnosti v životním prostředí a vysokého stupně biomagnifikace (hromadění toxinů v potravním řetězci) (Eagles-Smith et al., 2016). Hlavní podíl emisí Hg do atmosféry je v elementární plynné formě. Její těkavost a dlouhá životnost (v průměru jeden rok) jsou příčinou globálního rozšíření tohoto kovu v atmosféře (Lindberg et al., 2007; Gilmour et al., 2013; Hsu-Kim et al., 2013). Studium příjmu, distribuce a akumulace Hg v abiotických a biotických složkách vodních a suchozemských ekosystémů dodnes neztratilo na důležitosti. Je to dáno rostoucím rozsahem lidské hospodářské činnosti a nárůstem množství rtuti zapojené do celkového koloběhu látek (Mason & Sheu, 2002; Selin, 2009). Většina prací na toto téma byla provedena na vodních ekosystémech různého původu. V suchozemských ekosystémech byly nejčastěji prováděny studie, které sledovaly obsah Hg v orgánech a tkáních druhů, jejichž stanoviště jsou omezena na vodní plochy (Cristol et al., 2008; Gann et al., 2015; Rutkowska et al., 2019). Studie provedené na drobných hmyzožravcích, hlodavcích a predátorech různých trofických úrovní však ukázaly, že suchozemské ekosystémy mohou mít alternativní cestu přenosu rtuti potravními řetězci a půda může být zdrojem jejích methylovaných derivátů (Talmage & Walton, 1993; Tjerngren et al., 2012; Oswald et al., 2014).

Hg je považována za jeden z nejnebezpečnějších neesenciálních stopových prvků a její výskyt v životním prostředí, kde je všudypřítomná, je celosvětově znepokojivý (Driscoll et al., 2013). Mechanismy toxicity Hg jsou dobře známy a závisí na její chemické formě (Clarkson et al. 2006; Boening et al., 2000). Rtuť se může uvolňovat jak z přírodních zdrojů, jako jsou sopečné erupce a lesní požáry, tak z antropogenních zdrojů, včetně spalování uhlí, notoricky používaného v průmyslu barevných kovů, při výrobě cementu a při řemeslné těžbě zlata. Celosvětové antropogenní emise Hg byly v roce 2015 odhadnuty na 2220 tun. V Polsku činily antropogenní emise v roce 2016 10,3 tun (v České republice to bylo v roce 2014 2,6 tuny) a byly způsobeny zejména spalováním uhlí pro výrobu elektřiny a tepla, při průmyslovém zpracování neželezných kovů a v malých domácích kotlích (Pyka et al., 2016).

Rtuť je také látka s vysokým kumulativním potenciálem a může mít toxické účinky na zdraví lidí a zvířat i v nízkých koncentracích. Vzhledem k rostoucí míře lidské hospodářské činnosti a zvyšování množství Hg v celkovém koloběhu látek je studium její distribuce, transformace, redistribuce a akumulace v abiotických a biotických složkách různých ekosystémů stále aktuálně významné.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

2.1 Vědecká hypotéza

Napadení střevními helminty snižuje koncentrace rtuti v těle hostitele.

Dále byly stanoveny tyto dílčí nulové hypotézy:

- Existuje statisticky významný rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u myšic lesních a hrabošů.
- Existuje statisticky významný rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u hlodavců napadených střevními helminty a nenapadených střevními helminty.
- Existuje statisticky významný rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u samců a u samic hlodavců.

2.2 Cíle práce

Zjistit, jak ovlivňuje infekce střevními helminty koncentraci rtuti v těle hostitele.

3 Literární rešerše

3.1 Rtuť a ostatní prvky v životním prostředí

Kovy a metaloidy (nekovové prvky, které mají některé vlastnosti kovů) jsou v životním prostředí přirozeně přítomny v důsledku eroze podložních hornin, sopečných emisí a zvětrávání hornin a půdy. Jejich těžba, výroba, používání a uvolňování antropogenním způsobem však může vést ke zvýšení jejich koncentrací v životním prostředí tak, že mohou být toxické pro biotu (Richir & Gobert, 2016). Kovy a metaloidy lze rozdělit do dvou kategorií, na esenciální a neesenciální. Esenciální kovy a metaloidy jsou v organismech potřebné pro normální fyziologické fungování a jsou vyčerpávány různými metabolickými procesy využívajícími energii. Příkladem je kofaktor (nízkomolekulární nebílkovinná složka enzymu) zinek (Zn), který se využívá ve více než 100 enzymových reakcích, chrom (Cr), který se podílí na metabolismu lipidů a je nezbytný pro udržení normálního metabolismu glukózy, a kobalt (Co), který je klíčovou složkou vitamínu B12 a koenzymem v řadě buněčných procesů včetně oxidace mastných kyselin a syntézy deoxyribonukleové kyseliny (DNA) (Pouil et al., 2017). Esenciální kovy a metaloidy jsou však toxické při prahové koncentraci, po jejímž překročení se začínají projevovat nepříznivé biologické účinky (Scheuhammer et al., 2015). Mezi faktory ovlivňující toxicitu (např. metabolickou) patří faktory ovlivňující schopnost organismu regulovat a detoxikovat nahromaděné prvky a faktory ovlivňující příjem kovů, který se liší mezi jednotlivými druhy i v rámci jednotlivých druhů (Rainbow et al., 1990). Například studie H'edouin et al. (2010) analyzovala akumulaci niklu (Ni) u mlžů. Ačkoli se ukázalo, že oba druhy mlžů účinně asimilují Ni přijatý s potravou a velmi účinně jej zadržují, vykazovaly rozdílné chování při bioakumulaci Ni, což naznačuje rozdílné interakce s prostředím a/nebo fyziologické schopnosti.

Neesenciální metaloidy a těžké kovy přetrvávají v mořském prostředí miliony let a procházejí různými biogeochemickými cykly. Na rozdíl od některých organických chemických látek nelze většinu kovů snadno metabolizovat na méně toxické sloučeniny (Morel & Price, 2003). Jejich perzistentní povaha vede k bioakumulaci a biomagnifikaci v mořském potravním řetězci (Atwell et al., 1998), a jejich potenciálně toxické účinky představují vážnou hrozbu pro mořské organismy, zejména dlouhověké mořské savce (Ali & Khan, 2018).

Mezi běžné znečišťující látky z těžkých kovů a metaloidů patří rtuť (Hg), chrom (Cr), nikl (Ni), měď (Cu), zinek (Zn), kadmium (Cd), olovo (Pb) a arsen (As), přičemž největší

obavy vzbuzují neesenciální prvky Hg, Pb, Cd a As, a to z důvodu jejich vysoké míry toxicity. Některé neesenciální prvky se biomagnifikují na vyšších trofických úrovních (mořští vrcholoví predátoři) včetně mořských savců a mořských ptáků, přičemž zejména u Hg se uvádí, že její faktor biomagnifikace je odhadován na $6,0 \pm 3,7$ pro každou trofickou úroveň v polárních mořských potravních řetězcích (Lavoie et al., 2013) a 5,4 pro každou trofickou úroveň v tropických mořských potravních řetězcích (Kehrig et al., 2013). Po uvolnění do životního prostředí (do půdy a vody) působí na anorganickou Hg bakterie, což vede k její přeměně na methylrtuť (MeHg). Z různých chemických forem Hg je MeHg nejtoxičtější a v mořském potravním řetězci nejhojnější (Maage et al., 2017). MeHg je lipofilní povahy a může snadno prostupovat přes biomembrány, jako je hematoencefalická bariéra, do centrálního nervového systému a způsobovat smyslové a motorické poruchy a poruchy chování (Zheng et al., 2019). Anorganická Hg se distribuuje nerovnoměrně a bylo zjištěno, že se významně hromadí v žábřácích, játrech, srdci a svalové tkáni ryb a způsobuje oxidační stres (Monteiro et al., 2010).

V současné době není známo, zda jsou druhy na všech trofických úrovních ohroženy specifickými koncentracemi znečišťujících látek, proto je třeba údaje upravit pomocí faktorů trofického (potravního) zvětšení (TMF, „trophic magnification factors“). Faktor trofického zvětšení je metrikou biomagnifikace kontaminantů v potravním řetězci, která udává průměrný nárůst koncentrace chemických látek na trofickou úroveň. Hodnota >1 znamená biomagnifikaci a hodnota <1 znamená trofické zředění (Hallanger et al., 2010). Současný přístup TMF předpokládá, že potrava je hlavní cestou expozice kontaminantů a že trofická úroveň je hlavním faktorem jejich akumulace v potravním řetězci. V práci Madgett et al. (2019) byl vysloven závěr, že pro provádění účinných environmentálních hodnocení pomocí faktoru trofického zvětšení je třeba zohlednit ovlivňující faktory (kromě příslušných údajů o trofické úrovni), aby bylo možné plně pochopit složitost mořských systémů a trofický přenos kontaminantů, namísto používání nominálních hodnot faktoru trofického zvětšení nebo hodnot trofické úrovně z databází nebo jiných studií, které vnášejí chyby do nastavení trofické úrovně (Won et al., 2018). Například je nezbytná znalost vzorce akumulace používaného vybraným bezobratlým pro každý sledovaný kov, přičemž konkrétní fyziologie bezobratlého řídí následný osud stopového prvku v daném organismu. Kov může sloužit k nezbytným metabolickým účelům (Zn, Cu), může být vylučován, ukládán v těle nebo působit toxicky a získávat přístup k určitým biomolekulám (Rainbow, 2003).

Existuje řada fyziologických a ekologických faktorů, které mohou ovlivnit kontaminaci a bioakumulaci kovů v mořském prostředí: zeměpisná poloha (Frodello

& Marchand, 2001; Lewis & Devereux, 2009; Xia et al., 2019; Jarosz-Krzemińska et al., 2020; Lawson et al., 2021), způsoby stravování (Azevedo et al., 2020), věk a velikost druhu (Mustafa & Guluzar, 2003; Farkas et al., 2003; Le Bourg et al., 2019), pohlaví (Gewurtz et al., 2011; Jankovská et al., 2014), typ tkáně (Bilandžić et al., 2012; Al-Ansari et al., 2017) a rychlost metabolismu (Caurant et al., 1996; Seco et al., 2021).

Ve studii Madgett et al. (2021) byla zkoumána variabilita koncentrací (mezidruhová a vnitrodruhová variabilita) tří prioritních těžkých kovů (Hg, Cd a Pb) a šesti dalších stopových kovů a metaloidů (As, Ni, Se, Zn, Cu a Cr). To bylo provedeno za účelem zjištění, zda v konkrétním zkoumaném potravním řetězci dochází k biomagnifikaci, a stanovení, zda je použití faktoru trofického zvětšení vhodné pro vývoj konzistentních, troficky specifických kritérií pro hodnocení bioty. Vzorky byly rozděleny do šestnácti kategorií (kategorizace třiatváceti druhů pomocí analýzy poměru mastných kyselin a stabilních izotopů je uvedena v Madgett et al. 2019). Vzorky pocházely z různých mořských lokalit v okolí Skotska.

Vzorky byly použity ke zkoumání vztahu mezi koncentrací kovů a klíčovými faktory ovlivňujícími akumulaci kovů/metaloidů (trofická úroveň, region, kategorizace vzorků a fyziologické vlastnosti). Pro kovy/metaloidy, které mají významný potravní vztah, byly vypočteny faktory „trofického zvětšení“ (TMF, „trophic magnification factors“) pomocí tradičních i vyvážených metod.

Aby bylo možné posoudit pokrok směrem k "dobrému stavu životního prostředí", který byl přijat v evropských členských státech a ve Spojeném království v rámci třístupňové strategie pro mořské prostředí, je třeba posoudit koncentrace kontaminujících látek a jejich biologické účinky ve vzorcích životního prostředí porovnáním s hodnotícími kritérii. Studie Madgett et al. (2021) zkoumala variabilitu koncentrací (mezidruhové a vnitrodruhové rozdíly) tří prioritních těžkých kovů (Hg, Cd a Pb) a šesti dalších stopových kovů a metaloidů (As, Ni, Se, Zn, Cu a Cr) u třiatváceti druhů ryb a bezobratlých na čtyřech trofických úrovních z různých lokalit ve Skotsku. Pro kovy/metaloidy s významným potravním vztahem (Hg, Cd, Cu, Ni a Zn) byly vypočteny koeficienty „trofického zvětšení“ (TMF, „trophic magnification factors“) pomocí dvou metod, aby se zpřesnilo a zlepšilo použití faktoru trofického zvětšení (TMF, „trophic magnification factors“) k posouzení a předpovědi rizika biomagnifikace kovů/metaloidů pro biotu v životním prostředí. Byl učiněn závěr, že při výpočtu faktoru trofického zvětšení se důrazně doporučuje přiměřená rovnováha v počtu vzorků organismů nižší a vyšší trofické úrovně a že vhodný výběr druhů je zásadní pro zajištění přesného zastoupení faktoru trofického zvětšení ve vybraném ekosystému.

Koncentrace tří prioritních těžkých kovů (Hg, Cd a Pb) a dalších stopových kovů a metaloidů (kovy: Cr, Cu, Ni a Zn, metaloidy: As, Se) byly autory Madgett et al. (2021) měřeny v každé z kategorií vzorků pomocí ICP-MS (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem). Významnost vlivu a interakcí četných fyziologických a ekologických proměnných na kontaminaci kovy (typ tkáně, potravní úroveň, region, kategorie vzorku, druh v rámci kategorie, věk, hmotnost, rok sběru a délka) byla stanovena analýzou. Autory Madgett et al. (2021) bylo zjištěno, které kovy vyžadují další analýzu pro trofické zředění/zvětšení.

Autory Madgett et al. (2021) bylo zjištěno, že nejrozšířenějšími kovy/metaloidy jsou Zn, As a Cu s koncentracemi nad 40 000 µg/kg čerstvé hmotnosti ve všech kategoriích vzorků, přičemž nejvyšší maximální koncentrace vykazuje Zn (341 000 µg/kg čerstvé hmotnosti v měkkém těle bentických bezobratlých). Ostatní kovy/metaloidy mají koncentrace nižší než 10 000 µg/kg hm. Nejnižší zjištěná koncentrace kovu/metaloidu byla 5,05 µg/kg čerstvé hmotnosti Hg v játrech ryb žijících při dně. Kategorie měkkých těl bentických bezobratlých vykazuje velkou míru variability koncentrací Zn s rozmezím od 23 500 µg/kg čerstvé hmotnosti u kraba čeledi Portunidae do 341 000 µg/kg mokré hmotnosti u slávky severní (*Modiolus modiolus*), což naznačuje druhově specifickou akumulaci. V řadě případů, zejména u kovů Pb a Cr, byly koncentrace nižší než mez detekce. Cu, Se a Zn však byly zjištěny ve všech vzorcích.

3.2 Biomonitoring těžkých kovů

Do životního prostředí se dostávají různé znečišťující látky pocházející z průmyslového znečištění i z činností člověka (Klepeis et al., 2001; Aladaileh et al., 2020). Těžké kovy, jako je olovo, rtuť, kadmium atd., se přirozeně vyskytují v hlubokých vrstvách země a jsou přítomny v půdě, horninách a sedimentech ve vysokých koncentracích (Waheed et al., 2020). Kromě toho by geologické zvětrávání, antropogenní emise ze surových dolů, získávání kovů z hlubinných dolů a důlní činnost vedly ke zvýšení koncentrací těžkých kovů v okolním prostředí a mohly by znečišťovat vodu (Sankhla et al., 2016). Různé těžké kovy nelze odbourat a přetrvávají v životním prostředí. V důsledku toho se hromadí v jezerních sedimentech (v ústí řek nebo v moři) (Al-Kahtani, 2009). Z biologického hlediska se těžké kovy dělí na esenciální kovy (např. Fe, Ni, Cu a Zn), které jsou nezbytné pro metabolismus ryb, a neesenciální kovy (např. Hg, Pb a Cd), které jsou toxické i ve stopovém množství

a mají v biologických systémech neznámé funkce (Gkresti et al., 2007; Wakawa et al., 2008). Ryby jsou vzhledem ke své potravě a životu ve vodních ekosystémech obzvláště citlivé a silně vystavené znečišťujícím látkám, protože se škodlivým účinkům znečišťujících látek nemohou vyhnout (Ahmed et al., 2020). Těžké kovy se do ryb dostávají přímou absorpcí z vody přes žábry a kůži nebo požitím kontaminované potravy (Ayaat et al., 2020). Kovy pak vstupují do krevního oběhu ryb a postupně se hromadí v jejich tkáních, zejména v játrech, kde se biologicky přeměňují a vylučují nebo se prostřednictvím potravního řetězce dostávají ke konzumentům (Amini et al., 2013). Těžké kovy, stejně jako parazité, tedy způsobují významné poškození fyziologických a biochemických procesů a mohou vyvolat vážné zhoršení fyziologie a zdravotního stavu ryb (Sabra et al., 2015). Kromě toho mohou alternovat normální biochemické reakce a vyvolat škodlivé účinky, jako je inhibice růstu, zhoršené dýchání, spotřeba kyslíku a selhání reprodukce a regenerace různých tkání (Baruš et al., 2007). Škodlivé účinky expozice těžkým kovům na živé organismy je však třeba více osvětlit (de Buron et al., 2009).

Pro vizualizaci zdraví ekosystému byl zvolen nový přístup, který využívá některé živé organismy jako bioindikátory (Parmar et al., 2016). V tomto ohledu se jako bioindikátory znečištění těžkými kovy hojně využívají makrofyty (vyšší rostliny, např. mechy), fytoplankton, bezobratlí a ryby (Vardanyan et al., 2008; Burger, 2006). Parazité ryb jsou považováni za velmi citlivé na znečištění těžkými kovy, protože nejenže akumulují toxické látky ve svých tkáních, ale také na ně fyziologicky reagují (Diamant, 1989). Parazity lze použít buď jako indikátory vlivu, nebo jako akumulční indikátory, protože na antropogenní znečištění reagují různými způsoby (Sures, 2003; Luckenbach et al., 2001). Akumulčními indikátory jsou organismy, které mohou ve svých tkáních koncentrovat určité látky na úroveň výrazně vyšší, než je úroveň v okolním prostředí. Střevní helminti, paraziti ryb, tak mohou být použiti při biomonitoringu znečištění těžkými kovy ve vodním prostředí (Sure et al., 2017). Střevní parazité ryb, vrtejší, mohou akumulovat vyšší koncentrace těžkých kovů než takoví parazité, kteří se hromadí v tkáních hostitele (Dural et al., 2006). V tomto ohledu se helminti, zejména ti střevní (motolice, hlístice, tasemnice a vrtejší), používají jako biologické indikátory znečištění těžkými kovy ve vodním prostředí (Sures et al., 2017). Podle stupně bioakumulace těžkých kovů jsou za dobrý bioindikátor považováni vrtejší a tasemnice, protože ve svých tkáních akumulují vyšší koncentrace těžkých kovů, zejména toxických typů (Najm et al., 2015). Naproti tomu parazitické hlístice mohou ve svých tělech akumulovat nižší koncentrace těžkých kovů a tato schopnost se zdá být proměnlivá a závisí na druhu hlístice (Khaleghzadeh-Ahangar et al., 2011; Nachev et al., 2013). Navíc motolice ryb (Hassan et al.,

2018) mají tendenci akumulovat ve svých tkáních nižší koncentrace některých kovů než tasemnice a vrtejší (Najm et al., 2015). Na druhou stranu byly poskytnuty komplexní důkazy o tom, že přítomnost larev hlístic (škrkavek) v tělních dutinách mnoha hospodářsky využívaných druhů ryb může mít vliv na zpracování ryb a může mít také důsledky pro veřejné zdraví (Abollo et al., 2001). Kromě toho některé druhy migrujícího zooplanktonu, zejména mořské lasturnatky a mlži čeledi Cirolanidae, napadají v noci živé ryby, z nichž některé mohou způsobit velké škody na komerčních rybách (Grutter et al., 1999). Cílem Mehana et al. (2020) bylo proto shromáždit, aktualizovat a osvětlit vztah mezi toxicitou a bioakumulací těžkých kovů v rybách a parazitickými helminty.

V důsledku globální průmyslové revoluce se kontaminace ekosystému těžkými kovy stala jedním z nejvýznamnějších ekologických problémů různých organismů. Bioakumulaci těžkých kovů v tkáních ryb může ovlivňovat několik faktorů, včetně koncentrace kovu, doby expozice, způsobu příjmu kovu a podmínek prostředí, jako je teplota vody. Po rozpoznání nebezpečí kontaminace těžkými kovy a dopadů na ekosystém, který zajišťuje život na Zemi, bylo nutné najít kromě praktických způsobů monitorování a kontroly tohoto znečištění také jiné cesty. Rozmanité živé organismy, jako jsou hmyz, ryby, plankton, hospodářská zvířata a bakterie, lze využít jako bioindikátory pro sledování stavu přírodního ekosystému životního prostředí. Parazité přitahují intenzivní zájem parazitologů, protože jako perspektivní ukazatelé kvality životního prostředí reagují na znečištění způsobené lidskou činností různými způsoby. Předchozí studie ukázaly, že rybí střevní helminti mohou být považováni za potenciální bioindikátory kontaminace vodních živočichů těžkými kovy. Zejména tasemnice a vrtejší mají zvýšenou schopnost akumulovat těžké kovy, kdy například koncentrace kovů ve vrtejších byly několik tisíckrát vyšší než v tkáních hostitele. Na druhé straně by parazitární napadení ryb mohlo vyvolat významné poškození fyziologických a biochemických procesů uvnitř rybího těla. To může podpořit vážné poškození fyziologického a celkového zdravotního stavu ryb. Cílem Mehana et al. (2020) tedy bylo poukázat na úlohu akumulace těžkých kovů, histopatologických nemocí ryb a parazitárního napadení při sledování znečištění ekosystému a jejich vzájemného vztahu.

Ryby jsou nejdůležitějšími vodními organismy, které mohou ve svých orgánech hromadit těžké kovy. Těžké kovy způsobují významné poškození fyziologických a biochemických procesů ryb a následně i jejich konzumentů. Mezi znečištěním těžkými kovy a parazity existuje silný vztah, přičemž parazit zesiluje toxické účinky těžkých kovů tím, že zasahuje do ochranných mechanismů ryb a vyvolává negativní účinky na fyziologickou homeostázu ryb. Parazitární napadení ryb však může mít i určité zisky, kdy některé druhy

střevních parazitů mohou ve svých tkáních bioakumulovat těžké kovy několikatisíckrát více než tkáň ryb. Přítomnost žlučových kyselin v lumen ryb vede k tvorbě organokovových komplexů, které červi díky lipofilitě snadno absorbují. Pomocí parazitismu a těžkých kovů jako bioindikátoru znečištění rybního ekosystému lze zjistit zdravotní stav vodního prostředí. Kromě toho autoři Mehana et al. (2020) zjistili, že parazitismus má vliv na životní prostředí, a dále prokázali, že parazité jsou důležití pro biodiverzitu a rozvoj, stejně jako pro zdravý systém, který je bohatý na rozmanitou parazitickou faunu. V důsledku toho by parazit mohl být použit jako dobrý biologický indikátor kvality životního prostředí ekosystému.

3.3 Koncentrace rtuti v tkáni drobných obratlovců

Usazování Hg může vést ke kontaminaci vodních i suchozemských ekosystémů (Driscoll et al., 2013) a anorganická Hg může být mikrobiálními společenstvy přeměněna na toxičtější metylrtuť (Xu et al., 2019), která se může hromadit v trofickém řetězci (Tssz-Ki et al., 2019). Jako bioindikátory znečištění Hg v suchozemských ekosystémech byly užívány různé organismy, včetně bezobratlých (Rodriguez et al., 2018; Abeysinghe et al., 2017; Ortiz et al. 2015; Zheng et al. 2018), ptáků (Janiga et al., 2019; Jackson et al., 2015; Costa et al., 2013), netopýrů (Korstian et al., 2018), rejšků (Sánchez-Chardi et al., 2007; Komov et al., 2017), krtků (Antonova et al., 2017), lišek (Kalisinka et al., 2012) a lasicovitých (Kalisinka et al., 2009; Kalisinka et al., 2019). Hlodavci jsou rovněž považováni za dobré bioindikátory znečištění životního prostředí vzhledem k jejich širokému výskytu, vysoké reprodukční schopnosti a početnosti, krátké délce života a dobré dostupnosti (Wren et al., 1986; Talmage et al., 1991). Rozdíly v biotopových preferencích, potravních návycích a chování však mohou vést k rozdílné bioakumulaci kontaminantů mezi jednotlivými druhy.

Norník rudý (*Myodes glareolus*) a hraboš polní (*Microtus arvalis*) patří do podčeledi Arvicolinae. Norník rudý obývá různé typy lesů (Mazurkiewicz, 1994). Jeho potrava je založena především na nadzemních vegetativních částech rostlin a plodech, ale zahrnuje také bezobratlé živočichy a houby (Butet et al., 2011). Hraboš polní má větší tělesnou hmotnost než norník rudý (27,5 oproti 17-20 g), dává přednost otevřeným stanovištím, včetně luk, pastvin a zemědělských oblastí, a žije se převážně bylinami a travinami. Bezobratlí jsou v jeho potravě přítomni jen velmi zřídka (Butet et al., 2011).

Myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*) a myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) jsou dva druhy, které patří do podčeledi „pravých myší“ (Muridae) a jsou rovněž rozšířeny v Eurasii včetně Polska. Myšice temnopásá obývá pole, louky, zahrady, okraje lesů

a křovinaté parky u silnic a je dobře přizpůsobena městskému prostředí (Gortat et al., 2014). Její potravu tvoří především semena, plody a bezobratlí živočichové (Butet et al., 2011). Myšice lesní je považována za typický lesní druh a v městských oblastech se vyskytuje jen zřídka (Gortat et al., 2014). Potrava myšice lesní je ve srovnání s myšicí temnopásou rozmanitější. Kromě semen, plodů a bezobratlých se myšice lesní živí i nadzemními částmi rostlin, květy a houbami (Butet et al., 2011).

Cílem výzkumu autorů Durkalec et al. (2019) bylo analyzovat koncentraci celkové Hg v játrech těchto čtyř druhů hlodavců a ověřit vliv místa výzkumu, věku, pohlaví a tělesné hmotnosti na bioakumulaci Hg.

Drobní zemní savci by mohli sloužit jako kumulativní biomonitory různých kontaminantů životního prostředí, ale znalosti o obsahu Hg v jejich tělech jsou nedostatečné. Cílem výzkumu autorů Durkalec et al. (2019) bylo ověřit faktory ovlivňující bioakumulaci Hg a analyzovat koncentraci celkové rtuti (Hg) v játrech čtyř druhů volně žijících zemních hlodavců z různých venkovských oblastí Polska: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), myšice temnopásé (*Apodemus agrarius*), hraboše polního (*Microtus arvalis*) a norníka rudého (*Myodes glareolus*). Koncentrace celkové Hg byla analyzována v jaterní tkáni pomocí atomové absorpční spektrometrie s použitím přímého analyzátoru rtuti. Koncentrace Hg zjištěná v játrech hlodavců se pohybovala od < 1 do 36,4 g/kg čerstvé hmotnosti, lišila se mezi studovanými lokalitami, druhy a pohlavími a souvisela s tělesnou hmotností. Výzkum byl zaměřen na potravní návyky jako potenciální příčiny rozdílů v koncentraci Hg v játrech mezi jednotlivými druhy.

Nejvyšší hodnoty Hg byly zjištěny u hlodavců z oblastí DAB a GLW. Oblast DAB se nachází v severovýchodní části Malopolského vojvodství. Podle údajů z celostátního monitoringu byl medián koncentrace Hg v půdním profilu odebraném v lokalitě DAB 0,09 mg/kg. Překvapivě se v blízkosti oblasti nenacházely žádné známé velké zdroje emisí, jako jsou elektrárny, hutě nebo jiná zařízení těžkého průmyslu, které by mohly být zdrojem Hg do okolního prostředí. Je předpoklad, že k bioakumulaci Hg v biotě by mohly přispívat i lokální emise způsobené spalováním uhlí v domácích kotlích (Zielonka et al., 2005). Druhý region po lokalitě DAB se (z hlediska obsahu Hg v játrech hlodavců) nacházel v západní části Hornoslezského průmyslového okresu, který je znám jako jedna z nejvíce znečištěných částí Polska a je spojen především s těžbou uhlí a výrobou kovů. Obsah rtuti v této oblasti může být třikrát až šestkrát vyšší než ve venkovských oblastech Polska (Pyta et al., 2009), což zjištění autorů Durkalec et al. (2019) potvrzují.

Průměrná koncentrace Hg zjištěná v játrech všech druhů hlodavců z nejvíce znečištěné lokality DAB (15 g/kg čerstvé hmotnosti) byla o jednu sedminu vyšší než koncentrace Hg zjištěná v játrech myšice lesní (*A. flavicollis*) z oblastí znečištěných hutnictvím olova ve Slovinsku, ale třikrát vyšší než koncentrace zjištěná u stejného druhu odchyceného v oblasti znečištěné emisemi z elektráren v téže zemi (Al Sayegh Petkovšek et al., 2014). Mnohem vyšší hodnoty byly zjištěny u hraboše Güntherova (*Microtus guentheri*) z oblasti těžby mramoru v Turecku (Yavuz et al., 2017), u *M. glareolus* z oblasti kolem továrny na výrobu chloru a alkalických hydroxidů ve Velké Británii (Bull et al., 1977) a u myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*) z různých znečištěných i neznečištěných oblastí v Galicii v severním Španělsku (Ángel Fernández et al., 2012). Třikrát nižší koncentrace Hg však byly zaznamenány u norníků rudých (*M. glareolus*) obývajících oblast a v Rusku (Komov et al., 2017), které jsou zasaženy kovozpracujícím průmyslem.

Rtuť se může hromadit podél trofického gradientu v potravních řetězcích a koncentrace tohoto prvku se zvyšuje s vyšším trofickým postavením živočichů (Boeing, 2000; Komov et al., 2017). Bioakumulace Hg však může záviset na úrovni bílkovin v potravě a metabolismu glutathionu (Adachi et al., 1996) a na úloze střevní mikroflóry při demetylaci a vylučování Hg (Rowland et al., 1984). Nejnižší koncentrace Hg v játrech byly zjištěny u myšice lesní (*A. flavicollis*). Výsledky jsou v souladu s výsledky autorů Martiniaková et al. (2010), kteří zjistili, že *A. flavicollis* je biomonitor s nižší koncentrací kovů než *M. glareolus*. Myši (*Apodemus*) mají variabilnější a na bílkoviny bohatší stravu než býložraví hraboši (Čepelka et al., 2014) a bohatost stravy může mít za následek nižší bioakumulaci toxických prvků v důsledku "zředění stravy" (Ozaki et al., 2019). Je předpokládáno, že mykofágie by mohla být dalším vysvětlením druhově specifických rozdílů v koncentraci Hg v játrech hlodavců. Houby mohou akumulovat Hg z prostředí a koncentrace Hg v plodnicích by mohly být vyšší než 4 mg/kg sušiny (Falandyz et al. 2014; Falandyz et al., 2010; Rieder et al., 2011). Ve studii byli všichni hlodavci odchyceni od začátku léta do konce října, kdy byly houby snadno dostupné. Blaschke & Bäumlér (1989) uvádějí, že spory hub mohou tvořit až 7 % objemu žaludku *A. flavicollis* a až 36 % obsahu žaludku *M. glareolus*. Kromě druhově specifických potravních návyků závisí frekvence mykofágie u hlodavců také na dostupnosti této složky potravy v průběhu roku. Analýza spor hub v čerstvých výkalech hlodavců ukázala, že v létě a na podzim byly přítomny téměř u 100 % zkoumaných jedinců *M. glareolus*, zatímco u *Apodemus* spp. konzumovalo houby v létě pouze 30-40 % jedinců, i když na podzim se frekvence zvýšila na přibližně 80 % (Kataržyte et al., 2011).

Bioakumulace Hg se může u jednotlivých pohlaví lišit. Nižší koncentrace Hg u samic savců mohou být způsobeny pročištěním během laktace (Wada et al., 2010).

Vyšší koncentrace Hg v játrech hlodavců zjištěné ve studii potvrzují výsledky, které uvedl Sánchez-Chardi et al. (2009) u bělozubky tmavé (*Crocidura russula*). Je zřejmé, že nedostatek údajů o věku hlodavců, které nebyly v průběhu studie zaznamenány, je omezením výzkumu. Odhad věku hlodavců podle velikosti těla by mohl být nepřesný, protože jejich růst ovlivňují různé faktory. Nicméně byla zjištěna pozitivní korelace mezi tělesnou hmotností a Hg v játrech u hlodavců, což lze vysvětlit akumulací Hg během jejich života. Studie autorů Durkalec et al. (2019) ukázala, že koncentrace Hg v játrech volně žijících hlodavců může záviset na různých faktorech, včetně úrovně expozice v jejich životním prostředí, druhu, pohlaví a tělesné hmotnosti. Rozdíly v koncentraci Hg v játrech mezi jednotlivými druhy hlodavců nejspíše mohou být způsobeny jejich stravovacími návyky a v budoucnu je třeba provést studie, které by prozkoumaly potenciální zdroje Hg v jejich potravě.

Norník rudý (*Myodes glareolus*) je široce rozšířený a hojný, někdy dominantní druh drobného savce, který se řadí do jedné velikostní skupiny podle podobnosti velikostí svých domovských okrsků a srovnatelnosti měřítek jejich lokálních společenstev s měřítky fytoocenóz (Shchipanov et al., 2010). Norníci vykazují vysokou úroveň metabolismu. Jejich podíl na dynamice ekosystémů je významný, stejně jako jejich závislost na potravě a teplotních charakteristikách prostředí. Drobní savci, kteří obsazují různé ekologické niky a specializují se na potravní zdroje produkované ekosystémem (byliny, semena, bezobratlí), jsou tradičními subjekty sledování. Používají se jako modelová skupina živočichů při studiu účinků různých změn prostředí, včetně těch, které souvisejí s vlivem člověka (Talmage & Walton, 1993; Sánchez-Chardi et al., 2009; Tavshunsky et al., 2017). Drobní savci nemigrují na velké vzdálenosti, což z nich činí vhodné cíle pro hodnocení znečištění těžkými kovy, včetně rtuti, které má celosvětový význam (Sánchez-Chardi & López-Fuster, 2009; Sneddon et al., 2009; Petkovsek et al., 2014).

Většina studií zaměřených na hodnocení znečištění suchozemských ekosystémů pomocí drobných savců byla provedena v ekologicky nebezpečných oblastech spojených s přítomností lokálních zdrojů Hg (Bull et al., 1977; Talmage & Walton, 1993; Sánchez-Chardi et al., 2009). Pro obecné pochopení fungování bioty je však stejně důležité studovat oblasti vystavené především atmosférickému znečištění rtutí, které jsou však poměrně rozmanité z hlediska podmínek v rostlinných a živočišných společenstvech, jež je tvoří.

Cílem autorů Gremyachikh et al. (2019) bylo studium fyziologických a environmentálních vlastností, jakož i dynamiky akumulace rtuti v orgánech hrabošů

z různých biotopů Voroněžské oblasti vystavených atmosférickému znečištění tímto těžkým kovem.

Autory Gremyachikh et al. (2019) byl hodnocen obsah kovu v orgánech a tkáních norníka rudého (*Myodes glareolus*), široce rozšířeného drobného hlodavce, odchyceného v různých biotopech lesostepní a stepní zóny Voroněžské oblasti. Měření Hg ve vzorcích bylo provedeno analyzátozem rtuti RA-915+ s příslušenstvím PYRO (Lumex) metodou atomové absorpce studenou parou bez předběžné úpravy vzorků (dolní mez detekce rtuti ve vzorcích byla 0,001 mg/kg). Velikost souboru vzorků byla 344 jedinců. Průměrné koncentrace Hg se pohybovaly od hodnot pod prahem analytického stanovení až po 0,887 mg/kg sušiny v ledvinách, 0,411 v játrech, 0,031 ve svalové tkáni a 0,040 v mozku. Byla zjištěna pozitivní korelace mezi obsahem kovů ve všech možných dvojicích orgánů (s výjimkou dvojice "sval - mozek") a slabá negativní korelace mezi obsahem Hg a hmotností zvířat. Koncentrace Hg ve studovaných orgánech se nelišily mezi samci a samicemi. Obsah kovu v játrech a ledvinách hrabošů z lesostepní zóny byl výrazně vyšší než u hrabošů ze stepní zóny. Ze všech studovaných biotopů (louka, borový a smíšený les, křovinaté porosty) byly nejnižší koncentrace zjištěny u zvířat žijících v borových lesích, naopak nejvyšší u vlhčích křovinatých porostů. Během vegetačního období došlo ve vzorcích k poklesu průměrných hodnot tělesné hmotnosti zvířat a ke zvýšení obsahu Hg v játrech a ledvinách. Výsledky studie autorů Gremyachikh et al. (2019) mají význam při hodnocení znečištění suchozemských ekosystémů atmosférickou rtutí s využitím drobných savců, například *Myodes glareolus*, jako modelového objektu.

Průměrné koncentrace celkové Hg v orgánech norníků rudých odchycených ve sledovaném regionu (0,004-0,085 mg/kg sušiny) byly srovnatelné s literárními údaji pro drobné savce, jejichž biotopy nesousedí se zdroji znečištění rtutí, a vzhledem ke specifickým vlastnostem jejich potravní základny byly nižší než u sympatrických hmyzožravců. Průměrný obsah kovů v orgánech hraboše polního (*Microtus arvalis*) z různých biotopů Voroněžské státní přírodní biosférické rezervace byl 0,005-0,090 mg/kg sušiny, u rejska obecného (*Sorex araneus*) 0,041-0,500 mg/kg, u rejska malého (*Sorex minutus*) 0,041-0,209 mg/kg. V případě rejska obecného (*Sorex araneus*) byl průměrný obsah kovů v orgánech 0,041-0,500 mg/kg. U zvířat v lesoparku "Zelený háj" (Zelyonaya Roshcha), který se nachází v příměstské oblasti Čerepovce (Vologodská oblast, Rusko), se průměrný obsah Hg pohyboval následovně: norník rudý: 0,001-0,140 mg/kg, rejsek obecný: 0,005-0,350 mg/kg (Komov et al., 2017). V játrech různých druhů hlodavců: tarbíkomyš Merriamova (*Dipodomys merriami*), pytlouš pouštní (*Chaetodipus penicillatus*), křeček kaktusový (*Peromyscus eremicus*) a křeček pouštní

(*Neotoma lepida*) odchycených v pouštních oblastech poblíž Las Vegas (Nevada, USA) se tento index pohyboval v rozmezí 0,002-0,01 mg/kg (Gerstenberger et al., 2006). V ledvinách a játrech severoamerického hlodavce, křečka dlouhoocasého (*Peromyscus maniculatus*), činil 0,035-0,100 mg/kg, resp. 0,36-0,43 mg/kg (Vucetich et al., 2001). Koncentrace Hg v orgánech hraboše polního (*Microtus arvalis*) z Voroněžské oblasti jsou nižší než u drobných savců z kontaminovaných stanovišť. V ledvinách jedinců tohoto druhu odchycených ve Velké Británii v různých vzdálenostech (méně než 0,05 a 10-30 km) od průmyslového areálu chlORO-alkalických závodů byl obsah Hg 0,35 a 0,08 mg/kg čerstvé hmotnosti (v sušině by byly hodnoty vyšší) (Bull et al., 1977). Průměrné koncentrace v ledvinách křečka bělonohého (*Peromyscus leucopus*) a rejska krátkoocasého (*Blarina brevicauda*) z průmyslových oblastí Spojených států byly $1,16 \pm 1,16$ a $38,8 \pm 24,6$ mg/kg čerstvé hmotnosti (Talmage & Walton, 1993).

Získané údaje a údaje dostupné z literatury o vzorcích distribuce rtuti v tělesných tkáních drobných savců jsou podobné: Hg ledviny > Hg játra > Hg svaly > Hg mozek (Komov et al., 2017). Koncentrace Hg ve svalové tkáni norníků rudých nepřevyšovaly hodnoty pro ledviny a játra, ačkoli tomu tak, jak je známo z literatury, není vždy (Bull et al., 1977). Totéž platí pro korelace mezi obsahem kovů ve studovaných orgánech. V některých kombinacích (např. u dvojic "játra - sval", "játra - mozek" atd.) je jejich přítomnost zaznamenána jak u hlodavců, tak u hmyzožravců (Vucetich et al., 2001). Koncentrace Hg negativně korelovala s tělesnou hmotností zvířat, což lze vysvětlit intenzivním růstem a krátkým životním cyklem norníků ("ředění" akumulovaného kovu). Literární údaje o pozitivní korelaci mezi těmito ukazateli (Gerstenberger et al., 2006) ukazují, že proces akumulace Hg živými organismy je ovlivněn mnoha faktory, které působí různou silou, a ne vždy jednosměrně.

Množství kovu akumulovaného norníky závisí na vlastnostech jejich biotopů, zejména na vlhkosti, množství a rozmanitosti potravních zdrojů. Hlavním zdrojem příjmu organických sloučenin rtuti do trofických sítí (včetně terestrických) je vodní prostředí, protože ve vodních nádržích, mokřadech a hyperhumidních oblastech se vytvářejí příznivé podmínky pro bakteriální proces přeměny méně toxických anorganických sloučenin kovů na toxičtější deriváty methylrtuti (Greenfield et al., 2001; Coleman et al., 2015). Koncentrace Hg v játrech a ledvinách živočichů z lesostepní zóny (Kh, faktor vlhkosti > 1) byla vyšší než ve stepní zóně (Kh, faktor vlhkosti < 1), s výjimkou norníků z jednoho okresu, což mohlo souviset s dobou odběru vzorků (ročním obdobím).

Při analýze ukazatelů podle biotopů byl obsah rtuti v játrech hlodavců odchycených v borovém lese výrazně nižší než na louce, ve smíšeném lese a v křovinatých porostech. V ledvinách zvířat z luk a z borových lesů byl nižší než u zvířat žijících v křovinách. Již dříve se ukázalo, že koncentrace Hg v orgánech norníků z Voroněžské přírodní rezervace nezávisí na hodnotách tohoto ukazatele pro příslušné půdy jejich biotopů (louka, olšina, dubohabřina, osika, borový les) na rozdíl od rejsků, u nichž byla tato závislost statisticky významná. Transport rtuti prováděný drobnými savci probíhá jak z vodních (detrit), tak ze suchozemských (půdních) zdrojů. V prvním případě se využívá řetězce "detrit – vodní a terestriční detritivorní bezobratlí - draví bezobratlí - hmyzožraví savci". Ve druhém případě je řetězec "půda - rostliny - býložraví bezobratlí - všežraví savci", přičemž se na různých úrovních protínají jednotlivé články (Talmage & Walton, 1993). V suchozemských i vodních ekosystémech se u všežravých živočichů (norník rudý, hlodavec) hromadí kov v menším množství než u masožravých živočichů (rejsk obecný, hmyzožravec), protože jejich potrava obsahuje méně Hg (Topashka-Ancheva et al., 2003; Rimmer et al., 2010). To je způsobeno nízkou rychlostí přenosu kovu z půdy do rostlin (Talmage & Walton, 1993) a jeho nerovnoměrnou distribucí po rostlinných orgánech (méně v plodech a semenech oproti kořenům a listům). Množství Hg hromaděné živočichem může záviset na tom, kterým částem rostliny dává přednost při konzumaci.

Hlavní potravou norníků jsou zelené rostliny (léto-podzim), na druhém místě jsou semena (Emel'yanova, 2008). V období léto-podzim je potrava zvířat doplněna semeny, květy, bobulemi (až do výše konzumace semen) a houbami. Sekundární složkou potravy je kůra, oddenky, pupeny, mechy, lišejníky a živočichové. Je možné, že studium potravní nabídky živočichů a obsahu kovů ve složkách, které ji tvoří, by objasnilo příčiny rozdílů v akumulaci Hg norníky z různých biotopů.

Nárůst obsahu kovů v orgánech norníků od jarně-letních po podzimní vzorky souvisí s nárůstem počtu mláďat daného roku ve vzorcích a poklesem hmotnostních indexů (obsah rtuti a hmotnost zvířat spolu korelují negativně). Plodnost norníků je vysoká: 3-4 vrhy ročně s 5-6 potomky v každém z nich. Mláďata z prvního vrhu stihnou během léta vyvést až 3 vrhy, z druhého vrhu 1-2 vrhy a ve třetím vrhu (v příznivých letech) pouze 1 vrh. Maximální počet jedinců je pozorován koncem léta a je dán produktivitou, která je dostatečná pro přežití jedinců narozených v průběhu sezóny.

Rtuť (Hg) je rozsáhle studovaný těžký kov (Jankovská et al. 2014), který znečišťuje životní prostředí a má nepříznivé účinky na ekosystémy (Henny et al. 2002; Scheuhammer et al. 2007). Jeho toxicita a akumulační schopnost vytváří vysoké riziko onemocnění pro

mnoho organismů, zejména proto, že Hg přetrvává v životním prostředí a je náchylná k biomagnifikaci (Henny et al. 2002; Braune et al. 2005). Jedním z hlavních zdrojů kontaminace životního prostředí Hg je těžba zlata, což je činnost, která se v Latinské Americe stále více rozšiřuje (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León 2006; Estrada-Guerrero & Soler-Tovar 2014), a proto vzniká potřeba provádět studie, které měří dopady na biotu v různých postižených biotopech (Grajewska et al. 2015).

Akumulace Hg mezi ptáky byla použita jako biomarker expozice (Gómez-Ramírez et al., 2014; Olivero-Verbel et al. 2013), protože tento kov převažuje a hromadí se v jejich tkáních, a to především prostřednictvím potravy nebo konzumace kontaminované vody. Ptáci jsou citliví vůči znečištění Hg, protože některé druhy jsou vrcholovými predátory v mnoha vodních biotopech (Scheuhammer et al. 2007; Martin et al. 2018) a jedná se o chemickou látku s dobře známými účinky na jejich reprodukci (Wiener et al. 2003; Scheuhammer et al. 2007). U ptáků se navíc Hg vylučuje pomalu a některé druhy mají dlouhou dobu života, což zvyšuje riziko větší bioakumulace Hg (Frederick et al. 2002).

Koncentrace rtuti u ptáků se obvykle měří v peří (Tsipoura et al. 2017; Rumbold et al. 2017; Lucia et al. 2016). Tyto struktury představují užitečnou a nedestruktivní tkáň pro analýzu Hg, protože tento a další kovy jsou při růstu peří sekvestrovány v sulfydrylových skupinách keratinu (Ochoa-acuña et al. 2002). Bylo zdokumentováno, že 70 % celkové zátěže Hg může být uloženo v peří dospělých jedinců ptáků (Becker et al. 2002; Ochoa-acuña et al. 2002). Na druhou stranu bylo vypracováno jen málo studií využívajících původní druhy neotropických drobných hlodavců jako bioindikátorů znečištění. V Kolumbii autoři Guerrero-Castilla et al. (2014) se hodnotila přítomnost těžkých kovů včetně Hg u volně žijících hlodavců přítomných v těžebních oblastech, což je jedna z prvních zpráv o přítomnosti kovů v organismech přítomných v těchto oblastech.

Rtuť (Hg) je těžký kov známý jako jeden z nejtoxičtějších prvků na planetě. Význam Hg pro živé organismy spočívá v její schopnosti biomagnifikace. Při těžbě zlata se uvolňuje značné množství tohoto kovu a dochází ke znečišťování ekosystémů. Za účelem posouzení dopadu těžby zlata v národním přírodním parku Las Orquideas (Kolumbie) byly vyhodnoceny koncentrace celkové Hg (T-Hg) u 37 druhů ptáků a 8 druhů drobných hlodavců odebraných na dvou lokalitách na území přírodního parku (obce Abriaqui a Frontino), které prošly v minulosti těžbou zlata. Průměrná koncentrace T-Hg v peří ptáků z obou lokalit byla $0,84 \pm 0,05$ $\mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti. Rozdíly mezi jednotlivými druhy byly zjištěny v závislosti na potravě. Celkové koncentrace Hg byly vyšší u hmyzožravých druhů ($1,00 \pm 0,08$ $\mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti), následovaly nektarožravé ($0,73 \pm 0,07$ $\mu\text{g/g}$ tělesné

hmotnosti) a frugivorní ($0,57 \pm 0,09 \mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti) druhy. Tyto hodnoty Hg byly vyšší než hodnoty zjištěné v peří kontrolního vzorku druhu guan caucský (*Penelope perspicax*) ($0,53 \pm 0,03 \mu\text{g/g}$ fw), frugivorního druhu žijícího v rezervaci Otun Quimbaya Fauna and Flora Sanctuary, v lese bez známé těžby zlata. Koncentrace rtuti v játrech drobných hlodavců byla vyšší u jedinců z Frontino ($0,15 \pm 0,01 \mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti) než u jedinců z Abriaqui ($0,11 \pm 0,01 \mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti), ale koncentrace se mezi druhy nelišily. Tyto výsledky naznačují, že Hg u ptáků závisí především na jejich potravě, ale geografická poloha může mít vliv na koncentraci Hg u hlodavců. Zdroje Hg v přírodních parcích Kolumbie navíc nemusí záviset pouze na těžbě zlata, jeho akumulaci v biotě může ovlivňovat mimo jiné atmosférická depozice.

Studie autorů Sierra-Marquez et al. (2018) přinesla první zprávy o hodnocení T-Hg v ptačím peří z národního přírodního parku v Kolumbii. Výsledky naznačují, že Hg se ukládá v ptačím peří, přičemž jeho množství závisí na jejich trofické gildě (skupině organismů, které využívají stejné zdroje). Rtuť se v těchto organismech bioakumuluje a nakonec dosahuje toxických koncentrací, které mohou ovlivnit přežití a reprodukci druhů na několika úrovních potravního řetězce. Ve studii byla u všech zkoumaných druhů ptáků zjištěna akumulace Hg v peří, ale průměrná registrovaná koncentrace $0,84 \pm 0,05 \mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti byla nižší než koncentrace, která by mohla mít škodlivé účinky na zdraví ptáků ($5,0 \mu\text{g/g}$) (Burger and Gochfeld 1997). Vliv koncentrace tohoto kovu se však u různých druhů ptáků liší (Heinz et al. 2009), například u střízlíka karolínského (*Thryothorus ludovicianus*) se projeví negativní účinky na jeho reprodukci při koncentraci Hg $2,4 \mu\text{g/g}$ v tělním peří (Jackson et al. 2011). Na druhou stranu existují zprávy o existujícím vztahu mezi obsahem Hg a trofickém postavení druhu bez ohledu na studovanou tkáň, a to i při koncentracích pod navrhovanými prahovými hodnotami rizika pro zdraví ptáků (Alvárez et al. 2013).

Peří bylo vybráno jako environmentální tkáň, protože má vysokou schopnost vylučování Hg (Falandysz et al. 2001; Lewis & Furness 1991; Falandysz et al. 1988; Falandysz & Szefer 1983), a jeho sběr lze provádět bez způsobení bolesti, utrpení nebo usmrcení ptáků. Během procesu tvorby peří se v této matici ukládá těžký kov, což představuje dobrý hodnotící marker pro expozici během růstu (Monteiro and Furness 1996). Ptáci jsou těžkým kovům vystaveni prostřednictvím potravy a vody, takže expozice je do značné míry závislá na jejich stravě (Schulwitz et al. 2015). Na druhou stranu akumulace Hg v peří se může uplatnit pouze v případě, že ptáci nemají široký migrační areál (Ackerman & Eagles-Smith 2009), jako je tomu u většiny zde studovaných druhů ptáků, z čehož vyplývá, že Hg cirkuluje v rámci hranic parku.

Pochopení dynamiky Hg u ptáků z přírodních parků je základním nástrojem pro posouzení rizika náchylnosti ekosystému k tomuto kovu. Výsledky ukazují, že Hg byli nejvíce vystaveni hmyzožraví ptáci. To je pravděpodobně způsobeno biomagnifikačními procesy, k nimž vede zachycení Hg v organických látkách přítomných v listovém opadu, na stromech a ve vlhkých oblastech, kde ptáci nacházejí hmyz (Rimmer et al., 2005). Koncentrace T-Hg zjištěné u hmyzožravých druhů byly následovány koncentrace zjištěnými u nektarožravých ptáků. To je velmi znepokojivé, protože to může naznačovat, že atmosférický Hg se usazuje v podobě malých mikrokapek prostřednictvím deště na nektaru (Aoki et al., 2012).

Bylo naznačeno, že k nepříznivým účinkům na reprodukci ptáků může dojít, když koncentrace T-Hg v peří dosáhnou 5,0 $\mu\text{g/g}$ (Burger & Gochfeld, 2000), což je koncentrace, která zde nebyla zaznamenána. Kromě toho koncentrace T-Hg v peří mezi 5 a 40 $\mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti nejen podporují negativní vliv na výsledky reprodukce, ale také vyvolávají změny v populační dynamice některých druhů, ačkoli tyto hodnoty nelze použít jako limity nebo prahové hodnoty (Burger & Gochfeld 1997; Evers et al. 2008).

Koncentrace rtuti v peří guana cauckého (*Penelope perspicax*) žijícího v chráněné oblasti Otun Quimbaya Fauna and Flora Sanctuary, v prostředí bez těžby zlata, byla přibližně 0,5 $\mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti. Tuto hodnotu lze interpretovat jako přiměřený odhadovaný limit pro Hg u ptáků z lokalit s nízkým znečištěním Hg. Tato koncentrace se však nápadně podobá průměrné hodnotě registrované u plodožravých ptáků ve studovaném přírodním parku, o němž je známo, že je do jisté míry ovlivňován nedalekou těžební činností zlata (0,57 \pm 0,09 $\mu\text{g/g}$ fw). Je proto nepravděpodobné, že by těžba zlata byla jediným zdrojem Hg v národních přírodních parcích v Kolumbii.

Celková korelační analýza provedená pro koncentrace T-Hg v peří ptáků a morfometrické proměnné neprokázala statistické vztahy. Seskupení ptáků podle gild (zdrojů jež využívají) však ukázalo jiný pohled. Zvláště důležitá byla negativní korelace pozorovaná mezi T-Hg a délkou tarsu ($\rho = -0,412$, $P < 0,01$) u nektarožravých ptáků. Tento vztah byl zaznamenán také u buřňáka ledního (*Fulmarus glacialis*), ale pro Hg ve svalovině (SPFO, 2007), a u tohoto mořského druhu tak může naznačovat, že obsah Hg s věkem klesá, protože délka tarsu je u těchto ptáků obvykle považována za marker věku (Riget et al., 2000). U kolibříků však tato inverzní korelace nebyla pozorována a měla by být dále zkoumána.

Kromě ptáků byly v národním přírodním parku Las Orquideas odchyceny také myši a jejich játra byla analyzována na přítomnost T-Hg. Drobní hlodavci z Frontino měli v průměru o 27 % vyšší koncentraci Hg než hlodavci z Abriaqui, což pravděpodobně odráží

větší počet těžebních operací v první lokalitě. Celková průměrná koncentrace T-Hg byla $0,12 \pm 0,01 \mu\text{g/g}$ tělesné hmotnosti, což je hodnota o něco vyšší než rozsah uváděný pro jaterní Hg u křečků dlouhoocasých (*Peromyscus maniculatus*) z národního parku Isle Royale (Michigan, USA) ($0,04\text{--}0,10 \mu\text{g/g}$) (Vucetich et al., 2001). Kromě toho celkové koncentrace Hg u normíka rudého (*Myodes glareolus*) a myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*), dvou druhů myši odebraných v blízkosti továrny na výrobu chlóru a alkalických hydroxidů, vykazovaly koncentrace T-Hg $0,15 \mu\text{g/g}$ a $0,23 \mu\text{g/g}$ v uvedeném pořadí (Bull et al., 1977). Nakonec se tyto hodnoty pohybovaly v rozmezí hodnot zaznamenaných v játrech jedinců myši domácí (*Mus musculus*) získaných v oblastech těžby uhlí v Kolumbii (od $0,12 \pm 0,03$ do $0,33 \pm 0,06 \mu\text{g/g}$ čerstvé hmotnosti) (Guerrero-Castilla et al., 2014).

3.4 Koncentrace rtuti v těle savců napadených helminty

Toxické prvky jsou v životním prostředí velmi rozšířené a mohou mít negativní účinky na biotu. Ve studiích vlivu na životní prostředí poskytují některé volně žijící organismy cenné informace o chemickém stavu prostředí prostřednictvím svých bioakumulačních schopností. Využití drobných savců k hodnocení těchto účinků je zatím omezené, přestože se prokázala jejich relevance pro předpovídání environmentálních rizik (Hamers et al., 2006; Sánchez-Chardi et al., 2007; Al Sayegh Petkovšek et al., 2014). Na druhé straně několik studií prokázalo, že někteří helminti jsou schopni akumulovat mnohem více stopových prvků než jejich příslušní definitivní hostitelé. Proto jsou parazité užitečnými monitory zdraví životního prostředí, protože odhalují dostupnost kontaminantů, i když se očekává, že jejich koncentrace v životním prostředí budou nízké, a zároveň tolerují vysoké zatížení kontaminanty.

Většina modelů helmint/hostitel testovaných pro tento účel (zahrnujících několik obratlovců) byla provedena ve sladkovodních biotopech (Sures et al., 2017). Naopak v suchozemských systémech tuto schopnost testovalo pouze několik studií, většinou zahrnujících tasemnice a/nebo vrtejše drobných savců (Sures et al., 2003; Torres et al., 2006).

Co se týče suchozemských motolic, doposud byly vyhodnoceny pouze dva modely zahrnující větší savce, a to s použitím skotu (prasat a skotu) a buvolů infikovaných motolicí *Fasciola* (Sures et al., 1998; Lotfy et al., 2013). Tento nedostatek informací motivuje potřebu dalších studií parazitologických modelů zahrnujících motolice, které mohou odrážet rozdíly v kontaminaci těžkými kovy v suchozemských ekosystémech v malém měřítku.

Krtci rodu *Talpa* jsou striktně podzemní savci, kteří jsou široce rozšířeni v západní palearktické oblasti od Pyrenejského poloostrova po Sibiř. Rod *Talpa* zahrnuje devět druhů,

kteře se vyznačují nepravidelným rozšířením. Krtek slepý (*T. caeca*) a krtek obecný (*T. europaea*) mají v Evropě široké rozšíření, zatímco krtek iberský (*T. occidentalis*) je omezen na Pyrenejský poloostrov, krtek římský (*T. romana*) na Itálii a krtek balkánský (*T. stankovici*) na Balkán (Nicolas et al., 2017). Krtek iberský (*T. occidentalis*), je fosoriální (žijící pod zemím ale navštívující i povtch) drobný savec, který se živí bezobratlými živočichy (hlavně žížalami a larvami hmyzu) a který je podle IUCN (International Union for Conservatin of Nature) zařazen do kategorie málo dotčených druhů a obývá pouze Portugalsko a Španělsko.

Ribas & Casanova (2006) dospěli k závěru, že pouze tři motolice (*Combesia macrobursata*, *Ityogonimus lorum* a *I. ocreatus*) jsou výhradními parazity krtků rodu *Talpa*. Rod *Ityogonimus* zahrnuje pouze tři druhy: *I. lorum*, *I. ocreatus* a *I. scalopi*. Druhy rodu *Ityogonimus* jsou motolice čeledi Brachylaimidae patřící do podčeledi Ityogoniminae, která zahrnuje parazity ptáků a savců a jako meziphostitele využívá suchozemské měkkýše. *Ityogonimus scalopi* parazituje na nearktických krtcích rodu *Scalopus*. *Ityogonimus loruma* a *I. ocreatus* často infikují jedince krtka iberského (*T. occidentalis*), krtka obecného (*T. europaea*) a krtka římského (*T. romana*) v Palearktu, ale u krtka iberského (*T. occidentalis*) byly poprvé prokázány smíšené infekce (Adalid et al., 2018).

Studie Adalid et al. (2019) poprvé hodnotila model zahrnující drobné savce a jejich dospělé suchozemské motolice (*T. occidentalis/Ityogonimus digeneans*) s cílem určit jeho potenciální užitečnost jako nástroje biomonitoringu rtuti (Hg), olova (Pb) a kadmia (Cd) v přírodních terénních podmínkách.

Mnoho parazitů žijících ve vodních ekosystémech jsou užitečnými indikátory stavu životního prostředí. Na druhou stranu je méně informací o využití parazitických helmintů obratlovců žijících v suchozemských ekosystémech jako nástrojů monitorování znečištění životního prostředí toxickými prvky. Studie hodnotila vhodnost modelu *Talpa occidentalis/Ityogonimus* spp. jako bioindikačního systému pro kontaminaci rtutí (Hg), olovem (Pb) a kadmíem (Cd) v zemědělských půdách v Asturii (Španělsko).

Vzorky ledvin a jater odebrané od jedinců *T. occidentalis* (n = 36) a vzorky *Ityogonimus* spp. odebraných od 14 infikovaných hostitelů byly analyzovány pomocí ICP-MS.

Nejvyšší průměrné koncentrace Hg a Pb byly zjištěny u jedinců rodu *Ityogonimus* (20,9 a 12,4 µg g⁻¹ čerstvé hmotnosti). S ohledem na koncentrace v ledvinách a játrech u *T. occidentalis* byly bioakumulační faktory *Ityogonimus* pro Hg 83,7 a 58,6, zatímco pro Pb 38,2 a 82,9. V případě Cd nebyla u *Ityogonimus* zjištěna žádná bioakumulace.

Je zapotřebí dalších studií zahrnujících motolice drobných savců, zejména při biomonitoringu znečištění životního prostředí toxickými prvky v suchozemských ekosystémech. Výsledky Adalid et al. (2019) podporují výše uvedený model jako vhodný biomonitoringový systém pro hodnocení kontaminace životního prostředí Hg a Pb v terestrických neurbanizovaných biotopech. Podobné modely využívající jiné druhy (*Talpa* spp./*Ityogonimus* spp.) by mohly být použity v mnohem širším geografickém rozsahu.

Několik studií zaměřených na zkoumání kvality suchozemského životního prostředí bylo provedeno převážně na očekávaně znečištěných oblastech nebo po ekologických haváriích (Sánchez-Chardi et al., 2007; Torres et al., 2006). Málo pozornosti však bylo věnováno oblastem s vysokým ekologickým nebo hospodářským významem, které mohou být rovněž vystaveny několika typům chronicky nízké přímé nebo nepřímé antropogenní chemické zátěže, což je činí méně vhodnými pro volně žijící živočichy nebo lidskou činnost (Torres et al., 2011; Sures et al., 2003). V této souvislosti se zdá, že obor environmentální parazitologie zaměřený na parazity jako indikátory kontaminace životního prostředí je užitečný pro monitorování jak zdravotního stavu životního prostředí, tak antropogenních dopadů (Sures et al., 2017).

Akumulace rtuti v suchozemských potravních sítích je často opomíjena a ve srovnání se suchozemskými ekosystémy převažují studie o vodním a mořském prostředí. V tomto ohledu neexistuje mnoho prací, které by kvantifikovaly koncentrace Hg u malých nebo středně velkých suchozemských savců. Mezi převládající cesty příjmu Hg u suchozemských savců patří inhalace, ale nejdůležitější cestou je obvykle pozření, které je silně ovlivněno preferencemi a výběrem potravy. Krtci se živí bezobratlými živočichy, zejména žížalami, které tvoří velmi významnou část celkové biomasy půdní fauny a hrají důležitou roli v příjmu těžkých kovů krtky díky prokázané schopnosti účinně akumulovat tyto prvky z půdy. Žížaly ve skutečnosti představují nejdůležitější článek v trofických cestách kontaminantů z půdy k predátorům, což představuje vážné riziko sekundární otravy obratlovcích predátorů v důsledku biomagnifikace (Jelaska et al., 2014). Ačkoli byla větší pozornost věnována bioakumulaci několika jiných prvků žížalami než rtuti, je známo, že i tento prvek žížaly akumulují. Také příjem Hg je ovlivněn přítomností organické hmoty a různými půdními podmínkami (Le Roux et al., 2016).

Existuje několik možných původců toxických prvků biologicky dostupných pro drobné savce. Sloučeniny obsahující rtuť byly široce používány jako fungicidy pro osivo a často se používaly ve spojení s jinými organickými insekticidy; v důsledku toho byli nebezpečným koncentracím Hg vystaveni zejména drobní nebo středně velcí savci živící se osivem.

Autoři Bull et al. (1977) zkoumali norníka rudého (*Myodes glareolus*) z Anglie a zaznamenali koncentrace rtuti v 80 ledvinách a 60 játrech ($\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti) v kontrolní oblasti, zatímco v blízkosti znečištěné oblasti dosahovaly hodnoty 350 v ledvinách a 150 v játrech $\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti. Eira et al. (2011) analyzovali model králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*)/*Mosgovoyia ctenoides* v Portugalsku a uvedli koncentrace 80 a 40 $\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti v ledvinách a játrech těchto zajícovců a koncentraci 40 $\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti v jejich tasemnicích. Tito autoři dospěli k závěru, že relativně vysoká koncentrace rtuti v ledvinách králíků z Dunas de Mira (Portugalsko) mohla souviset s fokálním a dlouhodobým používáním organortuťových fungicidů ve velkém závodě na produkci květin v této oblasti. Ve studii Alid et al. (2019) výsledky naznačují, že kontaminace Hg ve vzorkované oblasti (půda, sediment, voda) nebo zejména v krtčí potravě může být poměrně vysoká, protože vnitřní tkáň *T. occidentalis* vykazovaly průměrné koncentrace 231 v ledvinách a 405 v játrech ($\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti). Na druhou stranu vysoké bioakumulační faktory vyvolané koncentracemi zjištěnými v analyzovaných motolicích rodu *Ityogonimus* potvrzují roli modelových druhů *T. occidentalis*/*Ityogonimus* jako velmi slibného bioindikačního systému pro kontaminaci rtutí.

Průměrné koncentrace olova v ledvinách a játrech krtka iberského (*T. occidentalis*) jak u neinfikovaných jedinců, tak u jedinců infikovaných motolicí *Ityogonimus* se pohybovaly kolem 325 a 150 $\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti. Koncentrace Pb byla mnohem vyšší u jedinců nakažených motolicí *Ityogonimus* (12 373,6 $\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti), což znamená vysoké faktory bioakumulace Pb (38,2 a 82,9 vzhledem k ledvinám a játrům jejich hostitele). Uváděné hodnoty olova jsou relativně vysoké vzhledem k hodnotám získaným (60 a 160 $\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti v ledvinách a játrech) u králíka divokého (*Oryctolagus cuniculus*) v Portugalsku. Ačkoli příjem tohoto toxického prvku může opět souviset s různými druhy potravy, kterou krtci (převážně žížaly) a divocí králíci (různé druhy vegetace) přijímají, Eira et al. (2011) upozornili, že jejich studovaná oblast byla využívána pro lov zvěře a případná střelná zranění před úhynem králíků by mohla vysvětlit vysoké koncentrace Pb u analyzovaných divokých králíků. Hypotéza, že lovecká munice je jedním ze zdrojů kontaminace volně žijících zvířat Pb, byla vyslovena u několika savců především z důvodu pozření olovených kuliček. To by také mohlo být jedním z důvodů zvýšené koncentrace Pb u *T. occidentalis* ve studii Adalid et al. (2019). Většina příjmu kovu krtky by však měla být způsobena pozřením žížal žijících v půdě kontaminované Pb, protože bioakumulace Pb žížalami je dobře zdokumentována (Li et al., 2010).

Ve studii provedené autory Sures et al. (2017) ve dvou znečištěných oblastech v sousedství města Káhira (Egypt) byl zkoumán model potkan obecný (*Rattus norvegicus*/tasemnice krysí (*Hymenolepis diminuta*), aby se ověřila vhodnost tohoto systému jako indikátoru znečištění Pb v polních podmínkách. Koncentrace olova byly vždy nižší než $\mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti v játrech a přibližně $200 \mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti v ledvinách. Navzdory jistě odlišné stravě hlodavců ve velkých městských oblastech a krtků v zemědělských oblastech jsou koncentrace Pb ve tkáních *T. occidentalis* v zemědělské oblasti s velmi nízkým tlakem lidské populace vyšší než koncentrace olova zjištěné u všežravého drobného savce obývajícího velmi velké město. Podobně Torres et al. (2006) hodnotili model myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)/*Skrjabinotaenia lobata* na skládce poblíž Barcelony (Španělsko), kde myšice křovinná (*A. sylvaticus*) vykazovala v ledvinách a játrech koncentrace olova $144,8 \mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti a $23,1 \mu\text{g g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti v uvedeném pořadí, což byly mnohem nižší hodnoty, než jaké uvádí studie. Ukázalo se, že tyto modely zahrnující tasemnice malých rozměrů, jako je *H. diminuta* nebo *S. lobata*, v očekávaně znečištěných lokalitách jsou slibnými nástroji pro biomonitoring kontaminace olovem. Model navržený ve studii Adalid et al. (2019) je však pravděpodobně mnohem lepším nástrojem biomonitoringu Pb pro malé savce/helmintry pro hodnocení nízké kontaminace v určitých oblastech, protože žádný jiný dosud analyzovaný model nepřinesl vyšší faktory bioakumulace olova.

Obecně jsou koncentrace kadmia (Cd) uvedené ve studii Adalid et al. (2019) mnohem vyšší než koncentrace v ledvinách a játrech, které uvádí Eira et al. (2011) u *O. cuniculus* z Portugalska. Vzhledem k tomu, že králíci a krtci se živí velmi odlišnou kořistí, což může být příčinou rozdílných úrovní koncentrací u jednotlivých hostitelských druhů, je zatím obtížné usuzovat na původ této zjevně vyšší kontaminace v oblasti studie. Nicméně při zohlednění přítomnosti malých zemědělských polí by úroveň kontaminace zjištěné ve studii mohly být důsledkem aplikace fosfátových hnojiv, která obvykle představují přímý vstup Cd do orné půdy (Sager, 1997; Pan et al., 2010).

Autory Adalid et al. (2019) nebyly zjištěny žádné významné rozdíly mezi mediány koncentrací Cd v ledvinách a játrech u *T. occidentalis* infikovaných motolicí *Ityogonimus* ve srovnání s příslušnými mediány u neinfikovaných jedinců. Navzdory relativně vysokým koncentracím kadmia v tkáních *T. occidentalis* byl medián koncentrace zjištěný u motolic *Ityogonimus* stále významně vyšší než medián koncentrace Cd v játrech jejich hostitele (infikovaných krtků). Je však zřejmé, že *Ityogonimus* sp. neakumulují Cd do takových hodnot, jaké vykazují jiné modely zahrnující malé savce a jejich tasemnice. Na základě výsledků

Adalid et al. (2019) tedy není možné potvrdit model *T. occidentalis/Ityogonimus* jako slibný bioindikátor kontaminace životního prostředí Cd.

Krtci rodu *Talpa* jsou široce rozšířeni v celé západní palearktické oblasti. Jak již bylo zmíněno, Ribas a Casanova (2006) dospěli k závěru, že pouze tři motolice (*C. macrobursata*, *I. lorum* a *I. ocreatus*) jsou exkluzivními parazity krtků rodu *Talpa*. *Ityogonimus lorum* a *I. ocreatus* často infikují krtky iberské (*T. occidentalis*), krtky obecné (*T. europaea*) a krtky římské (*T. romana*) v Palearktu. Model navržený ve studii, který zahrnuje motolice a krtky iberské (*T. occidentalis*), by tedy mohl být reprodukován v celé Evropě s použitím jiných modelů *Talpa* spp./*Ityogonimus* spp. Přesto jsou informace o mechanismech zodpovědných za příjem stopových prvků helminty nedostatečné a v budoucnu by se při biomonitoringu kontaminace prostředí v suchozemských ekosystémech měla věnovat větší pozornost dalším dvojrodým parazitům drobných savců.

3.5 Vliv pohlaví a napadení helminty na koncentraci rtuti v těle

Dvěma důležitými faktory, které ovlivňují fitness u celé řady volně žijících taxonů, jsou paraziti a kontaminanty (Marcogliese & Pietrock, 2011). Například u ptáků je vyšší výskyt parazitů spojen se sníženou reprodukční schopností (Hudson & Dobson, 1991). Rovněž u ptáků může vysoká koncentrace kontaminantů způsobit neurologické a tělesné změny (Ackerman et al., 2012; Scheuhammer et al., 2008). U mnoha taxonů se paraziti a kontaminanty mohou lišit mezi pohlavími, což vede ke vzniku vzorců pohlavních odchylek v rámci jedné populace. Například Poulin (1996) ve svém rozboru parazitismu samců a samic zjistil u ptáků, ryb a savců konzistentní samčí sklon k infekci parazity. Zajímavé je, že rozdíly mezi pohlavími v parazitismu nejsou konzistentní napříč volně žijícími živočichy nebo druhy parazitů. Zatímco některé druhy parazitů mohou vykazovat vyšší prevalenci nebo intenzitu u samčích hostitelů, jiné jsou častější u samic stejného druhu hostitele. U veverek Richardsonových (*Urocitellus richardsonii*) byla u dospělých samců zjištěna vyšší míra napadení hlísticemi, zatímco u samic byla v rámci stejné populace vyšší prevalence blech (Waterman et al., 2013). Podobně byly některé těžké kovy u racka vnitrozemského (*Larus pipixcan*) zjištěny ve vyšších koncentracích u samců (rtuť a chrom), zatímco jiné vykazovaly vyšší koncentrace u samic (kadmium, olovo, selen a mangan; Burger and Gochfeld, 1996). V důsledku toho se objevil zájem o příčiny a důsledky rozdílů mezi parazity a kontaminanty specifickými pro pohlaví, protože obojí může negativně ovlivňovat zdraví a reprodukci volně žijících živočichů buď přídavkově nebo součinně (Marcogliese & Pietrock, 2011).

Heterogenní povaha distribuce parazitů a kontaminantů u volně žijících druhů vedla k mnoha hypotézám o tom, proč může docházet k takovým rozdílům mezi pohlavími, včetně rozdílů v expozici. V případě troficky přenášených parazitů a kontaminantů by mohla strava lišící se mezi pohlavími vést k rozdílné zátěži. Konkrétně se samci a samice mohou živit různými druhy kořisti, které mají nestejný infekční status a/nebo koncentrace Hg (Burger et al., 2004; Robinson et al., 2009). Vyšší koncentrace Hg byly zjištěny u samic ještěrky anolis šedý (*Anolis sagrei*) ve srovnání se samci stejného věku a velikosti, kteří se vyskytovali v sympatrickém prostředí (Burger et al., 2004). Tyto rozdíly byly přičítány preferencím mikrohabitátů mezi pohlavími, což v konečném důsledku vedlo k tomu, že samci a samice konzumovali odlišnou kořist.

Rozdíly mohou být také způsobeny odlišnostmi v obranných reakcích na zatížení parazity a/nebo kontaminanty. Rozdíly ve fyziologii mohou vést ke změně zadržování kontaminantů a/nebo ke změně obrany hostitele proti parazitům. Například pohlaví s většími játry může mít zvýšenou kapacitu pro demetylaci Hg, což je proces, při kterém se toxická methyl-rtuť přeměňuje na méně škodlivou anorganickou Hg (Wiener et al., 2003). Pohlavní dimorfismus ve velikosti těla, a tím i v energetice, může také vést k rozdílům ve vystavení se a reakci na kontaminanty a parazity. Větší pohlaví může konzumovat více potravy (Key & Ross, 1999), což vede k vyššímu příjmu a expozici kontaminantům i parazitů. Kromě toho se příčiny rozdílů v působení parazitů a kontaminantů také pravděpodobně liší od parazita k parazitovi, od kontaminantu ke kontaminantu a mezi sebou navzájem kvůli rozdílům v interakcích hostitele s prostředím a vnitřní dynamikou.

K prozkoumání vnějších faktorů, které mohou přispívat k zákonitostem výskytu parazitů a Hg v závislosti na pohlaví, autoři Provencher et al. (2016) použili modelový druh, kajka mořská atlantská (*Somateria mollissima borealis*; dále jen kajka mořská). Kajka mořská je velká mořská kachna, která se hojně vyskytuje v mírném pásmu a arktických oblastech severní polokoule. Ve východní části Severní Ameriky a jihozápadním Grónsku jsou kajky mořské také součástí rozšířeného lovu pro vlastní potřebu, což umožňuje snadný přístup k velkým vzorkům ptáků. Z těchto sběrem odebraných vzorků lze studovat variabilitu stravy prostřednictvím analýzy obsahu žaludku (který ukazuje na nedávné krmení benthickou kořistí s tvrdou strukturou těla) a analýzy stabilních izotopů prsní svaloviny kajky mořské (které ukazují na trofickou úroveň), což umožňuje studovat stravu spolu se sběrem parazitologických vzorků a vzorků kontaminantů. Předchozí práce také ukázaly, že kajky mořské jsou nositeli různých úrovní jak gastrointestinálních parazitů, tak kontaminace Hg (Mallory et al., 2004), což z nich činí vynikající modelový druh pro tuto analýzu.

Autory Provencher et al. (2016) byla zkoumána byla Hg u kajky mořské a zároveň tasemnice (*Lateriporus* sp.) a vrtejší (*Polymorphus* sp.), což jsou běžní helminti gastrointestinálního traktu kajek mořských, kteří se přenášejí prostřednictvím potravy (Borgsteede et al., 2005; Camphuysen et al., 2002). Cílem autorů Provencher et al. (2016) bylo zjistit rozdíly mezi pohlavími buď v kontaminaci, nebo v parazitismu, případně v obojím, a následně posoudit možné cesty vedoucí k těmto rozdílům mezi pohlavími pomocí určité formy analýzy cest ("path analysis"). Autory Provencher et al. (2016) byly stanoveny čtyři vedlejší cíle. Za prvé se testovalo, zda se jeden nebo oba zkoumaní parazité budou lišit v závislosti na přítomnosti korýšů, ale nikoli mlžů v potravě ptáků (korýši jsou pro parazity mezipřímými hostiteli). Druhým cílem bylo ověřit, zda tělesná kondice pozitivně souvisí s oběma parazity a Hg u obou pohlaví (přičemž je třeba poznamenat, že samci jsou u tohoto druhu větší než samice). Za třetí bylo také zjišťováno, jak se relativní hmotnost jater mění v závislosti na Hg. Nakonec autoři Provencher et al. (2016) ověřovali, zda se Hg pozitivně liší s trofickou úrovní.

U mnoha zvířecích druhů se samci a samice liší úrovní kontaminace a/nebo parazitárních infekcí. Většina kontaminantů a gastrointestinálních parazitů se získává pozřením potravy, a proto by příčiny rozdílů v rozšíření těchto faktorů mezi pohlavími mohly probíhat podobnými cestami. Jako ptačí model byla zkoumána kajka mořská (*Somateria molissima borealis*) a ke zjištění příčin rozdílů mezi pohlavím v obsahu rtuti (Hg) a gastrointestinálních helmintů byla použita analýza cest („path analysis“) řízené separace. Autory Provencher et al. (2016) byli zkoumáni dva troficky přenášení helminti: tasemnice (*Lateriporus* sp.) a vrtejší (*Polymorphus* sp.). Dále bylo zjištěno, že počet tasemnic rodu *Lateriporus* sp. se pozitivně měnil v závislosti na stabilních izotopech (ve svalovině prsou kajky mořské) a negativně v závislosti na přítomnosti korýšů v krátkodobé potravě. Rovněž bylo autory Provencher et al. (2016) zjištěno, že *Polymorphus* sp. se pozitivně měnil v závislosti na stabilní izotopové signatuře tkáně kajky mořské. *Polymorphus* sp. se však negativně měnil s pohlavím nepřímo prostřednictvím kondice a hmotnosti jater. Podobně se i koncentrace Hg negativně měnily v závislosti na pohlaví nepřímo prostřednictvím stavu a hmotnosti jater, přičemž intenzita *Polymorphus* sp. i koncentrace Hg byly významně vyšší u samců. Bylo zjištěno, že shoda modelu se zvýšila, když byl zahrnut negativní vztah mezi oběma druhy helmintů, což naznačuje dosud neznámý příčinný mechanismus spojující tyto parazity. Výsledky studie autorů Provencher et al. (2016) naznačují, že ačkoli se Hg i gastrointestinální paraziti troficky přenášejí prostřednictvím kořisti kajky mořské, faktory,

kteře přispívají k bioakumulaci těchto dvou zátěží, se liší ve zdroji, což je pravděpodobně způsobeno několika různými faktory a mohou se potenciálně vzájemně ovlivňovat.

U řady taxonů byly autory Provencher et al. (2016) pozorovány rozdíly mezi pohlavím v úrovni parazitární infekce a kontaminantů, což vedlo k řadě hypotéz vysvětlujících, proč může být jedno pohlaví více zatíženo než druhé. Autoři Provencher et al. (2016) možných příčin rozdílů mezi pohlavími u dvou běžných parazitů kajky mořské (tasemnice *Lateriporus* sp. a vrtejší *Polymorphus* sp.) a koncentrací Hg byla použita analýza „path analysis“. Jak paraziti, tak Hg se u mořských ptáků přenášejí troficky prostřednictvím potravy, což umožňuje zkoumat tyto tři faktory pomocí jediného modelu. V důsledku toho může pohlavní odchylka u gastrointestinálních helmintů a koncentrací Hg souviset s řadou atributů ekologie živočicha spojených s kondicí, stravou a trofickou úrovní.

Autory Provencher et al. (2016) nebyla zjištěna žádná přímá ani nepřímá příčinná souvislost mezi pohlavím a tasemnicí *Lateriporus* sp. Z toho vyplývá, že samci a samice mají podobné infekce *Lateriporus* sp. Intenzita infekce *Lateriporus* sp. se však významně lišila v závislosti na krátkodobé i dlouhodobé stravě, což naznačuje, že strava je důležitým faktorem ovlivňujícím intenzitu infekce. Přesněji řečeno, intenzita *Lateriporus* sp. se negativně lišila s přítomností korýšů, čímž se ukazuje, že mořští ptáci, kteří se krátkodobě více živili korýši, měli paradoxně nižší úroveň napadení tasemnicemi (Schiller, 1954). Toto zjištění bylo v rozporu s předpokladem, že korýši v potravě se budou pozitivně měnit s výskytem *Lateriporus* sp., protože korýši jsou známými mezihostiteli tohoto parazita. Tento neočekávaný výsledek může pocházet z nedostatečné schopnosti identifikovat obsah žaludku mimo rámec rodu. Podařilo se zjistit, že korýši jsou přítomni, ale vzhledem k rychlému trávení i velmi tvrdé kořisti v žaludku kajek mořských nebylo možné získat přesnou identifikaci do rodu. Proto nelze s konečnou platností určit, zda se jednalo o potravu druhů, o nichž je známo, že přenášejí *Lateriporus* sp. jako mezihostitele. Alternativně může tento negativní vztah mezi korýši v recentní potravě a nižším výskytem tasemnic *Lateriporus* sp. v hostiteli souviset s rozdílným stavem infekce potravy mezihostitelů mezi potravními oblastmi. Například kajky mořské mohly pozřít silně infikované korýše na svých zimovištích, jak naznačují vyšší hodnoty $\delta^{15}\text{N}$ (poměr dvou stabilních izotopů). Během své migrace do kanadské Arktidy (kde byli sbírány vzorky) mohou kajky mořské konzumovat korýše s nižším zatížením parazity, přičemž stále nesou vysokou zátěž parazity získanou během zimy. To by vedlo k inverznímu vztahu, který byl zjištěn. K ověření této hypotézy je zapotřebí další práce na mezihostitelích v různých regionech.

U vrtejšů *Polymorphus* sp. nebyl zjištěn přímý kauzální vztah s pohlavím, ale byl zjištěn nepřímý vliv pohlaví na intenzitu výskytu *Polymorphus* sp. prostřednictvím kondice a hmotnosti jater. Samci, kteří měli vyšší kondiční index, měli obecně větší hmotnost jater a nižší množství *Polymorphus* sp. Pro toto zjištění existuje několik možných vysvětlení. Za prvé, větší samci se mohou živit potravou, která má nižší úroveň infekce *Polymorphus* sp. (tj. větší samci jsou méně vystaveni infekci). Rozdílný stav infekce ve velikostních třídách kořisti, na kterou se zaměřují menší a větší mořští ptáci, by mohl vést k tomuto rozdílu v infekci. Alternativně mohou mít větší hostitelé s většími játry nižší koncentrace toxinů v důsledku filtrační funkce jater (tj. nižší koncentrace Hg byly spojeny s větší hmotností jater). Jelikož toxiny negativně ovlivňují imunitu (Sollome & Fry, 2015), hostitelé s většími játry, a tedy i menším množstvím toxinů, si mohou udržovat lepší imunitu proti parazitům, což vede k nižší úrovni infekce. Ačkoli nebyl zjištěn žádný přímý vztah mezi potravou a vrtejši, nepřímý negativní vztah mezi mlži v potravě ptáků a vrtejši naznačuje, že velcí samci hostitelů si mohou vybírat kořist, která vede k nižší úrovni infekce.

Kromě toho model naznačuje, že ptáci živící se na vyšších trofických úrovních mají vyšší počty jak vrtejšů, tak tasemnic. Je zajímavé, že celková velikost nepřímého účinku pohlaví na *Polymorphus* sp. (-0,13) byla menší než velikost přímého účinku $\delta^{15}\text{N}$ (stabilní poměr izotopů dusíku) na *Polymorphus* sp. (0,54). To naznačuje, že infekce *Polymorphus* sp. mohou být mezi pohlavími částečně vyrovnané, pokud se jejich trofická úroveň, na které se živí, liší podle pohlaví. Například větší ptáci živící se na nižší trofické úrovni mají nižší úroveň infekce *Polymorphus* sp. než jiní ptáci podobné velikosti živící se na vyšší trofické úrovni. To ilustruje, že tyto vzorce parazitismu může ovlivňovat více faktorů ekologie volně žijících živočichů.

Původně do této analýzy nebyla zahrnuta cesta mezi oběma posuzovanými druhy parazitů, protože nebyly k dispozici žádné apriorní poznatky, které by vedly k hypotéze, že jeden z nich přímo ovlivňuje druhý. V průběhu iteračního procesu analýzy však bylo zjištěno, že se zařazením této cesty se zvýšila globální shoda modelu. Vzhledem k absenci konkrétní hypotézy o kauzálním vztahu mezi oběma parazity byly dány koeficienty cesty v obou směrech. Záporná korelace mezi oběma parazity naznačuje, že s nárůstem početnosti jednoho parazita klesá početnost druhého. Tento vztah může být způsoben přímým vztahem mezi oběma parazity nebo nepřímo jiným, dosud neznámým příčinným mechanismem. Pokud jde o přímou interakci, může mezi těmito dvěma gastrointestinálními helminty docházet k přímé konkurenci. Jeden druh může způsobit, že lokální prostředí v gastrointestinálním traktu je pro

jiný druh méně vhodné. Je třeba dále zkoumat vzájemné prostorové vztahy těchto parazitů ve střevech mořských ptáků, aby bylo možné lépe pochopit jejich vzájemné působení.

V souladu s předpoklady se koncentrace Hg u kajky mořské lišila jak přímo, tak nepřímo v závislosti na pohlaví. „Path analysis“ model naznačuje, že ačkoli samci mohou mít vyšší koncentrace Hg, ti, kteří jsou v lepší kondici a mají větší játra, mají ve skutečnosti nižší koncentrace Hg než jejich menší protějšky. To ukazuje, že jak kondice, tak hmotnost jater (možná prostřednictvím zvýšené schopnosti demetylace) potenciálně hrají roli v koncentracích Hg u kajky mořské, stejně jako to bylo prokázáno u jiných druhů (Eagles-Smith et al., 2009; Kim et al., 1996).

Autory Provencher et al. (2016) zjištěno, že přímý vztah (0,64) mezi pohlavím a Hg je větší než celkový nepřímý účinek (-0,05), což signalizuje, že některá další proměnná nebo proměnné, které nebyly vzaty v úvahu a které souvisejí s pohlavím, jsou většími činiteli ovlivňujícími Hg než samotná kondice a hmotnost jater. Kromě velikosti a složení potravy existuje řada faktorů, které mohou vést k tomu, že samci kajky mořské mají vyšší koncentrace Hg. Některé důvody mohou nepřímo souviset se stravou, kterou nebylo možné kvantifikovat. Například samci mohou jíst stejnou potravu, ale sní jí více, čímž se zvyšuje jejich expozice Hg. Případně se samci mohou v průběhu zimy a jarních měsíců živit v jiné oblasti než samice (Mosbech et al., 2006), což může vést k rozdílné zátěži. Dalším možným faktorem ovlivňujícím pohlavní odchylku mezi kontaminanty u ptáků je přenesení Hg ze samic na vejce (Donaldson & Braune, 1999). Kachny ve výzkumu však byly vzorkovány v květnu, tedy ještě před tvorbou vajec samicemi. K sezónnímu přenosu Hg do vajec samicemi tedy ještě nedošlo a nelze jí vysvětlit zjištěné rozdíly v koncentracích Hg. Nicméně přenášení Hg do vajec v průběhu života samic může přispívat k nižšímu zatížení těla Hg ve srovnání se samci. Zajímavé je, že u dvou dalších arktických mořských druhů ptáků (burňáka ledního (*Fulmarus glacialis*) a alkouna tlustozobého (*Uria lomvia*)) nebyly zjištěny žádné rozdíly v koncentracích Hg z prsní svaloviny, což naznačuje, že tvorba vajec samicemi nemusí nutně vést k přítomnosti pohlavní odchylky v koncentracích Hg (Braune et al., 2014). Rozdíly ve vzorcích pohlavní odchylky v koncentracích Hg u jednotlivých druhů mořských ptáků nasvědčují tomu, že existují různé mechanismy, které ovlivňují celoživotní zátěž Hg.

Ve vzorcích pohlavních odchylek pozorovaných mezi troficky přenášenými zatíženími mohou hrát roli i další faktory související s pohybem ptáků, jako je segregace specifická pro pohlaví během migrace. Údaje o sledování severských kajek mořských ukazují, že během období po rozmnožování se samci a samice v kanadské Arktidě často stěhují do různých oblastí; samci opouštějí hnízdní kolonie před ukončením inkubace samic v kolonii. Samci se

tak před zahájením pelichání vzdalují od kolonií (Mosbech et al., 2006). K tomu může docházet v místním měřítku, například v důsledku rozdílů ve využívání biotopů v rámci regionu (Schwab et al., 2005), nebo během migrace (Fort et al., 2014; Leat et al., 2013.) Takové rozdíly v migračních vzorcích by mohly vést k rozdílům v zátěži získanými kontaminanty, protože mohou existovat regionální rozdíly v koncentracích kontaminantů u druhů kořisti (Baert et al., 2013). Například dospělci chaluhy velké (*Stercorarius skua*) mají výrazně odlišné koncentrace organochlorových látek v krevní plazmě v závislosti na místě, kde zimují (Bourgeon et al., 2013). Tyto typy rozdílů v migračních vzorcích by mohly vést k pohlavní odchylce v obsahu Hg a gastrointestinálních helmintů, která byla pozorována u samců a samic kajky mořské.

Zajímavé je, že jak *Polymorphus* sp., tak koncentrace Hg vykazovaly podobné nepřímé účinky navzájem; tj. nepřímý negativní účinek prostřednictvím kondice a hmotnosti jater. Zatímco snížení koncentrací Hg při větší hmotnosti jater lze přičíst demetylaci, ke které v orgánu dochází (Kimet al., 1996), vztah mezi hmotností jater a nižším výskytem žaludečních vrtejšů je méně jasný a může souviset s toxiny a imunitou. Tyto vztahy by měly být dále zkoumány, protože je známo, že parazité a kontaminanty se vzájemně ovlivňují složitým způsobem (Marcogliese & Pietrock, 2011).

V mořských ekosystémech obvykle vyšší hodnota $\delta^{15}\text{N}$ (stabilní poměr izotopů dusíku) indikuje vyšší trofickou úroveň, která má obecně pozitivní korelaci s koncentracemi Hg (Atwell et al., 1998). Ačkoli byla zjištěna pozitivní korelace mezi $\delta^{15}\text{N}$ a koncentracemi Hg v prsní svalovině kajek mořských, vztah nebyl zcela významný ($p=0,06$). Jeden z důvodů tohoto zjištění může souviset s nízkou variabilitou hodnot $\delta^{15}\text{N}$ i koncentrací Hg zjištěných u kajky mořské. Pozitivní vztah mezi $\delta^{15}\text{N}$ a koncentracemi Hg se může projevit pouze při porovnávání velkého rozsahu $\delta^{15}\text{N}$ a Hg, jak je tomu při porovnávání více druhů (Akearok et al., 2010; Atwell et al., 1998), oproti porovnávání v rámci jednoho druhu. Ačkoli pozitivní vztah mezi $\delta^{15}\text{N}$ a koncentracemi Hg v prsní svalovině nebyl zcela významný, je důležité poznamenat, že kajky mořské s vyššími hodnotami $\delta^{15}\text{N}$ vykazovaly v modelu vyšší hodnoty jak parazitů, tak Hg. Dohromady to naznačuje, že obvykle ptáci, kteří se živí na vyšších trofických úrovních, mají vyšší zátěž parazity a Hg. Toto zjištění má důsledky pro studie, které se zabývají o zkoumání účinků parazitů a kontaminantů. Pokud jedinci, kteří mají více parazitů, mají také vyšší koncentrace Hg, musí jakákoli studie účinků zohlednit společné vlivy (Morrill et al., 2014). Stejně tak mohou vysoké koncentrace vícečetných zátěží vést ke kumulativním účinkům, které je rovněž třeba zohlednit při posuzování vlivu zátěží na volně žijící živočichy (Marcogliese & Pietrock, 2011).

Je důležité poznamenat, že se výzkum autorů Provencher et al. (2016) omezil na zkoumání potravy jedinců prostřednictvím obsahu žaludku a stabilních izotopů z prsní svaloviny. Zatímco obsah žaludku zřejmě ukazuje na kořist přijímanou v hodinách před sběrem vzorků (Piatt et al., 2007), hodnoty stabilních izotopů pravděpodobně odrážejí složení potravy přibližně 23 dní před sběrem vzorků. Proto pozorované vzorce pravděpodobně vyplývají z potravy kajky mořské krátce před a během období migrace do kanadské Arktidy, ale Hg se hromadí po mnohem delší dobu a pravděpodobně stejně tak i paraziti (Hobson & Clark, 1992). Z toho vyplývá, že vzorce akumulace Hg a parazitů odrážejí vztahy mezi Hg, parazity, potravou a kajkami mořskými během jarního období.

Jedním z ukazatelů, který se nepodařilo autorům Provencher et al. (2016) ve vzorku změřit, je věk ptáků. Věk hostitele může hrát významnou roli v pravděpodobnosti infekce některými parazity (Lopez et al., 2013). Přestože všechny zkoumané kajky mořské zkoumané byly dospělci (nejméně 2 roky staří), konkrétnější informace o věku nebyly k dispozici. Je možné, že starší ptáci (kajky se mohou dožít až 20 let, ale v průměru se dožívají 7,5 roku; Goudie et al., 2000) akumulují více Hg a gastrointestinálních helmintů. Pokud se věková struktura v rámci populace liší mezi samci a samicemi, mohlo by to rovněž přispět k rozdílům v koncentraci Hg a/nebo helmintech.

Ostatní toxické kovy

Byly zaznamenány rozdíly mezi pohlavími v expozici toxickým kovům a přibývá důkazů, že zdravotní dopady některých toxických kovů se také projevují odlišně u mužů a žen, a to v důsledku rozdílů v chemických reakcích, způsobu působení nebo citlivosti. Databáze je však malá a až na několik výjimek nebyly rozdíly mezi pohlavími v expozici a citlivosti ostatních chemických látek a látek znečišťujících životní prostředí bylo hodnocení zdravotních rizik toxických kovů založeno převážně na údajích o profesní expozici mužů, se zřejmou výjimkou reprodukčních a vývojových účinků. Přesto byly výsledky použity, jako by byly reprezentativní pro celou populaci, včetně žen, dětí a starších osob. Ačkoli mnoho epidemiologických studií smíšených skupin obyvatelstva uvádělo údaje zvláště pro muže a zvláště pro ženy, rozdíly mezi pohlavími byly hodnoceny jen zřídka. Kromě toho experimentální toxikologické studie úpiživaly téměř výhradně samce zvířat. Nebyly tak zjištěny možné mechanismy, např. související s určitými hormonálními interakcemi. Z pohledu nejnovějších publikací v oblasti epidemiologie zdraví při práci vyplynulo, že ženy jsou stále méně často studovány než muži a že v mnoha smíšených studiích jsou zřídka zkoumány faktory pohlaví (Niedhammer et al., 2000).

Na základě rozsáhlejší literatury o působení a vedlejších účincích léčebných přípravků (Christian, 2001; Gandhi et al., 2004; Miller, 2001), lze očekávat rozdíly mezi pohlavími v toxickém účinku chemických látek, kterým jsou lidé vystaveni v pracovním a obecném prostředí. Na setkání pod záštitou Společnosti pro výzkum zdraví žen se nedávno dospělo k závěru, že pro pochopení možných interakcí mezi pohlavím a vlivem prostředí na zdraví je nezbytné se více zaměřit na interdisciplinární výzkum založený na hypotézách (Keitt et al., 2004). Výzkum musí zkoumat rozdíly mezi pohlavími od molekulární a buněčné úrovně až po reakce na chování a měl by tyto účinky sledovat napříč generacemi. Tyto informace jsou nezbytné pro vyhodnocení mechanismů působení a náchylných skupin pro stanovení nejúčinnějších opatření ke zmírnění dopadů.

Vyhter et al. (2007) se zaměřili na rozdíly mezi pohlavími v účincích rtuti, niklu, olova, kadmi a arsenu na zdraví. Ukazují nutnost posouzení rozdílů mezi pohlavím v expozici, kinetice a toxicitě chemických látek a znečišťujících látek.

Přibývá důkazů, že zdravotní účinky toxických kovů se u mužů a žen liší nebo se projevují odlišně. Vahler et al. (2007) vyhodnotili rozdíly mezi pohlavími ve zdravotních účincích ruti, niklu, olova, kadmia a arsenu. U žen je výrazně vyšší výskyt alergií vyvolaných niklem a ekzémů rukou než u mužů, což je způsobeno zejména rozdíly v expozici. Retence kadmia je obecně vyšší u žen než u mužů a závažné onemocnění Itai-itai vyvolané kadmiem bylo především onemocněním žen. Rozdíly v citlivosti mezi pohlavími při nižší expozici jsou nejisté, ale nedávné údaje naznačují, že kadmium má estrogenní účinky a ovlivňuje potomky žen. Muži mají obecně vyšší koncentrace olova v krvi než ženy. Olovo se hromadí v kostech a zvýšení endogenní expozice olova byla prokázána v období zvýšeného úbytku kostní tkáně, zejména u žen v těhotenství a menopauze. Olovo a rtuť ve formě rtuťových par a metylrtui se snadno přenášejí z těhotných žen na plod. Nejnovější údaje naznačují, že chlapečci jsou po expozici olovu a methlrtuti v raném věku náchylnější k neurotoxickým následkům, zatímco experimentální údaje naznačují, že ženy jsou náchylnější k imunotoxickým účinkům olova. Byly zaznamenány určité rozdíly mezi pohlavími v biotransformaci arsenu metylací a zdá se, že muži jsou více postiženi kožními účinky souvisejícími s arsenem než ženy. Experimentální studie naznačují velké rozdíly mezi pohlavími u rakoviny vyvolané arsenem. Je zřejmé, že výzkumu rozdílů mezi pohlavími v účincích kovů na zdraví je třeba v budoucnu vědovat podstatně větší pozornost.

Zdravotní důsledky rtuti jsou do značné míry závislé na její chemické formě. Hlavním zdrojem expozice parám rtuti (Hg_0) v běžné populaci je zubní amalgám a byla zaznamenána souvislost mezi počtem amalgámových výplní a koncentrací anorganické rtuti (I-Hg) v krvi

a moči (Vahter et al., 2000; WHO, 1991). I-Hg je v potravinách přítomna v nízkých koncentracích. K profesionální expozici parám rtuti dochází především v chlóralkalickém průmyslu a v průmyslu těžby zlata, na pracovištích, kde je obvykle zaměstnáno více mužů než žen, a ve stomatologii. K rozsáhlé expozici I-Hg může docházet také při používání kosmetických krémů a mýdel na zesvětlení pokožky (McRill et al., 2000; Soo et al., 2003) a rostlinných léčiv (Li et al., 2000). Rozbité teploměry mohou rovněž způsobit rozsáhlou expozici parám rtuti (Shoemaker & Ghaemghami, 2003). Expozice anorganické Hg může způsobit neurotoxické a nefrotoxické (schopné poškodit tkáň ledvin) účinky (WHO, 1991).

K expozici methylrtuti (MeHg), známé neurotoxické látky, dochází téměř výhradně konzumací mořských plodů, zejména dravých ryb a mořských savců, které mohou obsahovat rtuť v množství mg/kg (NRC, 2000). Spotřeba ryb je silně ovlivněna kulturními a socioekonomickými faktory. Ačkoli se zdá, že ženy konzumují o něco méně volně lovených ryb než muži, jak muži, tak ženy, kteří jsou vysokými konzumenty ryb, mají tendenci jíst více volně lovených ryb než ryb kupovaných (Burger, 2000). Stejně jako Hg⁰ i MeHg snadno prochází placentou (NRC, 2000) a koncentrace MeHg v pupečnickové krvi je obecně téměř dvakrát vyšší než v krvi matky (Bjornberg et al., 2003; Vahter et al., 2000). V padesátých až sedmdesátých letech 20. století způsobily epidemie otravy MeHg v Japonsku (Minamata a Niigata) a Iráku závažný neurotoxický účinek u exponovaných obyvatel. Účinky byly závažnější po expozici plodu než po expozici dospělých. Novější epidemiologické studie prokázaly souvislost mezi prenatální expozicí mnohem nižším hladinám MeHg a poruchami psychomotorických a kognitivních funkcí u dětí některých populací, které se stravují rybami (NRC, 2000). Tyto údaje naznačují úzkou hranici bezpečnosti i v zemích s menšími současnými emisemi rtuti (Bjornberg et al., 2003; CDC, 2001). Vzhledem k tomu, že ryby jsou vynikající potravinou i v mnoha jiných ohledech a jsou prospěšné pro vývoj plodu (Egeland a Middaugh, 1997), mělo by se ženám doporučit, aby konzumovaly ryby s nízkým obsahem MeHg. Nedávno bylo oznámeno, že v Minamatě v Japonsku v 50. letech 20. století, kdy došlo k těžké otravě MeHg, existuje souvislost mezi sníženým poměrem porodů chlapců a zvýšenou expozicí MeHg a že tento účinek lze přičíst expozici matek MeHg (Sakamoto et al., 2001). Účinek na poměr porodů u chlapců byl pozorován také u jiných neurotoxických chemických látek, např. dioxinu a PCB (polychlorovaných bifenyly) (Mocarelli et al., 1996). Vnímavost k neurotoxické MeHg v závislosti na pohlaví nebyla podrobně studována a dostupné výsledky nejsou jednoznačné (Davidson et al., 2004; NRC, 2000). Omezené údaje, především z iráckého ohniska intoxikace MeHg v důsledku konzumace obilí kontaminovaného MeHg, naznačují, že ženy byly po expozici v dospělém věku postiženy více

než muži (Magos et al., 1981). Nedávné studie neurotoxických účinků dlouhodobé expozice methylrtuti v kanadském Quebecu nezjistily žádné rozdíly mezi pohlavími v pozorovaných souvislostech mezi rtutí ve vlasech a třesem u dospělých do 40 let (Auger et al., 2005). Epidemiologické studie kojenců a dětí (Grandjean et al., 1998; McKeown-Eyssen et al., 1983) i experimentální studie na zvířatech (Gimenez-Llort et al., 2001; Rossi et al., 1997) uvádějí větší vývojové účinky u mužů než u žen. Mechanismy, které jsou příčinou těchto rozdílů mezi pohlavími, zůstávají neobjasněny. Jak ukázaly studie in vitro a in vivo (Atchison a Hare, 1994; Clarkson, 1972; Dare' et al., 2000; Fredriksson et al., 1993; Sager et al., 1984; Sarafian a Verity, 1991; Usuki et al., 2001), rozhodující roli při vzniku neurotoxicity MeHg hraje interakce se sulfidrylovými skupinami, destabilizace mikrotubulů, poruchy intracelulárního vápníku a tvorba reaktivních forem kyslíku. Embrya vykazují nízkou aktivitu antioxidantních enzymů, včetně katalázy, superoxidodismutázy a glutathionperoxidázy, které se během postnatálního vývoje vyvíjejí různou rychlostí (Scarpa et al., 1987).

Bylo zjištěno, že v mozku potkanů existují rozdíly v aktivitě antioxidantní ochrany v závislosti na pohlaví, přičemž aktivita katalázy je vyšší u samic, zatímco produkce dusitanů/nitrátů je vyšší u samců (Carrillo et al., 1992; Taskiran et al., 1997). Mitochondrie samic potkanů navíc vykazují vyšší expresi antioxidantních enzymů a nižší produkci reaktivních forem kyslíku než mitochondrie samců (Borras et al., 2003). Další ochranu proti oxidačnímu stresu poskytuje estrogen, který má antioxidantní účinky tím, že působí jako čistič nebo indukuje syntézu ochranných molekul prostřednictvím aktivace estrogenových receptorů (Behl et al., 1995; Olivieri et al., 2002; Singer et al., 1998). Tyto aspekty, které zřejmě hrají rozhodující roli v rozdílech mezi pohlavími uvedených v patofyziologii a výsledcích akutních neurologických poranění, kde se jednoznačně uplatňuje oxidační stres (Bayir et al., 2004), mohou být relevantní také u chronické toxicity MeHg. Kromě toho MeHg moduluje intracelulární signální prostředí v některých buňkách, což vede ke změně estrogenní kapacity zprostředkované ER v závislosti na dávce (Sukocheva et al., 2005). Význam tohoto zjištění pro toxicitu MeHg je třeba objasnit.

U lidí (Miettinen, 1973) a pokusných zvířat byl zjištěn metabolismus MeHg v závislosti na pohlaví. Analýza rtuti v biopsiích kůry lidských ledvin ukázala třikrát vyšší koncentrace u žen než u mužů (Barregard et al., 1999). Relativní význam dvou hlavních zdrojů expozice, přítomnosti amalgámových výplní a příjmu ryb, nebylo možné posoudit. Rozdíly mezi pohlavími ve vylučování, distribuci a zadržování organické a anorganické rtuti u potkanů vystavených působení MeHg ukázaly rychlejší celotělovou očistu od rtuti u samic než u samců, ale samice dosáhly vyššího maximálního procenta dávky methylrtuti v ledvinách

a mozku než samci (Thomas et al., 1986, 1987). Anorganická Hg v mozku samic potkanů byla dvakrát vyšší než u samců, což naznačuje rozdíl mezi pohlavími v rychlosti demetylace MeHg a/nebo v akumulaci či retenci anorganické rtuti v nervovém systému. Studie na myších vystavených MeHg ukázaly vyšší celkovou retenci rtuti u samic než u samců, zatímco relativní depozice v ledvinách byla u samců dvakrát vyšší než u samic (Nielsen a Andersen, 1991). Ve studii imunotoxických účinků vyvolaných rtutí u myší vystavených I-Hg ve formě HgCl₂ vykazovali samci vyšší tkáňovou retenci rtuti, zejména v ledvinách než samice. V autoimunitních účincích nebyly zjištěny žádné rozdíly v závislosti na pohlaví (Hultman & Nielsen, 2001).

Rozdíly mezi pohlavími v expozici toxickým kovům jsou dobře zdokumentovány. Méně je známo o rozdílech v citlivosti mezi pohlavími. Stále více studií také poukazuje na rozdíly mezi muži a ženami v příjmu a distribuci kadmia a olova. Je zřejmé, že tyto rozdíly mohou vést k rozdílu v prevalenci zdravotních účinků. Souhrnně lze říci, že databáze týkající se rozdílů mezi pohlavími v metabolismu a toxických účincích rtuti je stále příliš malá na to, aby z ní bylo možné vyvodit nějaké pevné závěry. Několik nedávných experimentálních studií naznačuje významné rozdíly také ve způsobu působení některých kovů. Zejména kadmium a arsen se zdají být silnými hormonálními disruptory. Existuje tedy důvod se domnívat, že muži a ženy se mohou lišit v citlivosti. Pokud jde o arsen, zdá se, že muži a ženy jsou náchylní k různým typům účinků. Existují poměrně dobré náznaky, že muži jsou náchylnější než ženy k účinkům na játra a kůži, včetně rakoviny kůže, zatímco ženy mohou být náchylnější k účinkům na plíce, močový měchýř a také k cukrovce. Zdá se, že u mužů i žen jsou postiženy reprodukční tkáně. Experimentální studie naznačují výraznější rozdíly mezi pohlavími po prenatální expozici.

4 Materiál a metodika

4.1 Původ zvířat

V diplomové práci byla zjišťována koncentrace rtuti v játrech a slezinách odchycených 50 ks drobných savců (25 samic a 25 samců). Druhé zastoupení bylo 32× myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), 15× norník rudý (*Myodes glareolus*), 2× hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*) a 1× hraboš polní (*Microtus arvalis*). Odchyty probíhaly během tří dnů (4.10., 5.10. a 6.10. roku 2020) v lokalitě Krušných hor.

Popis oblasti odchyty

Krušné hory se nacházejí na severozápadě České republiky a drobní savci zde byli odchytáni vždy ve stejných oblastech: smrčina Fláje, smrčina Jiřetín a bučina Zámeček. Jednalo se především o mýtiny a místa podél potoků.

Získávání vzorků

Drobní savci byli odchytáni do pastí rozložených do bodové sítě. Body byly od sebe vzdálené zhruba 10 metrů a na každém bodě byly kladeny vždy dvě jednoduché sklapovací pasti. Jako návnada byl do pastí umístěn opražený, nastříhaný knot, který byl napuštěný tukem se zapraženou moukou.

U chycených jedinců bylo určováno pohlaví a byli zařazováni do druhu. Posléze byli do dalšího zpracování uchováni v mrazících boxech.

4.2 Helmintologická pitva a odběr tkání pro chemickou analýzu

Nejprve se analyzovaný jedinec prohlédl, zda nemá na těle nějaké ektoparazity. Pokud ano, informace byla zapsána nález do protokolu.

Potřebné nástroje: nůžky, skalpel, pinzeta, parazitologický háček, Petriho misky, igelitové samouzavírací pytlíky, epruvety, plastová kapátka, nádoba na vodu, papírové utěrky, rukavice.



Obrázek 1: Hlodavci odchytení při biomonitringové studii (foto: Vladimír Bejček)

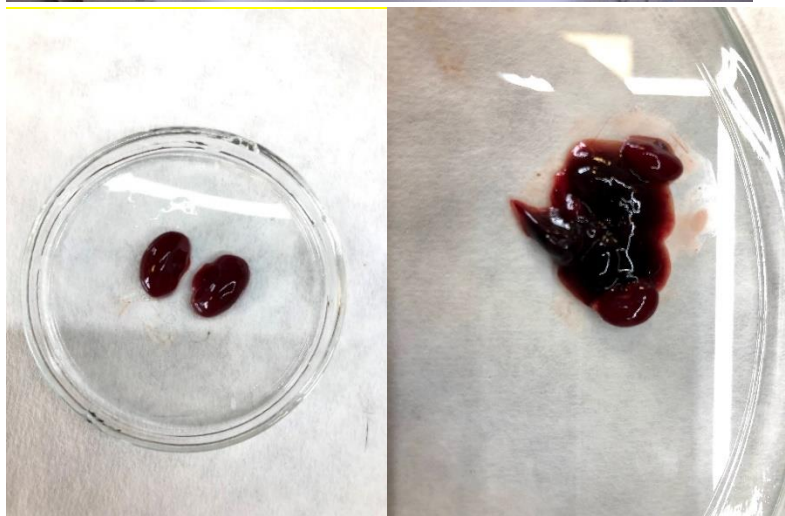
U jedinců byla dále provedena helmintologická pitva. Živočich se položil na záda a provedl se řez střední linií těla od krku až po sponu stydkou. Následně se rozevřela břišní dutina a určilo se pohlaví jedince (Obrázek 1 a Obrázek 2), popřípadě gravidita samice. Poté se zkontroloval stav břišní dutiny a zjistilo se, zda se v břišní dutině a na orgánech nevyskytují další paraziti, popř. jejich larvální stádia (boubele tasemnic apod.).



Obrázek 2: Myšice lesní (*Apodemus flavicolis*) – odběr tkání a kontrola napadení helminty pro následnou analýzu koncentrace sledovaného prvku (foto: vlastní)

Po kontrole břišní dutiny se začaly vyjímat orgány. Z břišní dutiny se vyjmul celý GIT (gastrointestinální trakt), játra, ledviny a slezina (Obrázek 3). Dále se pokračovalo vyjmutím plic a varlat u samců. Všechny odebrané orgány byly prohlédnuty a vše co se

vymykalo normálu se zapsalo (cysta/boubele na játrech, útvary na plicích apod.). Následně se oddělila střeva a žaludek za použití nůžek nebo skalpelu, každý orgán se vložil do samostatné Petriho misky a zalil vodou. Připravily se igelitové samouzavírací pytlíky, které se popsaly a vložila se do nich játra a ledviny, které byly do následné analýzy obsahu rtuti uloženy do mrazícího boxu.



Obrázek 3: Ledviny a játra odebrané při pitvě z těla myšice lesní (foto: vlastní)

V Petriho miskách zalitých vodou byl žaludek, tenké a tlusté střevo určený k helmintologické prohlídce. Bylo nutné si připravit parazitologický háček, pinzetu, čisté Petriho misky na případné parazity, epruvety, vodu, kapátka a ethanol.

Žaludek byl rozstřížen nebo rozříznut a jeho obsah vypláchnut do Petriho misky a dán pod mikroskop k důkladné prohlídce. Následně bylo tenké střevo podélně opatrně rozstříženo (nejlépe po částech, aby se neporušili případní paraziti), vypláchnuto a následně

parazitologickým háčkem vyčištěno. Celý obsah byl prozkoumán nejprve makroskopicky a nalezení helminti byli odebráni, dáni do Petriho misky a následně fixováni (viz kapitola Fixace vzorků), zbylý obsah tenkého střeva byl zkontrolován pod mikroskopem. Stejně se postupovalo i u tlustého střeva.

4.2.1 Fixace vzorků

Odebrání paraziti/helminti byli nejprve opatrně promyti ve fyziologickém roztoku. Po omytí lze helminty determinovat, změřit a vyfotografovat ještě před vložením do fixačního media. Na každého jedince byla použita čistá popsaná epruveta a fixační medium (ethanol 70–96%), přičemž v případě podrobení helmintů analýze DNA bylo nutné použít čistý etanol v kvalitě „pro analýzu“ p.a.; pokud analýza DNA nebyla potřeba, bylo zejména pro tasemnice možné využít také 4% formalín. Pro analýzy těžkých kovů bylo nejvhodnější nalezené helminty zmrazit (bez použití fixačního media).

4.2.2 Mikroskopování parazitů

Na počátku bylo připraveno podložní sklíčko, voda, kapátko a prosvěcovací médium. Na podložní sklo byla kápnuta voda, do ní vložen nález a sklo bylo upevněno na podložku mikroskopu. Každý vzorek byl mikroskopován od nejmenšího zvětšení po největší. Pokud byl parazit moc silný/tmavý, byl vložen na nové podložní sklíčko a zakápnut prosvěcovacím médiem. Následně bylo ideální každého parazita vyfotit a změřit také fixovaného.

4.3 Analýza prvku (Hg)

Odebrané tkáně (svalovinu, játra a ledviny) popř. střevní helminty pro chemickou analýzu rtuti bylo vhodné pro zajištění homogenity nejprve zlyofilizovat („sušení mrazem“ díky sublimaci zmrzlé vody při nízkém tlaku a teplotě). Zmrzlé vzorky se v otevřených plastových sáčcích naskládaly do jednotlivých polic lyofilizátoru (Lyovac GT 2, Steris, Německo). Zde zůstaly vzorky zhruba 2 dny. Po uplynutí této doby byly vzorky z lyofilizátoru vyjmuty, v sáčcích rozmělněny, prsty přes sáček dobře promíchány a sáček byl uzavřen. Až do doby analýzy byl sáček skladujeme v mrazicím boxu.

Analýza Hg se prováděla pomocí jednoúčelového atomového absorpčního spektrometru Advanced Mercury Analyzer AMA 254 (Altec, Česká republika). Vzorek se navážil (váhy

Sartorius Analytic, IG Instrumentengesellschaft AG, Zürich, Švýcarsko) na navažovací lodičku (navážka cca 25 mg). V případě nedostatku vzorku bylo možné navážku snížit. Lodička se vzorkem se umístila do přístroje (Obrázek 4) a povelom z řídicí jednotky (počítače) byl započat proces měření. Po skončení procesu ovládací program ukázal množství Hg ve vzorku v jednotkách ppm (tzn. mg/kg). Rtuť se stanovovala při vlnové délce 253,65 nm.



Obrázek 4: Navážený lyofilizovaný vzorek v navažovací loďce ve spektrometru před změřením (foto: vlastní)

4.4 Statistické vyhodnocení

Získané datové výstupy byly nejprve shromážděny a zpracovány do tabulek pomocí programu Microsoft Office Excel. Data (koncentrace Hg) se posléze vyhodnocovala ve třech kategoriích: dle druhu/podčeledi hlodavců (myšice lesní oproti hrabošům), dle pohlaví (samci oproti samicím) a dle napadení střevními helminty (napadení oproti nenapadeným). Pro každou kategorii se potom stanovily nulové hypotézy. Ve všech třech kategoriích se následně porovnávaly vždy obě skupiny mezi sebou a zjišťovalo se, zda je mezi skupinami pozorován statisticky významný rozdíl. Pro tyto účely byl použit statistický program Statistica 12 (StatSoft). Pro zjištění statisticky významných rozdílů byl na každou kategorii aplikován dvouvýběrový t-test (jemuž předcházela F test). Hladina významnosti byla stanovena na 5 % ($\alpha = 0,05$).

5 Výsledky

V práci byla koncentrace rtuti v játrech a ledvinách naměřena u celkem 50 vzorků. Průměrná koncentrace (medián) rtuti v celém souboru hlodavců z lokality Krušných hor byl 0,017027 [mg/kg]. Data byla postupně analyzována ve třech kategoriích: pro vliv druhu (podčeledi), pro vliv zatížení střevními helminty a pro vliv pohlaví, vždy pomocí dvouvýběrového t-testu. Vědecká hypotéza, že: Napadení střevními helminty snižuje koncentrace rtuti v těle hostitele nebyla potvrzena.

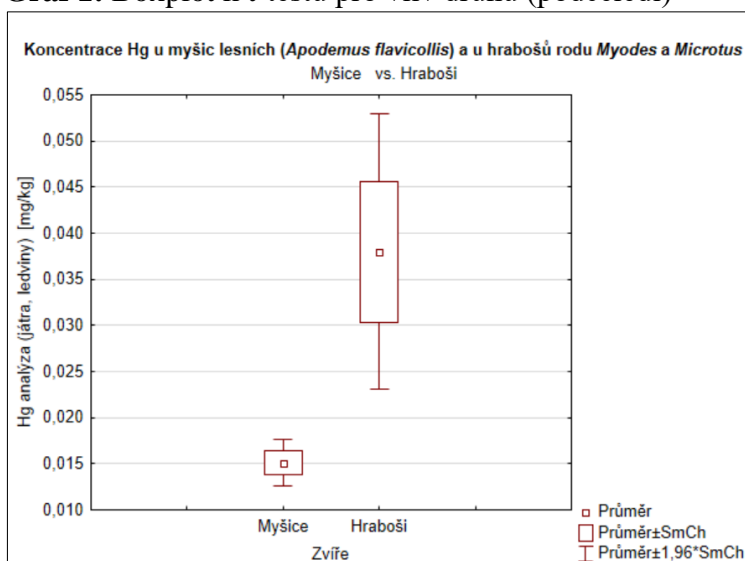
5.1 Vliv druhu (podčeledi)

U kategorie vlivu druhu (podčeledi) byly analyzovány koncentrace Hg u myšic křovinných (*Apodemus flavicollis*) (32×) oproti hrabošům rodu *Myodes* a *Microtus*. (18×). T- testem bylo zjištěno, že pro tuto kategorii existuje statisticky významný rozdíl, dílčí hypotéza H₀: Existuje statisticky významný rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u myšic lesních a hrabošů byla potvrzena. Z Tabulek 1, 2 a 3 a z Grafu 1 je mimo jiné patrné, že průměrná hodnota koncentrace rtuti byla vyšší u jedinců hrabošů oproti myšicím.

Tabulka 1: T-test pro vliv druhu (podčeledi)

| Skup. 1 vs. skup. 2 | T-test pro nezávislé vzorky (List1 v druh) | | | | | | | | | | |
|---------------------|--|----------------|-----------|----|----------|--------------------|--------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------|
| | Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky | | | | | | | | | | |
| | Průměr skup. 1 | Průměr skup. 2 | Hodnota t | sv | p | Poč. plat. skup. 1 | Poč. plat. skup. 2 | Sm. odch. skup. 1 | Sm. odch. skup. 2 | F-poměr Rozptyly | p Rozptyly |
| Myšice vs. Hraboši | 0,015113 | 0,038004 | -3,85672 | 48 | 0,000342 | 32 | 18 | 0,007329 | 0,032372 | 19,51026 | 0,000000 |

Graf 1: Boxplot k t-testu pro vliv druhu (podčeledi)



Tabulka 2: Koncentrace Hg u myšic lesních

| Vzorek | Zvíře | Pohlaví | Paraziti | Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] |
|----------------|-----------------------------|---------|-----------------------------|-------------------------------------|
| 1 Hg (SA 535) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda ($\pm 20\times$) | 0,024995 |
| 2 Hg (SB 622) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Nematoda ($3\times$) | 0,008044 |
| 3 Hg (SA 531) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda ($1\times$) | 0,008883 |
| 4 Hg (SD 672) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,017513 |
| 8 Hg (C 58) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Nematoda ($1\times$) | 0,007991 |
| 9 Hg (SC 573) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | M | | 0,017129 |
| 10 Hg (SE 804) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,030551 |
| 11 Hg (D 83) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,008112 |
| 12 Hg (SB 616) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,014275 |
| 13 Hg (D 80) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,009261 |
| 15 Hg (SA 536) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,01104 |
| 16 Hg (SA 530) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | M | | 0,012194 |
| 17 Hg (SC 574) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,005787 |
| 19 Hg (B 105) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,005753 |
| 20 Hg (SA 533) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,020749 |
| 21 Hg (D 100) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,026907 |
| 22 Hg (SB 621) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,022491 |
| 23 Hg (C 63) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,015597 |
| 24 Hg (C 15) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,0119445 |
| 26 Hg (SB 617) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,015752 |
| 27 Hg (SE 803) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,010675 |
| 29 Hg (SD 673) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,01189 |
| 30 Hg (SC 575) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,008105 |
| 34 Hg (SA 534) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,016075 |
| 36 Hg (D 29) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,016925 |
| 37 Hg (SB 620) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,018464 |
| 38 Hg (SA 532) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,011462 |
| 41 Hg (C 115) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,011629 |
| 42 Hg (SB 618) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,012529 |
| 48 Hg (SB 619) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Cestoda ($1\times$) | 0,024709 |
| 49 Hg (D 4) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,010565 |
| 50 Hg (C 100) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda ($\pm 20\times$) | 0,035621 |

Tabulka 3: Koncentrace Hg u hrabošů *Myodes* a *Microtus*

| Vzorek | Druh | Pohlaví | Paraziti | Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] |
|---------------|-------------------------|---------|-------------------------|-------------------------------------|
| 5 Hg (D 9) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,01234 |
| 6 Hg (B 30) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Cestoda ($1\times$) | 0,029738 |
| 14 Hg (B 86) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Cestoda ($2\times$) | 0,040842 |
| 18 Hg (B 118) | <i>Myodes glareolus</i> | M | Nematoda ($10\times$) | 0,011968 |
| 25 Hg (B 1) | <i>Myodes glareolus</i> | F | | 0,032238 |
| 28 Hg (B 110) | <i>Myodes glareolus</i> | F | | 0,027384 |
| 31 Hg (B 118) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,019965 |
| 32 Hg (B 112) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,087132 |
| 33 Hg (B 37) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,021994 |
| 39 Hg (B 108) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,022062 |
| 40 Hg (C 78) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,137654 |
| 43 Hg (B 42) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,018798 |

| | | | | |
|----------------------|--------------------------|---|---------------|----------|
| 44 Hg (B 115) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,075222 |
| 46 Hg (B 20) | <i>Myodes glareolus</i> | M | Nematoda (3×) | 0,009928 |
| 47 Hg (B 100) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Nematoda (1×) | 0,023489 |
| 7 Hg (B 10) | <i>Microtus arvalis</i> | M | | 0,024047 |
| 35 Hg (B 52) | <i>Microtus agrestis</i> | F | | 0,040126 |
| 45 Hg (B 42) | <i>Microtus agrestis</i> | F | | 0,049147 |

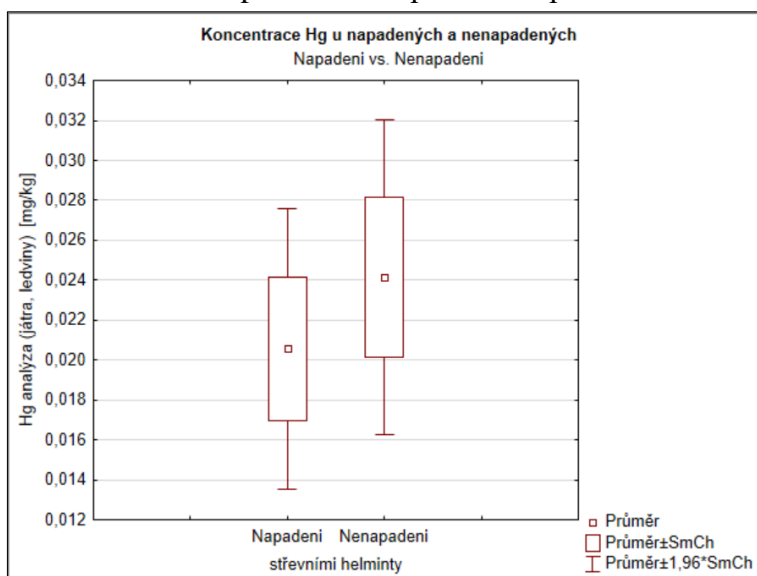
5.2 Vliv zatížení střevními helminty

V kategorii vlivu zatížení střevními helminty byly analyzovány koncentrace Hg u hlodavců napadených helminty (11×) oproti nenapadeným (39×). T-testem bylo zjištěno, že pro tuto kategorii neexistuje statisticky významný rozdíl, dílčí hypotéza H0: Existuje statisticky významný rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u hlodavců napadených střevními helminty a nenapadených střevními helminty byla zamítnuta. Z Tabulek 4, 5, a 6 a z Grafu 2 je patrné, že průměrné hodnoty koncentrace rtuti byly u obou skupin podobné, ale o něco vyšší byla u hlodavců střevními helminty nenapadených. Ze střevních helmintů byly u 11 hlodavců nalazeny tasemnice nebo hlístice, např. roupy, viz Obrázky 5 a 6.

Tabulka 4: T-test pro vliv napadení střevními helminty

| Skup. 1 vs. skup. 2 | T-test pro nezávislé vzorky (List1 v napadení) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|--|----------------|-----------|----|----------|--------------------|--------------------|------------------|------------------|------------------|------------|
| | Průměr skup. 1 | Průměr skup. 2 | Hodnota t | sv | p | Poč. plat. skup. 1 | Poč. plat. skup. 2 | Sm.odch. skup. 1 | Sm.odch. skup. 2 | F-poměr Rozptyly | p Rozptyly |
| Napadení vs. Nenapadení | 0.020564 | 0.024141 | -0.455319 | 48 | 0.650933 | 11 | 39 | 0.011856 | 0.025132 | 4.493067 | 0.01508 |

Graf 2: Boxplot k t-testu pro vliv napadení střevními helminty





Obrázek 5: Tasemnice *Paranoplocephala* spp. z tenkého střeva hraboše (foto: vlastní)



Obrázek 6: Roup rodu *Syphacia* z myšice lesní (foto: vlastní)

Tabulka 5: Koncentrace Hg u zvířat napadených střevními helminty

| Vzorek | Druh | Pohlaví | Paraziti | Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] |
|----------------|-----------------------------|---------|-----------------------------|-------------------------------------|
| 1 Hg (SA 535) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda ($\pm 20\times$) | 0,024995 |
| 2 Hg (SB 622) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Nematoda ($3\times$) | 0,008044 |
| 3 Hg (SA 531) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda ($1\times$) | 0,008883 |
| 6 Hg (B 30) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Cestoda ($1\times$) | 0,029738 |
| 8 Hg (C 58) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Nematoda ($1\times$) | 0,007991 |
| 14 Hg (B 86) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Cestoda ($2\times$) | 0,040842 |
| 18 Hg (B 118) | <i>Myodes glareolus</i> | M | Nematoda ($10\times$) | 0,011968 |
| 46 Hg (B 20) | <i>Myodes glareolus</i> | M | Nematoda ($3\times$) | 0,009928 |
| 47 Hg (B 100) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Nematoda ($1\times$) | 0,023489 |
| 48 Hg (SB 619) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Cestoda ($1\times$) | 0,024709 |
| 50 Hg (C 100) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda ($\pm 20\times$) | 0,035621 |

Tabulka 6: Koncentrace Hg u zvířat nenapadených střevními helminty

| Vzorek | Druh | Pohlaví | Paraziti | Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] |
|----------------|-----------------------------|---------|----------|-------------------------------------|
| 4 Hg (SD 672) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,017513 |
| 5 Hg (D 9) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,01234 |
| 7 Hg (B 10) | <i>Microtus arvalis</i> | M | | 0,024047 |
| 9 Hg (SC 573) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | M | | 0,017129 |
| 10 Hg (SE 804) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,030551 |
| 11 Hg (D 83) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,008112 |
| 12 Hg (SB 616) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,014275 |
| 13 Hg (D 80) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,009261 |
| 15 Hg (SA 536) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,01104 |
| 16 Hg (SA 530) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | M | | 0,012194 |
| 17 Hg (SC 574) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,005787 |
| 19 Hg (B 105) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,005753 |
| 20 Hg (SA 533) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,020749 |
| 21 Hg (D 100) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,026907 |
| 22 Hg (SB 621) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,022491 |
| 23 Hg (C 63) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,015597 |
| 24 Hg (C 15) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,0119445 |
| 25 Hg (B 1) | <i>Myodes glareolus</i> | F | | 0,032238 |
| 26 Hg (SB 617) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,015752 |
| 27 Hg (SE 803) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,010675 |
| 28 Hg (B 110) | <i>Myodes glareolus</i> | F | | 0,027384 |
| 29 Hg (SD 673) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,01189 |
| 30 Hg (SC 575) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,008105 |
| 31 Hg (B 118) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,019965 |
| 32 Hg (B 112) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,087132 |
| 33 Hg (B 37) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,021994 |
| 34 Hg (SA 534) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,016075 |
| 35 Hg (B 52) | <i>Microtus agrestis</i> | F | | 0,040126 |
| 36 Hg (D 29) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,016925 |
| 37 Hg (SB 620) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,018464 |
| 38 Hg (SA 532) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,011462 |
| 39 Hg (B 108) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,022062 |
| 40 Hg (C 78) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,137654 |
| 41 Hg (C 115) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,011629 |
| 42 Hg (SB 618) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,012529 |
| 43 Hg (B 42) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,018798 |
| 44 Hg (B 115) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,075222 |
| 45 Hg (B 42) | <i>Microtus agrestis</i> | F | | 0,049147 |
| 49 Hg (D 4) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,010565 |

5.3 Vliv pohlaví

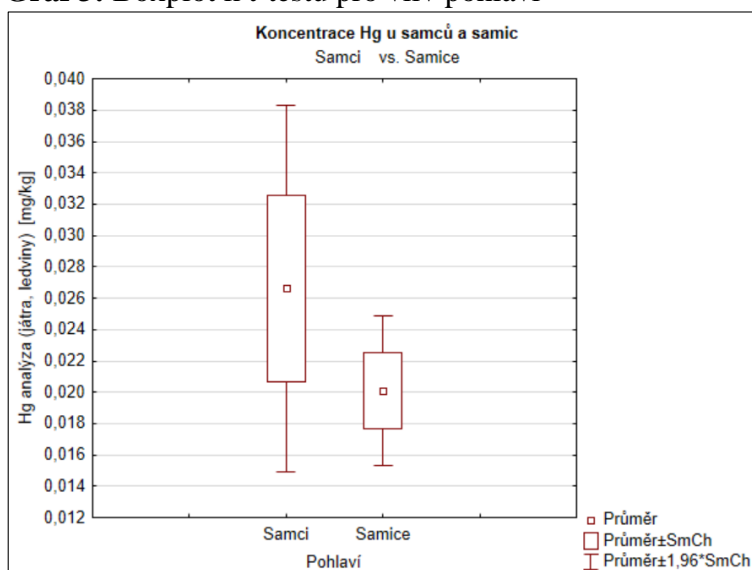
Pro kategorii vlivu zatížení střevními helminty byly analyzovány koncentrace Hg u samců (M) (25×) oproti samicím (F) (25×). T-testem bylo zjištěno, že pro tuto kategorii neexistuje statisticky významný rozdíl, dílčí hypotéza H0: Existuje statisticky významný

rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u samců a u samic hlodavců byla zamítnuta. Z Tabulek 7, 8 a 9 a z Grafu 3 je patrné, že průměrné hodnoty koncentrace rtuti byly u obou skupin podobné, ale o něco vyšší byla u samců.

Tabulka 7: T-test pro vliv pohlaví

| Skup. 1 vs. skup. 2 | T-test pro nezávislé vzorky (List1 v pohlaví) | | | | | | | | | | |
|-------------------------|--|----------------|-----------|----|----------|--------------------|--------------------|------------------|------------------|------------------|------------|
| | Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky | | | | | | | | | | |
| | Průměr skup. 1 | Průměr skup. 2 | Hodnota t | sv | p | Poč. plat. skup. 1 | Poč. plat. skup. 2 | Sm.odch. skup. 1 | Sm.odch. skup. 2 | F-poměr Rozptyly | p Rozptyly |
| Samci vs. Samice | 0.026628 | 0.020080 | 1.014816 | 48 | 0.315282 | 25 | 25 | 0.029866 | 0.012201 | 5.992359 | 0.000042 |

Graf 3: Boxplot k t-testu pro vliv pohlaví



Tabulka 8: Koncentrace Hg u samců (M, male)

| Vzorek | Druh | Pohlaví | Paraziti | Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] |
|----------------|-----------------------------|---------|----------------|-------------------------------------|
| 2 Hg (SB 622) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Nematoda (3×) | 0,008044 |
| 5 Hg (D 9) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,01234 |
| 7 Hg (B 10) | <i>Microtus arvalis</i> | M | | 0,024047 |
| 8 Hg (C 58) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Nematoda (1×) | 0,007991 |
| 9 Hg (SC 573) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | M | | 0,017129 |
| 10 Hg (SE 804) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,030551 |
| 15 Hg (SA 536) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,01104 |
| 16 Hg (SA 530) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | M | | 0,012194 |
| 18 Hg (B 118) | <i>Myodes glareolus</i> | M | Nematoda (10×) | 0,011968 |
| 21 Hg (D 100) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,026907 |
| 23 Hg (C 63) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,015597 |
| 24 Hg (C 15) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,0119445 |
| 31 Hg (B 118) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,019965 |
| 32 Hg (B 112) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,087132 |
| 33 Hg (B 37) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,021994 |
| 36 Hg (D 29) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,016925 |
| 37 Hg (SB 620) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,018464 |
| 38 Hg (SA 532) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,011462 |

| | | | | |
|----------------|-----------------------------|---|---------------|----------|
| 39 Hg (B 108) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,022062 |
| 40 Hg (C 78) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,137654 |
| 41 Hg (C 115) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,011629 |
| 43 Hg (B 42) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,018798 |
| 44 Hg (B 115) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,075222 |
| 46 Hg (B 20) | <i>Myodes glareolus</i> | M | Nematoda (3×) | 0,009928 |
| 48 Hg (SB 619) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Cestoda (1×) | 0,024709 |

Tabulka 9: Koncentrace Hg u samic (F, female)

| Vzorek | Druh | Pohlaví | Paraziti | Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] |
|----------------|-----------------------------|---------|-----------------|-------------------------------------|
| 1 Hg (SA 535) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda (±20×) | 0,024995 |
| 3 Hg (SA 531) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda (1×) | 0,008883 |
| 4 Hg (SD 672) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,017513 |
| 6 Hg (B 30) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Cestoda (1×) | 0,029738 |
| 11 Hg (D 83) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,008112 |
| 12 Hg (SB 616) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,014275 |
| 13 Hg (D 80) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,009261 |
| 14 Hg (B 86) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Cestoda (2×) | 0,040842 |
| 17 Hg (SC 574) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,005787 |
| 19 Hg (B 105) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,005753 |
| 20 Hg (SA 533) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,020749 |
| 22 Hg (SB 621) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,022491 |
| 25 Hg (B 1) | <i>Myodes glareolus</i> | F | | 0,032238 |
| 26 Hg (SB 617) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,015752 |
| 27 Hg (SE 803) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,010675 |
| 28 Hg (B 110) | <i>Myodes glareolus</i> | F | | 0,027384 |
| 29 Hg (SD 673) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,01189 |
| 30 Hg (SC 575) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,008105 |
| 34 Hg (SA 534) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,016075 |
| 35 Hg (B 52) | <i>Microtus agrestis</i> | F | | 0,040126 |
| 42 Hg (SB 618) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,012529 |
| 45 Hg (B 42) | <i>Microtus agrestis</i> | F | | 0,049147 |
| 47 Hg (B 100) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Nematoda (1×) | 0,023489 |
| 49 Hg (D 4) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,010565 |
| 50 Hg (C 100) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda (±20×) | 0,035621 |

6 Diskuze

Součástí této diplomové práce zaměřené na koncentrace rtuti (Hg) v tělech živočichů byla i experimentální část kde byly zjišťovány koncentrace Hg v játrech a ledvinách drobných hlodavců.

Je známo několik možných původců toxických prvků biologicky dostupných pro drobné savce. Například sloučeniny obsahující rtuť byly široce používány jako fungicidy pro osivo a často se používaly ve spojení s jinými organickými insekticidy; v důsledku toho byli nebezpečným koncentracím Hg vystaveni zejména drobní nebo středně velcí savci živící se právě osivem (Adalid et al., 2019). Dalším nesporným vlivem je zcela jistě prostředí, jelikož místa zasažená průmyslovou výrobou bývají rtuť a dalšími toxickými prvky zasažena mnohem více (Durkalec et al., 2019). Koncentrace rtuti v těle se může lišit u zdánlivě vzájemně si podobných druhů zvířat ale i u jedinců stejného druhu, ale odlišného pohlaví či s rozdílnou mírou zatížení parazity.

Koncentrace Hg ovlivněná druhem

Naše výsledky, kdy byla koncentrace Hg v játrech a ledvinách myšic lesních (*Apodemus flavicollis*) nižší (medián 0,015113 mg/kg) koncentrace Hg v játrech a ledvinách u hrabošů rodů *Myodes* a *Microtus* (medián 0,038004 mg/kg) se zcela shodují s výsledky autorů Durkalec et al. (2019) a Martiniaková et al. (2010).

Myšice (*Apodemus*) mají variabilnější a na bílkoviny bohatší stravu než býložraví hraboši (Čepelka et al., 2014) a bohatost stravy může mít za následek nižší bioakumulaci toxických prvků v důsledku "zředění stravy" (Ozaki et al., 2019). Je předpokládáno, že mykofágie by mohla být dalším vysvětlením druhově specifických rozdílů v koncentraci Hg v játrech hlodavců. Houby mohou akumulovat Hg z prostředí a koncentrace Hg v plodnicích by mohly být vyšší než 4 mg/kg sušiny (Falandyz et al. 2014; Falandyz et al., 2010; Rieder et al., 2011). Ve studii autorů Durkalec et al. (2019) byli všichni hlodavci odchyceni od začátku léta do konce října, kdy byly houby snadno dostupné. Stejně tak i hlodavci v naší studii byli odchyceni na začátku října, kdy je dostupnost hub v lokalitě Krušných hor stále pravděpodobná. Blaschke & Bäumlner (1989) uvádějí, že spory hub mohou tvořit až 7 % objemu žaludku myšic lesních (*Apodemus flavicollis*) a až 36 % obsahu žaludku norníků rudých (*Myodes glareolus*).

Ve studii autorů Gremyachikh et al., (2019) byly průměrné koncentrace celkové Hg v orgánech normíků rudých 0,004-0,085 mg/kg sušiny což je rovněž srovnatelná hodnota s naší průměrnou hodnotou 0,038004 mg/kg.

Oproti tomu průměrné koncentrace v ledvinách křečka bělonohého (*Peromyscus leucopus*) a rejška krátkoocasého (*Blarina brevicauda*) z průmyslových oblastí Spojených států byly $1,16 \pm 1,16$ a $38,8 \pm 24,6$ mg/kg čerstvé hmotnosti (Talmage & Walton, 1993), což je výrazně více než v našem případě a příčinou je samozřejmě fakt, že lokalita Krušných hor je bez většího průmyslového znečištění.

Koncentrace Hg ovlivněná napadením parazity

Nestejnorodá povaha distribuce parazitů a kontaminantů u volně žijících druhů vedla k mnoha hypotézám o tom, proč může docházet k rozdílům mezi pohlavími, včetně rozdílů v expozici. V případě troficky přenášených parazitů a kontaminantů by mohla strava lišící se mezi pohlavími vést k rozdílné zátěži. Konkrétně se samci a samice mohou živit různými druhy kořisti, které mají nestejný infekční status a/nebo koncentrace Hg (Burger et al., 2004; Robinson et al., 2009). Vyšší koncentrace Hg byly zjištěny například u samic ještěrky anolis šedý (*Anolis sagrei*) ve srovnání se samci stejného věku a velikosti, kteří se vyskytovali v sympatrickém prostředí (Burger et al., 2004). Tyto rozdíly byly přičítány preferencím mikrohabitatů mezi pohlavími, což v konečném důsledku vedlo k tomu, že samci a samice konzumovali odlišnou kořist.

Rozdíly mohou být také způsobeny odlišnostmi v obranných reakcích na zatížení parazity a/nebo kontaminanty. Rozdíly ve fyziologii mohou vést ke změně zadržování kontaminantů a/nebo ke změně obrany hostitele proti parazitům. Například pohlaví s většími játry může mít zvýšenou kapacitu pro demetylací Hg, což je proces, při kterém se toxická methyl-rtuť přeměňuje na méně škodlivou anorganickou Hg (Wiener et al., 2003). Pohlavní dimorfismus ve velikosti těla, a tím i v energetice, může také vést k rozdílům ve vystavení se a reakci na kontaminanty a parazity. Větší pohlaví může konzumovat více potravy (Key & Ross, 1999), což vede k vyššímu příjmu a expozici kontaminantům i parazitů. Kromě toho se příčiny rozdílů v působení parazitů a kontaminantů také pravděpodobně liší od parazita k parazitovi, od kontaminantu ke kontaminantu a mezi sebou navzájem kvůli rozdílům v interakcích hostitele s prostředím a vnitřní dynamikou.

Tato studie však neznaznamenala dostatečný rozdíl mezi hlodavci napadenými střevními helminty a hlodavci nenapadenými. Nicméně medián koncentrace Hg v tělech

hlodavců napadených střevními helminty byl o něco nižší (0,020564 mg/kg) než medián hlodavců helminty napadených (0,024141 mg/kg).

Koncentrace Hg ovlivněná pohlavím

Alternativně mohou mít větší hostitelé (samci) s většími játry nižší koncentrace toxinů v důsledku filtrační funkce jater (tj. nižší koncentrace Hg byly spojeny s větší hmotností jater). Jelikož toxiny negativně ovlivňují imunitu (Sollome & Fry, 2015), hostitelé s většími játry, a tedy i menším množstvím toxinů, si mohou udržovat lepší imunitu proti parazitům, což vede k nižší úrovni infekce. Toto tvrzení však v naší studii nebylo potvrzeno, jelikož medián koncentrace rtuti v těle samic byl nižší (0,020080 mg/kg) než u samců (0,026628 mg/kg), ačkoliv rozdíl nebyl nikterak velký. Naopak se ale tento fakt shoduje s domněnkou, že nižší koncentrace Hg u samic savců mohou být způsobeny pročišťováním během laktace (Wada et al., 2010).

Vyšší koncentrace Hg v těle však celkově u většiny druhů může negativně ovlivnit reprodukci jenž může vést až ke změnám v populační dynamice (Burger & Gochfeld 1997; Evers et al. 2008).

7 Závěr

Problematika těžkých kovů v životním prostředí je téma, které v posledních letech dostává stále více prostoru, jelikož přibývá známých příčin zvýšených koncentrací ale i vliv jejich přítomnosti v tělech lidí i ostatních organismů. Tato práce přibližuje vliv jednoho z nejtoxičtějších prvků, rtuti. Ve vlastním experimentu byla studována koncentrace rtuti v tělech drobných hlodavců a bylo zjišťováno, zda u nich existuje statisticky významný rozdíl mezi druhy (podčeleďmi), střevními helminty napadenými a nenapadenými hlodavci a mezi samci a samicemi. V souladu s tím byly stanoveny dílčí nulové hypotézy.

- Hypotéza: Existuje statisticky významný rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u myšic lesních a hrabošů byla potvrzena
- Hypotéza: Existuje statisticky významný rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u hlodavců napadených střevními helminty a nenapadených střevními helminty byla zamítnuta
- Hypotéza: Existuje statisticky významný rozdíl mezi koncentrací rtuti v těle u samců a u samic hlodavců byla zamítnuta

Vědecká hypotéza: Napadení střevními helminty snižuje koncentrace rtuti v těle hostitele byla zamítnuta

Koncentraci rtuti v těle hlodavců může ovlivnit hned několik faktorů: od skladby potravy až po zcela zásadní faktor lokality výskytu. V této práci byla koncentrace rtuti zjišťována u hlodavců z lokality Krušných hor a v budoucnu by proto bylo ideální výsledky porovnat s hlodavci vyskytujícími se ve více znečištěném prostředí v okolí větších měst či průmyslových zón.

8 Literatura

- Abeyasinghe KS, Yang XD, Goodale E, Anderson CWN, Bishop K, Cao A, Feng X, Liu S, Mammides C, Meng B, et al. 2017. Total mercury and methylmercury concentrations over a gradient of contamination in earthworms living in rice paddy soil. *Environ. Toxicol. Chem.* **36**:1202-1210.
- Abollo E, Gestal C, Pascual S. 2001. Anisakis infestation in marine fish and cephalopods from Galician waters: An updated perspective. *Parasitol. Res.* **87**:492–499.
- Ackerman JT, Eagles-Smith CA. 2009. Integrating toxicity risk in bird eggs and chicks: using chick down feathers to estimate mercury concentrations in eggs. *Environ Sci Technol.* **43**:2166–2172.
- Ackerman JT, Overton C, Casazza M, Takekawa J, Eagles-Smith CA, Keister R, et al. 2012. Does mercury contamination reduce body condition of endangered California clapper rails? *Environ. Pollut.* **162**:439-448.
- Adachi T, Yasutake A, Eto K, Hirayama, K. 1996 Influence of dietary protein levels on the acute toxicity of methylmercury in mice. *Toxicology.* **112**:11-17.
- Adalid R, Torres J, Miñarro M, Fuentes MV, Miquel J. 2018. First finding of *Ityogonimus lorum* and *I. ocreatus* co-infection in the Iberian mole, *Talpa occidentalis*. *Acta Parasitol.* **63**:835–838.
- Adalid R, Torres J, Miñarro M, Miquel J, Fuentes MV, Eira C. 2019. Mercury, Lead and Cadmium Concentrations in *Talpa occidentalis* and in Their Digeneans of the Genus *Ityogonimus*. *Acta Parasitologica.* **64**:464-470.
- Adamczewska-Andrzejewska KA. 1971. Methods of age determination in *Apodemus agrarius* (Pallas 1771). *Ann. Zool. Fenn.* **8**:68-71.
- Ahmed NF, Sadek KM, Soliman MK, Khalil RH, Khafaga AF, Ajarem JS, Maodaa SN, Allam AA. 2020. Moringa Oleifera Leaf Extract Repairs the Oxidative Misbalance following Sub-Chronic Exposure to Sodium Fluoride in Nile Tilapia *Oreochromis niloticus*. *Animals.* **10**:626.
- Akearok JA, Hebert CE, Braune BM, Mallory ML. 2010. Inter- and intraclutch variation in egg mercury levels in marine bird species from the Canadian Arctic. *Sci. Total Environ.* **408**:836-840.
- Al Sayegh Petkovšek S, Kopušar N, Kryštufek B. 2014. Small mammals as biomonitors of metal pollution: a case study in Slovenia. *Environ Monit Assess.* **186**:4261–4274.
- Aladaileh SH, Khafaga AF, El-Hack MEA, Al-Gabri NA, Abukhalil MH, Alfwuaires MA, Bin-Jumah M, Alkahtani S, Abdel-Daim MM, Aleya L. 2020. *Spirulina platensis* ameliorates the sub chronic toxicities of lead in rabbits via anti-oxidative, anti-inflammatory, and immune stimulatory properties. *Sci. Total Environ.* **701**:134879.
- Al-Ansari EMAS, Abdel-Moati MAR, Al-Maslmani OYI, Soliman Y, Rowe GT, Wade TL, Al-Shaikh IM, Helmi A, Kuklyte L, Chatting M, Al-Yafei MAAA. 2017. Mercury

- accumulation in *Lethrinus nebulosus* from the marine waters of the Qatar EEZ. *Mar. Pollut. Bull.* **121**:143–153.
- Ali H, Khan E. 2018. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of nonessential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **25**:1353–1376.
- Al-Kahtani MA. 2009. Accumulation of heavy metals in Tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from AL-Khadoud spring, AL-Hassa, Saudi Arabia. *Am. J. Appl. Sci.* **6**:2024.
- Alvárez CR, Moreno MJ, Alonso LL, Gómara B, Bernardo FG, Martín-Doimeadios RR, González MJ. 2013. Mercury, methylmercury, and selenium in blood of bird species from Doñana National Park (Southwestern Spain) after a mining accident. *Environ Sci Pollut Res.* **20**:5361-5372.
- Amini Z, Pazooki J, Abtahi B, Shokri MR. 2013. Bioaccumulation of Zn and Cu in Chasar bathybius (*Gobiidae*) tissue and its nematode parasite *Dichelyne minutus*, southeast of the Caspian Sea, Iran. *Indian J. Geomarine Sci.* **42**:196–200.
- Ángel Fernández J, Aboal JR, González XI, Carballeira A. 2012. Transfer and bioaccumulation variability of Cd, Co, Cr, Hg, Ni and Pb in trophic compartments of terrestrial ecosystems in Northern Spain. *Fresenius Environ. Bull.* **21**:3527-3532.
- Antonova, EP, Ilyukha VA, Komov VT, Khizhkin EA, Sergina SN, Gremyachikh VA, Kamshilova TB, Belkin VV, Yakimova AE. 2017. The Mercury Content and Antioxidant System in Insectivorous Animals (*Insectivora*, *Mammalia*) and Rodents (*Rodentia*, *Mammalia*) of Various Ecogenesis Conditions. *Biol. Bull.* **44**:1272-1277.
- Aoki K, Li C, Nishiumi T, Chen J. 2012. Self-dispersion of mercury metal into aqueous solutions. *Journal Electroanal Chem.* **682**:66–71.
- Atchison WD, Hare MF. 1994. Mechanisms of methylmercury-induced neurotoxicity. *Faseb J.* **8**:622–629.
- Atwell L, Hobson KA, Welch HE. 1998. Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an Arctic marine food web: insights from stable isotope analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **55**:1114–1121.
- Auger N, Kofman O, Kosatsky T, Armstrong B. 2005. Low-level methylmercury exposure as a risk factor for neurologic abnormalities in adults. *Neurotoxicology.* **26**:149–157.
- Ayyat MS, Ayyat AM, Naiel MA, Al-Sagheer A.A. 2020. Reversal effects of some safe dietary supplements on lead contaminated diet induced impaired growth and associated parameters in Nile tilapia. **515**:734580.
- Azevedo LS, Pestana IA, Costa Nery AF, Bastos WR, Souza CMM. 2020. Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia: interaction between seasonality and feeding habits. *Ecol. Indic.* **111**:1470–1600.
- Barregard L, Svalander C, Schutz A, Westberg G, Sallsten G, Blohme I, Molne J, Attman PO, Haglind P. 1999. Cadmium, mercury, and lead in kidney cortex of the general Swedish

- population: a study of biopsies from living kidney donors. *Environ. Health Perspect.* **107**:867–871.
- Baruš, V, Jarkovský J, Prokeš M. 2007. *Philometra ovata* (Nematoda: Philometroidea): A potential sentinel species of heavy metal accumulation. *Parasitol. Res.* **100**:929–933.
- Bayir H, Marion DW, Puccio AM, Wisniewski SR, Janesko KL, Clark RS, Kochanek PM. 2004. Marked gender effect on lipid peroxidation after severe traumatic brain injury in adult patients. *J. Neurotrauma.* **21**:1–8.
- Becker PH, González-Solís J, Behrends B, Croxall J. 2002. Feather mercury levels in seabirds at South Georgia influence of trophic position, sex and age. *Mar Ecol Prog Ser.* **243**:261–269.
- Behl C, Widmann M, Trapp T, Holsboer F. 1995. 17-beta estradiol protects neurons from oxidative stress-induced cell death in vitro. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* **216**:473–482.
- Bilandžic N, Sedak M, Đokic M, Đuras Gomercic M, Gomercic T, Zadavec M, Benic M, Prevedar Crnic A. 2012. Toxic element concentrations in the bottlenose (*Tursiops truncatus*), striped (*Stenella coeruleoalba*) and Risso's (*Grampus griseus*) dolphins stranded in eastern Adriatic Sea. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **89**:467–473.
- Bjornberg KA, Vahter M, Petersson-Grawe K, Glynn A, Cnattin-gius S, Darnerud PO, Atuma S, Aune M, Becker W, Berglund M. 2003. Methyl mercury and inorganic mercury in Swedish pregnant women and in cord blood: influence of fish consumption. *Environ. Health Perspect.* **111**:637–641.
- Blaschke H, Bäumler W. 1989. Mycophagy and spore dispersal by small mammals in bavarian forests. *For. Ecol. Manag.* **26**:237–245.
- Boening DW. 2000 Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere.* **40**:1335–1351.
- Borgsteede FHM, Okulewicz A, Zoun PEF, Okulewicz J. 2005. The gastrointestinal helminth fauna of the eider duck (*Somateria mollissima* L.) in the Netherlands. *Helminthologia* **42**:83–87.
- Borras C, Sastre J, Garcia-Sala D, Lloret A, Pallardo FV, Vina J. 2003. Mitochondria from females exhibit higher antioxidant gene expression and lower oxidative damage than males. *Free Radic. Biol. Med.* **34**:546–552.
- Bourgeon S, Leat EHK, Furness RW, Borga K, Hanssen SA, Bustnes JO. 2013. Dietary versus maternal sources of organochlorines in top predator seabird chicks: an experimental approach. *Environ. Sci. Technol.* **47**:5963–5970.
- Braune B, Gaston AJ, Gilchrist G, Mallory ML, Provencher JF. 2014. A geographical comparison of mercury in seabirds in the eastern Canadian Arctic. *Environ. Int.* **66**:92–96.
- Braune BM, Outridge PM, Fisk AT, Muir DCG, Helm PA, Hobbs K, Hoekstra PF, Kuzyk ZA, Kwan M, Letcher RJ, Lockhart WL, Norstrom RJ, Stern GA, Stirling I. 2005.

- Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: an overview of spatial and temporal trends. *Sci Total Environ.* **351**:4-56.
- Bull KR, Roberts RD, Inskip MJ, Goodman GT. 1977. Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. *Environmental Pollution.* **12**:135–140.
- Burger J, Campbell KR, Campbell TS. 2004. Gender and spatial patterns in metal concentrations in brown anoles (*Anolis sagrei*) in southern Florida. *Environ. Toxicol.* **23**:712-718.
- Burger J, Gochfeld M. 1996. Heavy metals and selenium levels in Franklin's gull (*Larus pipixcan*): parents and their eggs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **23**:431-434.
- Burger J, Gochfeld M. 1997. Risk, mercury levels, and birds: relating adverse laboratory effects to field biomonitoring. *Environ Res.* **75**:160-172.
- Burger J. 2000. Gender differences in meal patterns: role of self-caught fish and wild game in meat and fish diets. *Environ. Res.* **83**:140–149.
- Burger J. 2006. Bioindicators: A review of their use in the environmental literature 1970–2005. *Environ. Bioindic.* **1**:136–144.
- Butet A, Delettre YR. 2011. Diet differentiation between European arvicoline and murine rodents. *Acta Theriol.* **56**:297.
- Camphuysen CJ, Berrevoets CM, Cremers HJWM, Dekinga A, Dekker R, Ens BJ, et al. 2002. Mass mortality of common eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. *Biol. Conserv.* **106**:303-317.
- Carrillo MC, Kanai S, Sato Y, Kitani K. 1992. Age-related changes in antioxidant enzyme activities are region and organ, as well as sex, selective in the rat. *Mech. Ageing Dev.* **65**:187–198.
- Caurant F, Navarro M, Amiard JC. 1996. Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. *Sci. Total Environ.* **186**: 95–104.
- Clarkson TW, Magos L. 2006. The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Crit. Rev. Toxicol.* **36**:609–662.
- Clarkson TW. 1972. The pharmacology of mercury compounds. *Annu. Rev. Pharmacol.* **12**:375–406.
- Coleman WJK, Engstrom DR, Mitchel CPJ, Swain EB, Monson, BA, Balogh SJ, Jeremiason JD, Branfireun BA, Kolka RK, Almendinger JE. 2015. The effects of hydrologic fluctuation and sulfate regeneration on mercury cycling in an experimental peatland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences.* **120**:1697–1715.
- Costa RA, Eeva, T, Eira C, Vaqueiro J, Vingada JV. 2013. Assessing heavy metal pollution using Great Tits (*Parus major*): Feathers and excrements from nestlings and adults. *Environ. Monit. Assess.* **185**:5339-5344.

- Cristol DA, Brasso RL, Condon AM, Fovargue RE, Friedman SL, Hallinger KK, Monroe AP, White AE. 2008. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. *Science*. **320**:335–335.
- Čepelka L, Heroldová M, Jánová E, Suchomel J. 2014. The dynamics of nitrogenous substances in rodent diet in a forest environment. *Mammalia*. **78**:327–333.
- Daré E, Gotz ME, Zhivotovsky B, Manzo L, Ceccatelli S. 2000. Antioxidants J811 and 17beta-estradiol protect cerebellar granule cells from methylmercury-induced apoptotic cell death. *J. Neurosci. Res.* **62**:557–565.
- Davidson PW, Myers GJ, Weiss B. 2004. Mercury exposure and child development outcomes. *Pediatrics*. **113**:1023–1029.
- de Buron I, James E, Riggs-Gelasco PJ, Ringwood AH, Rolando E, Richardson D. 2009. Overview of the status of heavy metal accumulation by helminths with a note on the use of in vitro culture of adult acanthocephalans to study the mechanisms of bioaccumulation. *Neotrop. Helminthol.* **3**:101–110.
- Diamant, A. 1989. Ecology of the acanthocephalan *Sclerocollum rubrimaris* Schmidt and Paperna, 1978 (Rhadinorhynchidae: Gorgorhynchinae) from wild populations of rabbitfish (genus *Siganus*) in the northern Red Sea. *J. Fish. Biol.* **34**:387–397.
- Donaldson GM, Braune B. 1999. Sex-related levels of selenium, heavy metals, and organochlorine compounds in American white pelicans (*Pelecanus erythrorhynchos*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **37**:110–114.
- Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ, Pirrone N. 2013. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environ. Sci. Technol.* **47**:4967–4983.
- Dural M, Göksu ML, Özak AA, Derici B. 2006. Bioaccumulation of some heavy metals in different tissues of *Dicentrarchus labrax* L, 1758, *Sparus aurata* L, 1758 and *Mugil cephalus* L, 1758 from the Camlik lagoon of the eastern coast of mediterranean (Turkey). *Environ. Monit. Assess.* **118**:65–74.
- Durkalec M, Nawrocka A, Żmudzki J, Filipiek A, Niemcewicz M, Posyniak A. 2019. Concentration of Mercury in the Livers of Small Terrestrial Rodents from Rural Areas in Poland. *Molecules*. **24**:4108.
- Eagles-Smith CA, Ackerman JT, Yee J, Adelsbach TL. 2009. Mercury demethylation in waterbird livers: dose-response thresholds and differences among species. *Environ. Toxicol. Chem.* **28**:568–577.
- Eagles-Smith CA, Wiener JG, Eckley CS, Willacker JJ, Evers DC, Marvin-DiPasquale M, Obrist D, Fleck JA, Aiken GR, Lepak JM, Jackson AK, Webster JP, Stewart AR, Davis JA, Alpers CN, Ackerman JT. 2016. Mercury in western North America: A synthesis of environmental contamination, fluxes, bioaccumulation, and risk to fish and wildlife. *Science of the Total Environment*. **568**:1213–1226.
- Egeland GM, Middaugh JP. 1997. Balancing fish consumption benefits with mercury exposure. *Science*. **278**:1904–1905.

- Emel'yanova AA. 2008. Pitanie evropejskoj ryzhej polyovki verhovij Volgi i smezhnyh territorij. *Seriya Biologiya i Ekologiya*. **10**:109–117.
- Estrada-Guerrero DM, Soler-Tovar D. 2014. Las aves como bioindicadores de contaminación por metales pesados en humedales. *Ornitología Colombiana*. **14**:145-160.
- Evers DC, Savoy LJ, DeSorbo CR, Yates DE, Hanson W, Taylor KM, Siegel LS, Cooley JH Jr, Bank MS, Major A, Munney K, Mower BF, Vogel HS, Schoch N, Pokras M, Goodale MW, Fair J. 2008. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. *Ecotoxicology*. **17**:69–81.
- Falandysz J, Ichihashi H, Szymczyk K, Yamasaki S, Mizera T. 2001. Metallic elements and metal poisoning among white-tailed sea eagles from the Baltic south coast. *Mar Pollut Bull*. **42**:1190-1193.
- Falandysz J, Jakuczun B, Mizera T. 1988. Metals and organochlorines in four female white-tailed eagles. *Mar Pollut Bull*. **19**:521-526.
- Falandysz J, Krasieńska G, Pankavec S, Nnorom IC. 2014. Mercury in certain boletus mushrooms from Poland and Belarus. *J. Environ. Sci. Health B*. **49**:690-695.
- Falandysz J, Szefer P. 1983. Metals and organochlorines in a specimen of white-tailed eagle. *Environ Conserv*. **10**:256-257.
- Falandysz J, Szymczyk K, Ichihashi H, Bielawski L, Gucia M, Frankowska A, Yamasaki SI. 2010. ICP/MS and ICP/AES elemental analysis (38 elements) of edible wild mushrooms growing in Poland. *Food Addit. Contam.* **18**:503-513.
- Farkas A, Salanki J, Specziar A. 2003. Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Res.* **37**:959–964.
- Fort J, Robertson GJ, Grémillet D, Traisnel G, Bustamante P. 2014. Spatial ecotoxicology: migratory Arctic seabirds are exposed to mercury contamination while overwintering in the Northwest Atlantic. *Environ. Sci. Technol.* **48**:11560-11567.
- Frederick PC, Spalding MG, Dusek R. 2002. Wading birds as bioindicators of mercury contamination in Florida, USA: annual and geographic variation. *Environ Toxicol Chem.* **21**:163-167.
- Fredriksson A, Gardlund AT, Bergman K, Oskarsson A, Ohlin B, Danielsson B, Archer T. 1993. Effects of maternal dietary supplementation with selenite on the postnatal development of rat offspring exposed to methyl mercury in utero. *Pharmacol. Toxicol.* **72**:377–382.
- Frodello JP, Marchand B. 2001. Cadmium, copper, Lead, and zinc in five toothed whale species of the Mediterranean Sea. *Int. J. Toxicol.* **20**:339–343.
- Gandhi M, Aweeka F, Greenblatt RM, Blaschke TF. 2004. Sex differences in pharmacokinetics and pharmacodynamics. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.* **44**:499–523.

- Gann GL, Powell CH, Chumchal MM, Drenner RW. 2015. Hg-contaminated terrestrial spiders pose a potential risk to songbirds at Caddo Lake (Texas, Louisiana, USA). *Environmental Toxicology and Chemistry*. **34**:303–306.
- Gerstenberger SL, Cross CL, Divine DD, Gulmatico ML, Rothweiler AM. 2006. Assessment of mercury concentrations in small mammals collected near Las Vegas, Nevada, USA. *Environmental Toxicology*. **21**:583–589.
- Gewurtz S, Bhavsar S, Fletcher R. 2011. Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: importance for fish consumption advisories. *Environ. Int.* **37**:425–434.
- Gilmour CC, Podar M, Bullock AL, Graham AM, Brown SD, Somenahally AC, Johs A, Hurt RA Jr, Bailey KL, Elias DA. 2013. Mercury methylation by novel microorganisms from new environments. *Environmental Science and Technology*. **47**:11810–11820.
- Gimenez-Llort L, Ahlbom E, Daré, E, Vahter M, Ogren S, Ceccatelli S. 2001. Prenatal exposure to methylmercury changes dopamine-modulated motor activity during early ontogeny: age and gender-dependent effects. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* **9**:61–70.
- Gkretsi V, Mars WM, Bowen WC, Barua L, Yang Y, Guo L, Arnaud RS, Dedhar S, Wu C, Michalopoulos GK. 2007. Loss of Integrin Linked Kinase from Mouse Hepatocytes In Vitro and In Vivo Results in Apoptosis and Hepatitis. *Hepatology*. **45**:1025–1034.
- Gómez-Ramírez P, Shore RF, Van den Brink NW, Van Hattum B, Bustnes JO, Duke G, et al. 2014. An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. *Environ Int.* **67**:12–21.
- Gortat T, Barkowska M, Gryczyńska-Siemiatkowska A, Pieniążek A, Kozakiewicz A, Kozakiewicz M. 2014. The Effects of Urbanization—Small Mammal Communities in a Gradient of Human Pressure in Warsaw City, Poland. *Polish J. Ecol.* **62**:163–172.
- Grajewska A, Falkowska L, Szumiło-Pilarska E, Hajdrych J, Szubska M, Frączek T, Meissner W, Bzoma S, Beldowska M, Przystalski A, Brauze T. 2015. Mercury in the eggs of aquatic birds from the Gulf of Gdansk and Wloclawek Dam (Poland). *Environ Sci Pollut Res.* **22**:9889–9898.
- Grandjean P, Weihe P, White RF, Debes F. 1998. Cognitive performance of children prenatally exposed to “safe” levels of methylmercury. *Environ. Res.* **77**:165–172.
- Greenfield BK, Hrabik TR, Hervey CJ, Carpenten SR. 2011. Predicting mercury levels in yellow perch of water chemistry, trophic ecology and spatial traits. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **58**:1419–1429.
- Gremyachikh VA, Kvasov, DA, Ivanova ES. 2019. Patterns of mercury accumulation in the organs of bank vole *Myodes glareolus* (Rodentia, Cricetidae). *Biosystems Diversity*. **27**:329–333.
- Gutter AS. 1999. Infestation dynamics of gnathiid isopod juveniles parasitic on the coral-reef fish *Hemigymnus melapterus* (Labridae). *Marine Biology*. **135**:545–552.
- Guerrero-Castilla A, Olivero-Verbel J, Marrugo-Negrete J. 2014. Heavy metals in wild house mice from coalmining areas of Colombia and expression of genes related to oxidative

- stress, DNA damage and exposure to metals. *Mutat Res Genet Toxicol Environ Mutagen.* **762**:24-29.
- Hallanger IG, Warner NA, Ruus A, Evenset A, Christensen G, Herzke D, Gabrielsen GW, Borga K. 2010. Seasonality in contaminant accumulation in Arctic marine pelagic food webs using trophic magnification factor as a measure of bioaccumulation. *Environ. Toxicol. Chem.* **30**:1026–1035.
- Hamers T, van den Berg JHJ, van Gestel CAM, van Schooten FJ, Murk AJ. 2006. Risk assessment of metals and organic pollutants for herbivorous and carnivorous small mammal food chains in a bovine definitive hosts. *Int J Parasitol.* **28**:1173–1178.
- Hassan A, Moharram S, El Helaly H. 2018. Role of parasitic helminths in bioremediating some heavy metal accumulation in the tissues of *Lethrinus mahsena*. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* **18**:435–443.
- Hédouin L, Pringault O, Metian M, Bustamante P, Warnau M. 2010. Nickel bioaccumulation in bivalves from the New Caledonia lagoon: seawater and food exposure. *Chemosphere* **66**:1449–1457.
- Heinz GH, Hoffman DJ, Klimstra JD, Stebbins KR, Kondrad SL, Erwin CA. 2009. Species differences in the sensitivity of avian embryos to methylmercury. *Arch Environ Contam Toxicol.* **56**:129-138.
- Henny CJ, Hill EF, Hoffman DJ, Spalding MG, Grove RA. 2002. Nineteenth century mercury: hazard to wading birds and cormorants of the Carson River. Nevada. *Ecotoxicology.* **11**:213-231.
- Hobson KA, Clark RG. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes I: turnover of ¹³C in tissues. *Condor.* **94**:181-188.
- Hobson KA, Piatt JF, Pitocchelli J. 1994. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *J. Anim. Ecol.* **63**:786-798.
- Hsu-Kim H, Kucharzyk KH, Zhang T, Deshusses MA. 2013. Mechanisms regulating mercury bioavailability for methylating microorganisms in the aquatic environment: A critical review. *Environmental Science and Technology.* **47**:2441–2456.
- Hudson PJ, Dobson A. 1991. The direct and indirect effects of caecal nematode *Trichostrongylus tenuis* on red grouse. *Bird-Parasite Interactions: Ecology, Evolution and Behaviour.* Oxford University Press. **1**:49-68.
- Hultman P, Nielsen JB. 2001. The effect of dose, gender, and non-H-2 genes in murine mercury-induced autoimmunity. *J. Autoimmun.* **17**:27–37.
- Christian MS. 2001. Introduction/overview: gender-based differences in pharmacologic and toxicologic responses. *Int. J. Toxicol.* **20**:145–148.
- Jackson AK, Evers DC, Adams EM, Cristol DA, Eagles-Smith C, Edmonds ST, Gray CE, Hoskins B, Lane OP, Sauer A, et al. 2015. Songbirds as sentinels of mercury in terrestrial habitats of eastern North America. *Ecotoxicology.* **24**:453-467.

- Jackson AK, Evers DC, Etterson MA, Condon AM, Folsom SB, Detweiler J, Schmerfeld J, Cristol DA. 2011. Mercury exposure affect the reproductive success of a free-living terrestrial songbird, the Carolina Wren (*Thyrothorus ludovicianus*). *Auk*. **128**:759-769.
- Jamieson SE, Gilchrist HG, Merkel FR, Falk K, Diamond AW. 2006. An evaluation of methods used to estimate carcass composition of common eiders *Somateria mollissima*. *Wildl. Biol.* **12**:219-226.
- Janiga M, Haas M. 2019. Alpine accentors as monitors of atmospheric long-range lead and mercury pollution in alpine environments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **26**:2445-2454.
- Jankovská I, Miholová D, Romocuský S, Petrtýl M, Langrová I, Kalous L, Sloup V, Válek P, Vadlejch J, Lukešová D. 2014. Importance of fish gender as a factor in environmental monitoring of mercury. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **21**:6239–6242.
- Jarosz-Krzemińska E, Mikołajczyk N, Adameic E. 2020. Content of toxic metals and As in marine and freshwater fish species available for sale in EU supermarkets and health risk associated with its consumption. *J. Sci. Food Agric.* **101**:2818–2827.
- Jelaska ŠL, Jurasović J, Brown DS, Vaughan IP, Symondson WOC. 2014. Molecular field analysis of trophic relationships in soil-dwelling invertebrates to identify mercury, lead and cadmium transmission through forest ecosystems. *Mol Ecol.* **23**:3755–3766.
- Kalisińska E, Łanocha-Arendarczyk N, Kosik-Bogacka DI, Mercury Hg. 2019. In *Mammals and Birds as Bioindicators of Trace Element Contaminations in Terrestrial Environments*. Springer International Publishing: Cham, Switzerland. **3**:593-653.
- Kalisinska E, Lisowski P, Kosik-Bogacka DI. 2012. Red Fox *Vulpes vulpes* (L, 1758) as a Bioindicator of Mercury Contamination in Terrestrial Ecosystems of North-Western Poland. *Biol. Trace Elem. Res.* **145**:172-180.
- Kalisinska E, Lisowski P, Salicki W, Kucharska T, Kavetska K. 2009, Mercury in wild terrestrial carnivorous mammals from north-western Poland and unusual fish diet of red fox. *Acta Theriol.* **54**:345-356.
- Kataržyte M, Kutorga E. 2011. Small mammal mycophagy in hemiboreal forest communities of Lithuania. *Cent. Eur. J. Biol.* **6**:446-456.
- Kehrig HA, Seixas TG, Malm O, Di Benedetto APM, Rezende CE, 2013. Mercury and selenium biomagnification in a brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: a case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. *Mar. Pollut. Bull.* **75**:283–290.
- Keitt SK, Fagan TF, Marts SA. 2004. Understanding sex differences in environmental health: a thought leaders roundtable. *Environ. Health Perspect.* **112**:604–609.
- Key C, Ross C. 1999. Sex differences in energy expenditure in non-human primates. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **266**:2479:2485.
- Khaleghzadeh-Ahangar H, Malek M, McKenzie K. 2011. The parasitic nematodes *Hysterothylacium* sp. type MB larvae as bioindicators of lead and cadmium: A comparative study of parasite and host tissues. *Parasitology.* **138**:1400–1405.

- Kim EY, Murakami T, Saeki K, Tatsukawa R. 1996. Mercury levels and its chemical form in tissues and organs of seabirds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **30**:259-266.
- Klepeis NE, Nelson WC, Ott WR, Robinson JP, Tsang AM, Switzer P, Behar JV, Hern SC, Engelmann WH. 2001. The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): A resource for assessing exposure to environmental pollutants. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* **11**:231.
- Komov VT, Ivanova ES, Poddubnaya NY, Gremyachikh VA. 2017. Mercury in soil, earthworms and organs of voles *Myodes glareolus* and shrew *Sorex araneus* in the vicinity of an industrial complex in Northwest Russia (Cherepovets). *Environmental Monitoring and Assessment.* **189**:104.
- Korstian JM, Chumchal MM, Bennett VJ, Hale AM. 2018. Mercury contamination in bats from the central United States. *Environ. Toxicol. Chem.* **37**:160-165.
- Kowalski K, Pucek Z, Ruprecht AL. 1984. In *Klucz do Oznaczania Ssaków Polski*; Pucek, Z., Ed.; PWN: Warsaw. Poland. **7**:149-240.
- Lavoie RA, Jardine TD, Chumchal MM, Kidd KA, Campbell LM. 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide metaanalysis. *Environ. Sci. Technol.* **47**:13385–13394.
- Lawson MC, Cullen JA, Nunnally CC, Rowe GT, Hala DN. 2021. PAH and PCB body-burdens in epibenthic deep-sea invertebrates from the northern Gulf of Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* **162**:111825.
- Le Bourg B, Kiszka JJ, Bustamante P, Heithaus MR, Jaquemet S, Humber F. 2019. Effect of body length, trophic position and habitat use on mercury concentrations of sharks from contrasted ecosystems in the southwestern Indian Ocean. *Environ. Res.* **169**:387–395.
- Le Roux S, Baker P, Crouch A. 2016. Bioaccumulation of total mercury in the earthworm *Eisenia andrei*. *Springerplus.* **5**:681.
- Leat EHK, Bourgeon S, Magnúsdóttir E, Gabrielsen GW, Grecian WJ, Hanssen SA, et al. 2013. Influence of wintering area on persistent organic pollutants in a breeding migratory seabird. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **491**:277-293.
- Lewis MA, Devereux R. 2009. Nonnutrient anthropogenic chemicals in seagrass ecosystems: fate and effects. *Environ. Toxicol. Chem.* **28**:644–661.
- Lewis SA, Furness RW. 1991. Mercury accumulation and excretion by laboratory reared black-headed Gulls (*Larus ridibundus*) chicks. *Arch Environ Contam Toxicol.* **21**:316-320.
- Li L, Xu Z, Wu J, Tian G. 2010. Bioaccumulation of heavy metals in the earthworm *Eisenia fetida* in relation to bioavailable metal concentrations in pig manure. *Bioresour Technol.* **101**:3430–3436.
- Lindberg S, Bullock R, Ebinghaus R, Engstrom D, Feng X, Fitzgerald W, Pirrone N, Prestbo E, Seigneur C. 2007. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. *Ambio.* **36**:19–32.

- Lopez J, Wey WT, Blumstein DT. 2013. Patterns of prevalence and individual infection in yellow-bellied marmots. *J. Zool.* **291**:296-303.
- Lotfy WM, Ezz AM, Hassan AAM. 2013. Bioaccumulation of some heavy metals in the liver flukes *Fasciola hepatica* and *F. gigantica*. *Iran J Parasitol.* **8**:552–558.
- Lucia M, Strøm H, Bustamante P, Gabrielsen GW. 2016. Trace element concentrations in relation to the trophic behaviour of endangered ivory gulls (*Pagophila eburnea*) during their stay at a breeding site in Svalbard. *Arch Environ Contam Toxicol.* **71**:518-529.
- Luckenbach T, Triebkorn R, Müller E, Oberemm A. 2001. Toxicity of waters from two streams to early life stages of brown trout (*Salmo trutta f. fario* L.), tested under semi-field conditions. *Chemosphere.* **45**:571–579.
- Maage A, Nilsen BM, Julshamn K, Frøyland L, Valdersnes S. 2017. Total mercury, methylmercury, inorganic arsenic and other elements in meat from minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) from the north East Atlantic Ocean. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **99**:161–166.
- Madgett AS, Yates K, Webster L, McKenzie C, Moffat CF. 2019. Understanding marine food web dynamics using fatty acid signatures and stable isotope ratios: improving contaminant impacts assessments across trophic levels. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **227**:106327.
- Madgett AS, Yates K, Webster L, McKenzie C, Moffat CF. 2021. The concentration and biomagnification of trace metals and metalloids across four trophic levels in a marine food web. *Marine Pollution Bulletin.* **173**:112929.
- Magos L, Peristianis GC, Clarkson TW, Brown A, Preston S, Snowden RT. 1981. Comparative study of the sensitivity of male and female rats to methylmercury. *Arch. Toxicol.* **48**:11–20.
- Mallory ML, Braune BM, Wayland M, Gilchrist HG, Dickson DL. 2004. Contaminants in common eiders (*Somateria mollissima*) of the Canadian Arctic. *Environ. Rev.* **12**:197-218.
- Mancera-Rodríguez NJ, Álvarez-León R. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biol Colomb.* **11**:3-23.
- Marcogliese DJ, Pietrock M. 2011. Combined effects of parasites and contaminants on animal health: parasites do matter. *Trends Parasitol.* **27**:123-130.
- Martin PA, Hughes KD, Campbell GD, Shutt JL. 2018. Metals and Organohalogen contaminants in bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) from Ontario, 1991-2008. *Arch Environ Contam Toxicol.* **74**:305-317.
- Martiniaková M, Omelka R, Grosskopf B, Jančová A. 2010. Yellow-necked mice (*Apodemus flavicollis*) and bank voles (*Myodes glareolus*) as zoomonitors of environmental contamination at a polluted area in Slovakia. *Acta Vet. Scand.* **52**:58.

- Mason RP, Sheu GR. 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles*. **16**:1093.
- Mazurkiewicz M. 1994. Factors influencing the distribution of the bank vole in forest habitats. *Acta Theriol.* **39**:113-126.
- Mckeown-Eyssen GE, Ruedy J, Neims A. 1983. Methyl mercury exposure in northern Quebec. II. Neurologic findings in children. *Am. J. Epidemiol.* **118**:470–479.
- McCrill C, Boyer LV, Flood TJ, Ortega L. 2000. Mercury toxicity due to use of a cosmetic cream. *J. Occup. Environ. Med.* **42**:4–7.
- Mehana EE, Khafaga AF, Elblehi SS, Abd El-Hack ME, Naiel MAE, Bin-Jumah M, Othman SI, Allam AA. 2020. Biomonitoring of Heavy Metal Pollution Using Acanthocephalans Parasite in Ecosystem: An Updated Overview. *Animals*. **10**:811.
- Miller MA. 2001. Gender-based differences in the toxicity of pharmaceuticals—the Food and Drug Administration’s perspective. *Int. J. Toxicol.* **20**:149–152.
- Mocarelli P, Brambilla P, Gerthoux PM, Patterson Jr DG, Needham LL. 1996. Change in sex ratio with exposure to dioxin. *Lancet* **348**:409.
- Monteiro DA, Rantin FT, Kalinin AL. 2010. Inorganic mercury exposure: toxicological effects, oxidative stress biomarkers and bioaccumulation in the tropical freshwater fish *Brycon amazonicus* (Spix and agassiz, 1829). *Ecotoxicology* **19**:105–123.
- Monteiro LR, Furness RW. 1996. Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. *Water Air Soil Pollut.* **80**:851–870.
- Morel FMM, Price NM. 2003. The biogeochemical cycles of trace metals in the oceans. *Science*. **300**:944–947.
- Morrill A, Provencher JF, Forbes MR. 2014. Testing for dual impacts of contaminants and parasites on hosts: the importance of skew. *Environ. Rev.* **22**:445-456.
- Mosbech A, Gilchrist G, Merkel F, Sonne C, Flagstad A, Nyegaard H. 2006. Yearround movements of northern common eiders *Somateria mollissima borealis* breeding in Arctic Canada and West Greenland followed by satellite telemetry. *Ardea* **94**:651-665.
- Mustafa C, Guluzar A. 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environ. Pollut.* **2112**:129–136.
- Nachev M, Schertzinger G, Sures B. 2013. Comparison of the metal accumulation capacity between the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis* and larval nematodes of the genus *Eustrongylides* sp. infecting barbel (*Barbus barbus*). *Parasites Vectors*. **6**:21.
- Najm M, Fakhar M. 2015. Helminthic parasites as heavy metal bioindicators in aquatic ecosystems. *Med. Lab. J.* **9**:26–32.
- Nicolas V, Martínez-Vargas J, Hugot JP. 2017. Molecular data and ecological niche modelling reveal the evolutionary history of the common and Iberian moles (*Talpidae*) in Europe. *Zool Scr.* **46**:12-26.

- Niedhammer I, Saurel-Cubizolles MJ, Piciotti M, Bonenfant S. 2000. How is sex considered in recent epidemiological publications on occupational risks? *Occup. Environ. Med.* **57**:521–527.
- Nielsen JB, Andersen O. 1991. Methyl mercuric chloride toxicokinetics in mice. II: sexual differences in whole-body retention and deposition in blood, hair, skin, muscles and fat. *Pharmacol. Toxicol.* **68**:208–211.
- Ochoa-Acuña H, Sepúlveda MS, Gross TS. 2002. Mercury in feathers from Chilean birds: influence of location, feeding strategy, and taxonomic affiliation. *Mar Pollut Bull.* **44**:340–345.
- Olivero-Verbel J, Agudelo-Frias D, Caballero-Gallardo K. 2013. Morphometric parameters and total mercury in eggs of snowy egret (*Egretta thula*) from Cartagena Bay and Totumo Marsh, north of Colombia. *Mar Pollut Bull* **69**:105–109.
- Olivieri G, Novakovic M, Savaskan E, Meier F, Baysang G, Brockhaus M, Muller-Spahn F. 2002. The effects of beta-estradiol on SHSY5Y neuroblastoma cells during heavy metal induced oxidative stress, neurotoxicity and beta-amyloid secretion. *Neuroscience* **113**:849–855.
- Ortiz C, Weiss-Penzias PS, Fork S, Flegal AR. 2015. Total and Monomethyl Mercury in Terrestrial Arthropods from the Central California Coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **94**:425–430.
- Oswald CJ, Heyes A, Branfireun BA. 2014. Fate and transport of ambient mercury and applied mercury isotope in terrestrial upland soils: Insight from the metaallicus watershed. *Environmental Science and Technology.* **48**:1023–1031.
- Ozaki S, Fritsch C, Valot B, Mora F, Cornier T, Scheifler R, Raoul F. 2019. How Do Richness and Composition of Diet Shape Trace Metal Exposure in a Free-Living Generalist Rodent, *Apodemus sylvaticus*. *Environ. Sci. Technol.* **53**:5977–5986.
- Pan J, Plant JA, Voulvoulis N, Oates CJ, Ihlenfeld C. 2010. Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environ Geochem Health.* **32**:1–12.
- Parmar TK, Rawtani D, Agrawal Y. 2016. Bioindicators: The natural indicator of environmental pollution. *Front. Life Sci.* **9**:110–118.
- Petkovsek SA, Kopusar N, Krystufek B. 2014. Small mammals as biomonitors of metal pollution: A case study in Slovenia. *Environmental Monitoring and Assessment.* **186**:4261–4274.
- Piatt JF, Harding AMA, Shultz M, Speckman SG, van Pelt TI, Drew GS, et al., 2007a. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **352**:221–234.
- Piatt JF, Sydeman WJ, Wiese F. 2007b. A modern role for seabirds as indicators. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **352**:199–204.

- Pouil S, Teyssié JL, Rouleau C, Fowler SW, Metian M, Bustamante P, Warnau M. 2017. Comparative study of trophic transfer of the essential metals Co and Zn in two tropical fish: a radiotracer approach. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **486**:42–51.
- Poulin R. 1996. Sexual inequalities in helminth infections: a cost of being a male? *Am. Nat.* **146**:287-295.
- Provencher JF, Gilchrist HG, Mallory ML, Mitchell GW, Forbes MR. 2016. Direct and indirect causes of sex differences in mercury concentrations and parasitic infections in a marine bird. *Science of the Total Environment.* **551-552**:506-512.
- Pyka I, Wierzchowski K. 2016. Estimated mercury emissions from coal combustion in the households sector in Poland. *J. Sustain. Min.* **15**:66–72.
- Pyta H, Rosik-Dulewska C, Czaplicka M. 2009. Speciation of Ambient Mercury in the Upper Silesia Region, Poland. *Water. Air. Soil Pollut.* **197**:233-240.
- Rainbow PS, Phillips DJH, Depledge MH. 1990. The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates a need for laboratory investigation of accumulation strategies. *Mar. Pollut. Bull.* **21**: 321–324.
- Rainbow PS. 2003. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environ. Pollut.* **121**:497–507.
- Ribas A, Casanova JC. 2006. Helminth fauna of *Talpa* spp. in the Palaearctic Realm. *J. Helminthol.* **80**:1–6.
- Rieder SR, Brunner I, Horvat M, Jacobs A, Frey B. 2011. Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils. *Environ. Pollut.* **159**:2861-2869.
- Riget F, Dietz R, Johansen P, Asmund G. (2000). Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine biota and sediments during AMAP phase 1. *Sci Total Environ.* **245**:3–14.
- Richir J, Gobert S. 2016. Trace elements in marine environments: occurrence, threats and monitoring with special focus on the coastal Mediterranean. *J. Environ. Anal. Toxicol.* **6**:349.
- Rimmer CC, McFarland KP, Evers DC, Miller EK, Aubry Y, Busby D, Taylor RJ. 2005. Mercury concentrations in Bicknell's thrush and other insectivorous passerines in montane forests of northeastern North America. *Ecotoxicology.* **14**:223–240.
- Rimmer CC, Miller EK, McFarland KP, Taylor RJ, Faccio SD. 2010. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest. *Ecotoxicology.* **19**:697–709.
- Robinson SA, Forbes MR, Hebert CE. 2009. Parasitism, mercury contamination, and stable isotopes in fish-eating double-crested cormorants: no support for the coingestion hypothesis. *Can. J. Zool.* **87**:740-747.

- Robinson SA, Lajeunesse MJ, Forbes MR. 2012. Sex differences in mercury contamination of birds: testing multiple hypotheses with meta-analysis. *Environ. Sci. Technol.* **46**:7094-7101.
- Rodríguez Álvarez C, Jiménez-Moreno M, Guzmán Bernardo FJ, Rodríguez Martín-Doimeadios RC, Berzas Nevado JJ. 2018. Using species-specific enriched stable isotopes to study the effect of fresh mercury inputs in soil-earthworm systems. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **147**:192-199
- Rossi AD, Ahlbom E, Ogren SO, Nicotera P, Ceccatelli S. 1997. Prenatal exposure to methylmercury alters locomotor activity of male but not female rats. *Exp. Brain Res.* **117**: 428–436.
- Rowland IR, Robinson RD, Doherty RA. 1984. Effects of diet on mercury metabolism and excretion in mice given methylmercury: Role of gut Flora. *Arch. Environ. Health.* **39**:401–408.
- Rumbold DG, Miller KE, Dellinger TA, Haas N. 2017. Mercury concentrations in feathers of adult and nestling osprey (*Pandion haliaetus*) from coastal and freshwater environments of Florida. *Arch Environ Contam Toxicol.* **72**:31-38.
- Rutkowska M, Bajger-Nowak G, Kowalewska D, Bzoma S, Kalisińska E, Namieśnik J, Konieczka P. 2019. Methylmercury and total mercury content in soft tissues of two birdspecies wintering in the Baltic Sea near Gdansk, Poland. *Chemosphere.* **219**:140–147.
- Sabra FS, Mehana E. 2015. Pesticides toxicity in fish with particular reference to insecticides. *Asian J. Agric. Food. Sci.* **3**:40–61.
- Sager M. 1997. Possible trace metal load from fertilizers. *Bodenkultur.* **48**:217–223.
- Sager PR, Aschner M, Rodier PM. 1984. Persistent, differential alterations in developing cerebellar cortex of male and female mice after methylmercury exposure. *Brain Res.* **314**:1–11.
- Sakamoto M, Nakano A, Akagi H. 2001. Declining Minamata male birth ratio associated with increased male fetal death due to heavy methylmercury pollution. *Environ. Res.* **87**:92–98.
- Sánchez-Chardi A, López-Fuster M. 2009. Metal and metalloid accumulation in shrews (*Soricomorpha*, *Mammalia*) from two protected Mediterranean costal sites. *Environmental Pollution.* **157**:1243–1248.
- Sánchez-Chardi A, López-Fuster MJ, Nadal J. 2007. Bioaccumulation of lead, mercury, and cadmium in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, from the Ebro Delta (NE Spain): Sex- and age-dependent variation. *Environ. Pollut.* **145**:7-14.
- Sánchez-Chardi A, Peñarroja-Matutano C, Oliveira Ribeiro CA, Nadal J. 2007. Bioaccumulation of metals and effects of a landfill in small mammals. Part II. The wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. *Chemosphere.* **70**:101–109.

- Sankhla MS, Kumari M, Nandan M, Kumar R, Agrawal P. 2016. Heavy metals contamination in water and their hazardous effect on human health—A review. *Int. J. Curr. Microbiol. Appl. Sci.* **5**:759–766.
- Sarafian T, Verity MA. 1991. Oxidative mechanisms underlying methyl mercury neurotoxicity. *Int. J. Dev. Neurosci.* **9**:147–153.
- Scarpa M, Rigo A, Viglino P, Stevanato R, Bracco F, Battistin L. 1987. Age dependence of the level of the enzymes involved in the protection against active oxygen species in the rat brain. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* **185**:129–133.
- Seco J, Freitas R, Xavier JC, Bustamante P, Coelho JP, Coppola F, Saunders RA, Almeida A, Fielding S, Pardal MA, Stowasser G, Pompeo G, Tarling GA, Brierley AS, Pereira E. 2021. Oxidative stress, metabolic activity and mercury concentrations in Antarctic krill *Euphausia superba* and myctophid fish of the Southern Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* **166**:112178.
- Selin NE. 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: A review. *Annual Review of Environment and Resources.* **34**:43–63.
- Shchipanov NA, Kupcov AV, Kalinin AA, Demidova TB, Olejnichenko VY, Lyapina MG, Aleksandrov DY, Raspopova AA, Pavlova SV, Tumas'yan FA. 2010. Melkie mlekopitayushchie yugo-vostoka Tverskoj oblasti. *Soobshchenie 1. Fauna i biotopicheskoe raspredelenie. Sibirskij Ekologicheskij Zhurnal.* **17**:799–806.
- Shoemaker PA, Ghaemghami J. 2003. Protecting the public from mercury exposure: success through microexchange events. *Am. J. Public Health* **93**:1997–1999.
- Schalk G, Forbes MR. 1997. Male biases in parasitism of mammals: effects of study type, host age, and parasite taxon. *Oikos.* **78**:67-74.
- Scheuhammer A, Braune B, Chan HM, Frouin H, Krey A, Letcher R, Loseto L, Noël M, Ostertag S, Ross P, Wayland M. 2015. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. *Sci. Total Environ.* **509–510**:91–103.
- Scheuhammer AM, Basu N, Burgess N, Elliott J, Campbell G, Wayland M, et al. 2008. Relationships among mercury, selenium, and neurochemical parameters in common loons (*Gavia immer*) and bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). *Ecotoxicology* **17**:93-101.
- Scheuhammer AM, Meyer MW, Sandheinrich MB, Murray MW. 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *AMBIO.* **36**:12-19.
- Schiller E. 1954. Studies on the helminth fauna of Alaska. XVIII. Cestode parasites in young Anseriformes on the Yukon Delta nesting grounds. *Trans. Am. Microsc. Soc.* **73**:194-201.

- Schulwitz SE, Chumchal MM, Johnson JA. 2015. Mercury concentrations in birds from two atmospherically contaminated sites in North Texas, USA. *Arch Environ Contam Toxicol.* **69**:390–398.
- Schwab FE, Simon NPP, Nash S. 2005. Age and sex segregation of wintering willow ptarmigan in Labrador. *Northeast. Nat.* **12**:113-118.
- Sierra-Marquez L, Peñuela-Gomez S, Franco-Espinosa L, Gomez-Ruiz D, Diaz-Nieto J, Sierra-Marquez J, Olivero-Verbel J. 2018. Mercury levels in birds and small rodents from Las Orquideas National Natural Park, Colombia. *Environmental Science and Pollution Research.* **25**:35055-35063.
- Singer CA, Rogers KL, Dorsa DM. 1998. Modulation of Bcl-2 expression: a potential component of estrogen protection in NT2 neurons. *Neuroreport* **9**:2565–2568.
- Sneddon J, Clement R, Riby P, Lepp NW. 2009. Source-pathway-receptors investigation of the fate of trace elements derived from shot-gun pellets discharged in terrestrial ecosystems managed for game shooting. *Environmental Pollution.* **157**:2663–2669.
- Soo YO, Chow KM, Lam CW, Lai FM, Szeto CC, Chan MH, Li PK. 2003. A whitened face woman with nephrotic syndrome. *Am. J. Kidney Dis.* **41**:250–253.
- Sukocheva OA, Yang Y, Gierthy JF, Seegal RF. 2005. Methyl mercury influences growth-related signaling in MCF-7 breast cancer cells. *Environ. Toxicol.* **20**:32–44.
- Sures B, Jürges G, Taraschewski H. 1998. Relative concentrations of heavy metals in the parasites *Ascaris suum* (Nematoda) and *Fasciola hepatica* (Digenea) and their respective porcine and
- Sures B, Nachev M, Selbach C, Marcogliese DJ. 2017. Parasite responses to pollution: What we know and where we go in ‘Environmental Parasitology’. *Parasites Vectors.* **10**:65.
- Sures B, Reimann N. 2003. Analysis of trace metals in the Antarctic host-parasite system *Notothenia coriiceps* and *Aspersentis megarhynchus* (Acanthocephala) caught at King George Island, South Shetland Islands. *Polar Biol* **26**:680–686.
- Sures B, Scheible T, Bashtar AR, Taraschewski H. 2003. Lead concentrations in *Hymenolepis diminuta* adults and *Taenia taeniaeformis* larvae compared to their rat host (*Rattus norvegicus*) sampled from the city of Cairo, Egypt. *Parasitology.* **127**:483–487.
- Sures, B. 2003. Accumulation of heavy metals by intestinal helminths in fish: An overview and perspective. *Parasitology.* **126**:S53–S60.
- Talmage SS, Walton BT. 1991. Small mammals as monitors of environmental contaminants. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **119**:47-145.
- Talmage SS, Walton BT. 1993. Food chain transfer and potential renal toxicity of mercury to small mammals at a contaminated terrestrial field site. *Ecotoxicology.* **2**:243–256.
- Taskiran D, Kutay FZ, Sozmen E, Pogun S. 1997. Sex differences in nitrite/nitrate levels and antioxidant defense in rat brain. *Neuroreport* **8**:881–884.

- Tavshunsky I, Eggert SL, Mitchell CPJ. 2017. Accumulation of methylmercury in invertebrates and masked shrews (*Sorex cinereus*) at an upland forest–peatland interface in Northern Minnesota, USA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **99**:673–678.
- Thomas DJ, Fisher HL, Sumler MR, Marcus AH, Mushak P, Hall LL. 1986. Sexual differences in the distribution and retention of organic and inorganic mercury in methyl mercury-treated rats. *Environ. Res.* **41**:219–234.
- Thomas DJ, Fisher HL, Sumler MR, Mushak P, Hall LL. 1987. Sexual differences in the excretion of organic and inorganic mercury by methyl mercury-treated rats. *Environ. Res.* **43**:203–216.
- Tjerngren I, Karlsson T, Bjorn E, Skyllberg U. 2012. Potential Hg methylation and MeHg demethylation rates related to the nutrient status of different boreal wetlands. *Biogeochemistry*. **108**:335–350.
- Topashka-Ancheva M, Metcheva R, Teodorova S. 2003. A comparative analysis of the heavy metal loading of small mammals in different regions of Bulgaria II: Chromosomal aberrations and blood pathology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **54**:188–193.
- Torres J, Peig J, Eira C, Borrás M. 2006. Cadmium and lead concentrations in *Skrjabinotaenia lobata* (Cestoda: Catenotaeniidae) and in its host, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) in the urban dumping site of Garraf (Spain). *Environ Pollut.* **143**:4–8.
- Tsipoura N, Burger J, Niles L, Dey A, Gochfeld M, Peck M, Mizrahi D. 2017. Metal levels in shorebird feathers and blood during migration through Delaware Bay. *Arch Environ Contam Toxicol.* **72**:562-574.
- Tsz-Ki Tsui M, Liu S, Brasso RL, Blum JD, Kwon SY, Ulus Y, Nollet YH, Balogh SJ, Eggert SL, Finlay JC. 2019. Controls of Methylmercury Bioaccumulation in Forest Floor Food Webs. *Environ. Sci. Technol.* **53**:2434-2440.
- Usuki F, Yasutake A, Umehara F, Tokunaga H, Matsumoto M, Eto K, Ishiura S, Higuchi, I. 2001. In vivo protection of a watersoluble derivative of vitamin E, Trolox, against methylmercury intoxication in the rat. *Neurosci. Lett.* **304**:199–203.
- Vahter M, Akesson A, Lidén C, Ceccatelli S, Berglund M. 2007. Gender differences in the disposition and toxicity of metals. *Environmental Research*. **104**:85-95.
- Vahter M, Akesson A, Lind B, Bjors U, Schutz A, Berglund M. 2000. Longitudinal study of methylmercury and inorganic mercury in blood and urine of pregnant and lactating women, as well as in umbilical cord blood. *Environ. Res.* **84**:186–194.
- Vardanyan L, Schmieder K, Sayadyan H, Heege T, Heblinski J, Agyemang T, De J, Breuer J. 2007. Heavy metal accumulation by certain aquatic macrophytes from Lake Sevan (Armenia). **1**:1020–1038.
- Vucetich LM, Vucetich JA, Cleckner LB, Gorski PR, Peterson RO. 2001. Mercury concentration in deer mouse (*Peromyscus maniculatus*) tissues from Isle Royale National Park. *Environmental Pollution*. **114**:113–118.

- Wada H, Yates DE, Evers DC, Taylor RJ, Hopkins WA. 2010. Tissue mercury concentrations and adrenocortical responses of female big brown bats (*Eptesicus fuscus*) near a contaminated river. *Ecotoxicology*. **19**:1277-1284.
- Waheed R, El Asely AM, Bakery H, El-Shawarby R, Abuo-Salem M, Abdel-Aleem N, Malhat F, Khafaga A, Abdeen A. 2020. Thermal stress accelerates mercury chloride toxicity in *Oreochromis niloticus* via up-regulation of mercury bioaccumulation and HSP70 mRNA expression. *Sci. Total Environ.* **718**:137326.
- Wakawa R, Uzairu A, Kagbu J, Balarabe M. 2008. Impact assessment of element discharge on physico-chemical parameters and some heavy metal concentrations in surface water of River Challawa Kano, Nigeria. *Afr. J. Pure Appl. Chem.* **2**: 100–106.
- Waterman JM, Macklin GF, Enright C. 2013. Sex-biased parasitism in Richardson's ground squirrels (*Urocitellus richardsonii*) depends on the parasite examined. *Can. J. Zool.* **92**:73-79.
- Wayland M, Gilchrist HG, Dickson DL, Bollinger T, James C, Carreno RA, et al. 2001. Trace elements in king eiders and common eiders in the Canadian Arctic. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **41**:491-500.
- Wiener J, Krabbenhoft D, Heinz G, Scheuhammer AM. 2003. *Ecotoxicology of mercury. Handbook of ecotoxicology.* CRC Press. New York. **1**:409-463.
- Wiener JG, Krabbenhoft DP, Heinz GH, Scheuhammer AM. 2003. *Ecotoxicology of mercury.* In: *Handbook of ecotoxicology*, 2nd edn. Taylor & Francis Group. LLC. Florida. **3**:409-464.
- Won EJ, Choi B, Hong S, Khim JS, Shin KH. 2018. *Environ. Pollut.* **238**:677–690.
- Xia W, Chen L, Deng X, Liang G, Giesy JP, Rao Q, Wen Z, Wu Y, Chen J, Xie P. 2019. Spatial and interspecies differences in concentrations of eight trace elements in wild freshwater fishes at different trophic levels from middle and eastern China. *Sci. Total Environ.* **672**:883–892.
- Xu J, Buck M, Eklöf K, Ahmed OO, Schaefer JK, Bishop K, Skjellberg U, Björn E, Bertilsson S, Bravo AG. 2019. Mercury methylating microbial communities of boreal forest soils. *Sci. Rep.* **9**:1-13.
- Yavuz M, Aktas O. 2017. Heavy metal accumulation in the *Microtus guentheri* (Danford and Alston, 1880) living near the mines as biomonitor. *Fresenius Environ. Bull.* **26**:1104-1121.
- Zheng D, Liu X, Jin D, Li H, Li X. 2018. Mercury bioaccumulation in arthropods from typical community habitats in a zinc-smelting area. *Environ. Geochem. Health.* **40**:1329-1337.
- Zheng N, Wang S, Dong W, Hua X, Li Y, Song X, Chu Q, Hou S, Li Y. 2019. The toxicological effects of mercury exposure in marine fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **102**:714–720.

Zielonka U, Hlawiczka S, Fudala J, Wängberg I, Munthe J. 2005. Seasonal mercury concentrations measured in rural air in Southern Poland: Contribution from local and regional coal combustion. *Atmos. Environ.* **39**:7580-7586.

9 Samostatné přílohy

Příloha 1: Přehled v práci uvedených druhů parazitů s autorem a rokem popisu

| Vědecký název | Autor, rok |
|-------------------------------|----------------------------|
| <i>Combesia macrobursata</i> | Chertkova & Rodonaja, 1965 |
| <i>Hymenolepis diminuta</i> | Rudolphi, 1819 |
| <i>Ityogonimus lorum</i> | Dujardin, 1845 |
| <i>Ityogonimus ocreatus</i> | Goeze, 1782 |
| <i>Ityogonimus scalopi</i> | Turner & McKeever, 1980 |
| <i>Mosgovoyia ctenoides</i> | Railliet, 1890 |
| <i>Oryctolagus cuniculus</i> | Linnaeus, 1758 |
| <i>Skrjabinotaenia lobata</i> | Baer, 1925 |

Příloha 2: Přehled v práci uvedených druhů ostatních živočichů s autorem a rokem popisu

| Český název | Vědecký název | Autor, rok |
|------------------------|--------------------------------------|-------------------------|
| alkoun flustozobý | <i>Uria lomvia</i> | Linnaeus, 1758 |
| anolis šedý | <i>Anolis sagrei</i> | Duméril & Bibron, 1837 |
| běložubka tmavá | <i>Crocidura russula</i> | Hermann, 1780 |
| burňák lední | <i>Fulmarus glacialis</i> | Linnaeus, 1761 |
| guan caucský | <i>Penelope perspicax</i> | Bangs, 1911 |
| hraboš Güntherův | <i>Microtus guentheri</i> | Danford & Alston, 1880 |
| hraboš mokřadní | <i>Microtus agrestis</i> | Linnaeus, 1761 |
| hraboš polní | <i>Microtus arvalis</i> | Pallas, 1778 |
| chaluha velká | <i>Stercorarius skua</i> | Brünnich, 1764 |
| kajka mořská atlantská | <i>Somateria mollissima borealis</i> | Brehm, 1824 |
| králík divoký | <i>Oryctolagus cuniculus</i> | Linnaeus, 1758 |
| krtek balkánský | <i>Talpa stankovici</i> | Martino & Martino, 1931 |
| krtek iberský | <i>Talpa occidentalis</i> | Cabrera, 1907 |
| krtek obecný | <i>Talpa europaea</i> | Linnaeus, 1758 |
| krtek římský | <i>Talpa romana</i> | Thomas, 1902 |
| krtek slepý | <i>Talpa caeca</i> | Savi, 1822 |
| křeček bělonohý | <i>Peromyscus leucopus</i> | Rafinesque, 1818 |
| křeček kaktusový | <i>Peromyscus eremicus</i> | Baird, 1858 |
| křeček pouštní | <i>Neotoma lepida</i> | Thomas, 1893 |
| křeček dlouhoocasý | <i>Peromyscus maniculatus</i> | Wagner, 1845 |
| myš domácí | <i>Mus musculus</i> | Linnaeus, 1758 |
| myšice křovinná | <i>Apodemus sylvaticus</i> | Linnaeus, 1758 |
| myšice lesní | <i>Apodemus flavicollis</i> | Melchior, 1834 |
| myšice temnopásá | <i>Apodemus agrarius</i> | Pallas, 1771 |
| norník rudý | <i>Myodes glareolus</i> | Schreber, 1780 |
| potkan obecný | <i>Rattus norvegicus</i> | Berkenhout, 1769 |
| pytlouš pouštní | <i>Chaetodipus penicillatus</i> | Woodhouse, 1852 |
| racek vnitrozemský | <i>Larus pipixcan</i> | Wagler, 1831 |
| rejsek krátkoocasý | <i>Blarina brevicauda</i> | Say, 1823 |
| rejsek malý | <i>Sorex minutus</i> | Linnaeus, 1758 |
| rejsek obecný | <i>Sorex araneus</i> | Linnaeus, 1758 |

| | | |
|-----------------------|---------------------------------|----------------|
| slávka severní | <i>Modiolus modiolus</i> | Linnaeus, 1758 |
| střízlík karolínský | <i>Thryothorus ludovicianus</i> | Latham, 1790 |
| sysel Richardsonův | <i>Urocitellus richardsonii</i> | Sabine, 1822 |
| tarbíkomyš Merriamova | <i>Dipodomys merriami</i> | Mearns, 1890 |

Příloha 3: Koncentrace Hg u všech sledovaných hlodavců

| Vzorek | Druh | Pohlaví | Helminti | Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] | Hg analýza (paraziti) [mg/kg] |
|----------------|-----------------------------|---------|------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| 1 Hg (SA 535) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda (± 20×) | 0,024995 | |
| 2 Hg (SB 622) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Nematoda (3×) | 0,008044 | |
| 3 Hg (SA 531) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda (1×) | 0,008883 | |
| 4 Hg (SD 672) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,017513 | |
| 5 Hg (D 9) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,01234 | |
| 6 Hg (B 30) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Cestoda (1×) | 0,029738 | 0,059747 |
| 7 Hg (B 10) | <i>Microtus arvalis</i> | M | | 0,024047 | |
| 8 Hg (C 58) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Nematoda (1×) | 0,007991 | |
| 9 Hg (SC 573) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | M | | 0,017129 | |
| 10 Hg (SE 804) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,030551 | |
| 11 Hg (D 83) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,008112 | |
| 12 Hg (SB 616) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,014275 | |
| 13 Hg (D 80) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,009261 | |
| 14 Hg (B 86) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Cestoda (2×) | 0,040842 | 0,331546 |
| 15 Hg (SA 536) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,01104 | |
| 16 Hg (SA 530) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | M | | 0,012194 | |
| 17 Hg (SC 574) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,005787 | |
| 18 Hg (B 118) | <i>Myodes glareolus</i> | M | Nematoda (10×) | 0,011968 | |
| 19 Hg (B 105) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,005753 | |
| 20 Hg (SA 533) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,020749 | |
| 21 Hg (D 100) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,026907 | |
| 22 Hg (SB 621) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,022491 | |
| 23 Hg (C 63) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,015597 | |
| 24 Hg (C 15) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,0119445 | |
| 25 Hg (B 1) | <i>Myodes glareolus</i> | F | | 0,032238 | |
| 26 Hg (SB 617) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,015752 | |
| 27 Hg (SE 803) | <i>Apodemus sylvaticus</i> | F | | 0,010675 | |
| 28 Hg (B 110) | <i>Myodes glareolus</i> | F | | 0,027384 | |
| 29 Hg (SD 673) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,01189 | |
| 30 Hg (SC 575) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,008105 | |
| 31 Hg (B 118) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,019965 | |
| 32 Hg (B 112) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,087132 | |
| 33 Hg (B 37) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,021994 | |
| 34 Hg (SA 534) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,016075 | |
| 35 Hg (B 52) | <i>Microtus agrestis</i> | F | | 0,040126 | |
| 36 Hg (D 29) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,016925 | |
| 37 Hg (SB 620) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,018464 | |
| 38 Hg (SA 532) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,011462 | |
| 39 Hg (B 108) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,022062 | |
| 40 Hg (C 78) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,137654 | |
| 41 Hg (C 115) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | | 0,011629 | |
| 42 Hg (SB 618) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,012529 | |
| 43 Hg (B 42) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,018798 | |
| 44 Hg (B 115) | <i>Myodes glareolus</i> | M | | 0,075222 | |
| 45 Hg (B 42) | <i>Microtus agrestis</i> | F | | 0,049147 | |
| 46 Hg (B 20) | <i>Myodes glareolus</i> | M | Nematoda (3×) | 0,009928 | |

| | | | | | |
|-----------------------|-----------------------------|---|------------------|----------|----------|
| 47 Hg (B 100) | <i>Myodes glareolus</i> | F | Nematoda (1×) | 0,023489 | |
| 48 Hg (SB 619) | <i>Apodemus flavicollis</i> | M | Cestoda (1×) | 0,024709 | 0,016603 |
| 49 Hg (D 4) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | | 0,010565 | |
| 50 Hg (C 100) | <i>Apodemus flavicollis</i> | F | Nematoda (± 20×) | 0,035621 | |

Příloha 4: Zdrojová data: Údaje o zvířeti, odchytu a zjištěných parazitech

| | |
|--|---|
| <p><u>1 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 5.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (SA 535) - Parazité: tenké střevo ± 20× <i>Heligosomoides polygyrus</i> tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>2 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 6.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (SB 622) - Parazité: tenké střevo 3× <i>Heligosomoides polygyrus</i> tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>3 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 4.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (SA 531) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo 1× <i>Trichuris muris</i> žaludek x játra x | <p><u>4 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 4.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (SD 672) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>5 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 4.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (D 9) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>6 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 4.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (B 30) - Parazité: tenké střevo 1× tasemnice bez hlavy tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>7 Hg (<i>Microtus arvalis</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 5.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (B 10) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>8 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 6.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (C 58) - Parazité: tenké střevo 1× <i>Heligosomoides polygyrus</i> tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>9 Hg (<i>Apodemus sylvaticus</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 4.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (SC 573) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>10 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 6.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (SE 804) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>11 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 5.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (D 83) - Parazité: | <p><u>12 Hg (<i>Apodemus sylvaticus</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchytu: 4.10.2020 - Místo odchytu: Krušné Hory (SB 616) - Parazité: |

| | |
|---|--|
| <p>tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p>tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>13 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (D 80) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>14 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) F, G</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 86) - Parazitě: tenké střevo 2× <i>Hymenolepis</i> tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>15 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u> - Datum odchyty: 6.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SA 536) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>16 Hg (<i>Apodemus sylvaticus</i>) M</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SA 530) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>17 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SC 574) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>18 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 118) - Parazitě: tenké střevo 10× <i>Heligmosomum costellatum</i> tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>19 Hg (<i>Apodemus sylvaticus</i>) F</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 105) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>20 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SA 533) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>21 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u> - Datum odchyty: 6.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (D 100) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>22 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u> - Datum odchyty: 6.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SB 621) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>23 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (C 63) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x</p> | <p><u>24 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (C 15) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x</p> |

| | |
|---|---|
| <p>žaludek x játra x</p> | <p>žaludek x játra x</p> |
| <p><u>25 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) F, G</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 1) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>26 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SB 617) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>27 Hg (<i>Apodemus sylvaticus</i>) F</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SE 803) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>28 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) F</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 110) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>29 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SD 673) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>30 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) F</u> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SC 575) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>31 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 118) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>32 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 112) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>33 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 37) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>34 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SA 534) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |
| <p><u>35 Hg (<i>Microtus agrestis</i>) F</u> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 52) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> | <p><u>36 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (D 29) - Parazitě: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x</p> |

| | |
|---|--|
| <p><u>37 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 6.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SB 620) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra 3× bublina | <p><u>38 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SA 532) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>39 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 108) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>40 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (C 78) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>41 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (C 115) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>42 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SB 618) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>43 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 42) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>44 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 115) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>45 Hg (<i>Microtus agrestis</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 42) - Parazité: tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>46 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 20) - Parazité: tenké střevo 3× <i>Heligmosomum costellatum</i> tlusté střevo x žaludek x játra x |
| <p><u>47 Hg (<i>Myodes glareolus</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (B 100) - Parazité: tenké střevo 1× <i>Heligmosomum costellatum</i> tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>48 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) M</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (SB 619) - Parazité: tenké střevo 1× tasemnice tlusté střevo x žaludek x játra x |

| | |
|--|--|
| <p><u>49 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 5.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (D 4) - Parazité: <ul style="list-style-type: none"> tenké střevo x tlusté střevo x žaludek x játra x | <p><u>50 Hg (<i>Apodemus flavicollis</i>) F</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Datum odchyty: 4.10.2020 - Místo odchyty: Krušné Hory (C 100) - Parazité: <ul style="list-style-type: none"> tenké střevo ± 20× <i>Heligosomoides polygyrus</i> tlusté střevo x žaludek x játra x |
|--|--|