

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
Katedra zoologie a rybářství



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Monitoring koncentrací arsenu v potravě a tkáních hlodavců
žijících v oblastech ovlivněných těžbou a zpracováním
nerostných surovin**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Barbora Krenželoková

Obor studia: Výživa zvířat a dietetika

Vedoucí práce: Ing. Zuzana Čadková, Ph.D., DiS.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Monitoring koncentrací arsenu v potravě a tkáních hlodavců žijících v oblastech ovlivněných těžbou a zpracováním nerostných surovin" jsem vypracovala samostatně pod odborným dohledem 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 neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Touto cestou bych ráda poděkovala vedoucí mé práce paní Ing. Zuzaně Čadkové, Ph.D., DiS., za odborné vedení, za všechny osobní a e-mailové konzultace, cenné rady, připomínky, trpělivost, vlídný přístup a všechnen čas, který mně věnovala při přípravě diplomové práce.

Bc. Barbora Krenželoková

Monitoring koncentrací arsenu v potravě a tkáních hlodavců žijících v oblastech ovlivněných těžbou a zpracováním nerostných surovin

Souhrn

Diplomová práce je zaměřena na monitorování koncentrace arsenu v potravě a tkáních hlodavců žijících v oblastech ovlivněných těžbou a zpracováním nerostných surovin na Mostecku a Sokolovsku.

Zátěž arsenem byla monitorována u malých hlodavců žijících v těchto regionech v různých lokalitách, a to u myšic (*Apodemus* spp.) a hrabošů (*Microtus arvalis*), kteří byli odchytáváni dvakrát za rok vždy v červenci a září pomocí živochytných pastí. Pitvou byly získány játra a ledviny, v jejichž tkáních byla stanovena koncentrace arsenu, jeho koncentrace byla zjišťována také v žaludečním obsahu. Současně byly stanoveny koncentrace arsenu v rostlinné potravě na jednotlivých lokalitách. V regionu Mostecku na 17 lokalitách a v regionu Sokolovska na 6 lokalitách bylo v průběhu třech let (2017 – 2019) odchyceno celkem 299 jedinců drobných zemních savců, z nichž bylo 211 hrabošů a 88 myšic. U těchto malých hlodavců byly statisticky zhodnoceny koncentrace arsenu v jejich játrech, ledvinách a jeho koncentrace v žaludečním obsahu. Nalezené koncentrace arsenu v jednotlivých orgánech byly potom korelovány s množstvím arsenu v rostlinné potravě v daných lokalitách. Statistická analýza byla provedena pomocí volně dostupného statistického prostředí R, verze 3.6.3 (R core Team 2020) a jeho knihoven ggplot2, cowplot, corplot, DescTools, dplyr a psych.

Všechny korelace (při zohlednění počtu jedinců drobných zemních savců) mezi potravou a jednotlivými orgány hlodavců byly signifikantně nenulové. Ale efekt závislosti je pro stravu a jednotlivé orgány drobných zemních savců malý až střední. Naproti tomu efekty závislosti mezi jednotlivými orgány jsou velké. Nejvyšší korelace byly mezi játry a ledvinami (0,69), naopak nejnižší korelace mezi koncentrací arsenu v potravě a v žaludečním obsahu (0,20).

Rovněž analýza rozptylu ukázala, že mezi lokalitami existují signifikantní rozdíly v koncentraci arsenu v potravě a v játrech, v ledvinách a v žaludečním obsahu u drobných zemních savců ($p < 0,001$). Post-hoc analýza dále ukázala na signifikantní rozdíly mezi konkrétními lokalitami. Nejvyšší hodnoty koncentrace arsenu v potravě (0,65 mg/kg) byly zjištěny na lokalitě Jindřichovice na Sokolovsku a Lom na Mostecku.

Klíčová slova: rizikové prvky, akumulace, perorální expozice, kontaminace, biodostupnost

Monitoring of As concentration in feed and tissues of rodents living in the areas affected by mineral resources mining and processing

Summary

The diploma thesis is focused on monitoring of concentrations of arsenic in food and living tissues of small rodents in areas affected by mining and mineral processing in the Most and Sokolov regions.

Arsenic loading was measured in small rodents living in these regions in different localities, namely in mice (*Apodemus* spp.) and voles (*Microtus arvalis*), which were trapped twice a year, always in July and September, using live capture mouse traps. The liver and kidneys were obtained by autopsy, and the arsenic content in the tissues of these organs as well as its concentration in the gastric content was examined. At the same time, the concentration of arsenic in vegetal food in the given localities was quantified. In 17 localities of the Most region and in 6 localities of the Sokolov region, a total of 299 individuals of small terrestrial mammals were captured during three years (2017 - 2019), of which 211 were voles and 88 mice. In these small rodents, the concentrations of arsenic in their liver, kidneys and in the stomach contents were statistically evaluated. The concentrations of arsenic found in individual organs were then correlated with concentration of arsenic in vegetal food in the given localities. Statistical analysis was performed using the freely available statistical environment R, version 3.6.3 (R core Team 2020) and its libraries ggplot2, cowplot, corplot, DescTools, dplyr and psych.

All correlations (taking into account the number of small terrestrial mammals) between food and individual rodent organs were significantly non-zero. But the correlations for the diet and individual organs of small terrestrial mammals were small to medium. In contrast, the correlations between individual body organs were large. The highest correlations were observed between liver and kidney (0.69), while the lowest correlation was found between the concentration of arsenic in the diet and gastric content (0.20).

Analysis of variance showed that there were significant differences between localities in the arsenic concentration in food and liver, kidney and gastric content in small terrestrial mammals ($p < 0.001$). Post-hoc analysis further showed significant differences between specific sites. The highest values of arsenic concentration in food (0.65 mg / kg) were found in the localities of Jindřichovice in the Sokolov region and Lom in the Most region.

Keywords: risk elements, accumulation, oral exposure, contamination, bioavailability

Obsah

Obsah	6
1. Úvod	8
2. Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3. Literární rešerše	10
3.1 Obecná charakteristika arsenu	10
3.2 Výskyt arsenu v přírodě	10
3.2.1. Přírodní zdroje	10
3.2.2 Zdroje arsenu v půdě způsobené lidskou činností	11
3.2.3. Mikrobiální vlivy	11
3.3. Vliv arsenu na živé organismy – toxikologie arsenu	13
3.4 Příjem, transport a ukládání arsenu v organismu	14
3.5. Biodostupnost arsenu z potravy	16
3.6. Expozice živého organismu arsenem	18
3.6.1. Expozice arsenem drobných zemních savců	18
3.6.2 Expozice arsenem lidského organismu a zdravotní rizika s tím spojená	20
3.7. Severozápadní Čechy – základní charakteristika a geografické vymezení	20
3.7.1. Hnědouhelné pánve	20
3.7.2. Sokolovská pánev	21
3.7.3. Mostecká pánev	21
3.8. Současný stav životního prostředí a problém identifikace potenciálních zdrojů arsenu	22
4. Metodika	26
4.1. Popis monitorovaných lokalit	26
4.2. Modelové organismy	28
4.3. Metodika odchyty	29
4.4. Získání biologického materiálu	30
4.5. Příprava vzorků pro chemické analýzy	30
4.6. Analýza dat	31
5. Výsledky	33
5.1 Normalita spojitých veličin u jednotlivých orgánů a rostlinných vzorků	33
5.2 Koncentrace arsenu v potravě a v orgánech drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách	34

5.3	Závislost mezi koncentrací arsenu v potravě a v orgánech drobných zemních savců	42
5.4	Koncentrace arsenu u myšic a hrabošů v tkáních jater a ledvin a v žaludečním obsahu na Sokolovsku a Mostecku	45
6.	Diskuze	48
6.1.	Koncentrace arsenu v rostlinné potravě	48
6.2.	Koncentrace arsenu v orgánech	49
6.3.	Vztah mezi koncentrací arsenu v rostlinné potravě a v orgánech	50
6.4.	Koncentrace arsenu u myšic a hrabošů v tkáních jater a ledvin a v žaludečním obsahu na Sokolovsku a Mostecku	51
7.	Závěr.....	54
8.	Literatura.....	56
9.	Samostatné přílohy	64

1. Úvod

Kontaminace těžkými kovy je závažným environmentálním problémem a týká se především uhelných těžařských oblastí a elektráren zpracovávajících nekvalitní hnědé uhlí. Ke sledování kontaminace prostředí se většinou používá stanovení koncentrace některých z třinácti kovů jako je železo, hliník, zinek, měď, chróm, mangan, nikl, bor, olovo, arsen, kobalt, kadmium a rtuť. Koncentrace těchto kovů a jejich vliv na živý organismus se stanovuje ve tkáních drobných volně žijících hlodavců pro jejich velikost, celosvětové rozmístění, stravovací návyky, rychlý metabolismus, krátkověkost a vysokou míru reprodukce. Jsou tak vedle ptáků a ryb ideálním biologickým indikátorem, který ukazuje míru znečištění životního prostředí. Koncentrace výše zmíněných prvků se určuje především v kůži, svalech, játrech, ledvinách a kostech. Včasná detekce nadměrné expozice může potom umožnit prevenci znečišťování životního prostředí a snižování škodlivých zdravotních dopadů.

Zpracování hnědého uhlí je vedle jiných prvků také velkým zdrojem arsenu, který může významným způsobem poškozovat zdraví. Výzkum byl proto zaměřen do průmyslových oblastí v severozápadních Čechách, ve kterých se hnědé uhlí stále těží a zpracovává. Malí hlodavci se ukazují jako velmi dobrý biologický materiál ke sledování vlivu potravy na organismus a proto bylo stanovení arsenu ve tkáních hrabošů a myšic použito i v této práci.

2. Vědecká hypotéza a cíle práce

Cíl práce

Cílem diplomové práce je vyhodnotit případné korelace mezi koncentrací arsenu v rostlinné potravě a jeho koncentrací v organismu vybraných zástupců volně žijících hlodavců na lokalitách s různou úrovní expozice tomuto prvku.

V rámci diplomové práce byly provedeny odběry rostlinné biomasy a odchyty hlodavců na vybraných lokalitách v severozápadních Čechách ovlivněných těžbou a zpracováním nerostných surovin (Mostecko a Sokolovsko).

Za účelem splnění cílů diplomové práce bylo pomocí ICP-MS stanoveny koncentrace arsenu v potravě a tkáních drobných zemních savců z jednotlivých lokalit.

Pro ověření stanovené vědecké hypotézy byla vhodnými statistickými metodami vyhodnocena korelace mezi těmito dvěma ukazateli.

Dále byly na základě získaných údajů monitorované lokality rozděleny dle úrovně koncentrace arsenu v obou sledovaných složkách ekosystému (rostlina, živočich).

Vědecká hypotéza

Koncentrace arsenu v tkáních monitorovaných živočichů pozitivně koreluje s koncentrací tohoto prvku v dominantní složce jejich potravy.

3. Literární rešerše

3.1 Obecná charakteristika arsenu

Arsen (chemická značka As) je prvek s atomovým číslem 33 v 7. skupině Mendělejevovy chemické tabulky. Je to přirozeně se vyskytující prvek, který je široce rozšířen v zemské kůře. V chemii je klasifikován jako metaloid (nekovový prvek s některými vlastnostmi kovů). Elementární arsen (někdy označovaný také jako kovový), vytváří ocelově šedé křehké krystalky kovového vzhledu. V životním prostředí se ale obvykle vyskytuje v kombinaci s dalšími prvky, jako je např. kyslík, chlór a síra. V kombinaci s nimi, vytváří arsen tzv. anorganický arsen, který se nachází ve vodě, půdě, vzduchu a horninách. Arsen v kombinaci s uhlíkem a vodíkem byl potom pojmenován jako organický arsen. Většina sloučenin obsahující arsen je bez chuti a zápachu, proto se nedá jednoduše dobře poznat, je-li přítomen ve vzduchu, ve vodě nebo v potravinách. Oxid arsenitý mívá však slabý zápach po česneku (Chou et al. 2007). Obecně jsou anorganické sloučeniny arsenu toxičtější než organické sloučeniny a trojmocné As (arsenitý, As^{+3}) jsou toxičtější než pětímocné As (arsenátý, As^{+5}) (Pandey a Madhuri 2014; Scientific opinion on arsenic in food. EFSA J 2009).

3.2 Výskyt arsenu v přírodě

Porozumění zdrojům arsenu v přírodě a faktorům, které ovlivňují jeho množství, jsou klíčové ve snaze o snížení expozice arsenem v životním prostředí, které nás obklopuje.

3.2.1. Přírodní zdroje

Anorganický arsen se přirozeně vyskytuje v půdě a v různých horninách, zejména potom v minerálech a rudách, které obsahují měď a olovo. Zdrojem může být vulkanická činnost, termální prameny, eroze, bohatě mineralizované oblasti nebo ložiska rud. Arsen se ve většině případů nachází ve sloučeninách se železem, a to v sulfidických minerálech, např. minerál arsenopyrit (FeAsS). Koncentrace arsenu až do 4 000 mg/kg byly naměřeny například v půdách z arsenopyritového pásu (sulfid železa a arsenu, FeAsS) ve Štýrsku v Rakousku (Geiszinger et al. 2002). Existuje přibližně 568 známých minerálů, které obsahují arzen jako kritickou složku (IMA. The new International Mineralogical Association list of minerals 2014).

3.2.2 Zdroje arsenu v půdě způsobené lidskou činností

Kromě hojných přírodních zdrojů je velké koncentrace arsenu v půdě také výsledkem lidské činnosti, existuje velké množství průmyslových a zemědělských zdrojů arsenu. Jedná se např. o arsen z těžebních odpadů, o popílek z uhlí, výroby skla, výroby a aplikace pesticidů a insekticidů, o kaly z odpadních vod, farmaceutický odpad, slevárenství, elektrotechnický průmysl, prostředky ke konzervaci dřeva, fosfátová hnojiva a stimulanty růstu rostlin a zvířat.

Do ovzduší se tak arsen dostává téměř výhradně činností člověka. Pokud jsou rudy obsahující arzen při zpracování zahřívány v hutích, většina arsenu vstupuje do vzduchu jako jemný prach. Ten potom spolu s kyslíkem vytváří oxid arseničitý (As_2O_3). Podobně je tomu při spalování především nekvalitního hnědého uhlí. Většina sloučenin arsenu je rozpustná ve vodě a tak se arsen dostává i do jezer, je přítomen v dešťové vodě, sněhu a ve spodních vodách, což vede ke kontaminaci půdy (Chou et al. 2007). Arsenáty (As^{+5}) a arsenity (As^{+3}) se běžně vyskytují v povrchových a podzemních vodách, a to za aerobních podmínek jako As^{+5} a anaerobních podmínek ve formě As^{+3} (Lage et al. 2006). Většina arsenu končí v půdě nebo sedimentech. Ve své anorganické podobě, je arsen jeden z nejtoxičtějších (tudíž i z nejnebezpečnějších) prvků, které se nachází v uhlí. Je přijímán rostlinami a organismy, u kterých posléze dochází k otravám a chronickým onemocněním (Liu et al. 2002).

Mnohem méně často se arsen nachází v organických sloučeninách (Šafářová a Řehoř 2006). Ačkoliv některé ryby a měkkýši přijímají arsen, který se může střídat ve tkáních, většina tohoto arsenu je v organické formě pojmenované arsenobetain nebo také „rybí arsen“, V této organické sloučenině je arsen mnohem méně toxický (Sakurai 2001).

3.2.3. Mikrobiální vlivy

Řada mikroorganismů se adaptovala v prostředí bohatém na arsen v půdě a ve vodě (Saltikov a Olson 2002) a proto mohou být důležitým faktorem pro biotransformaci a mobilizaci arsenu do vnějšího prostředí (Shariatpanahi et al. 1981). Za určitých anaerobních podmínek některé bakterie mohou redukovat méně toxický arsenát na více toxický arsenit (Rensing et al. 1999). Sezonní kolísání teplot a vodních hladin může mít také silný vliv na koncentraci arsenu ve vnějším prostředí především v důsledku rozdílného vylučování arsenu bakteriemi. (Andreae 1978, 1979). V teplých a suchých obdobích jsou arsenové sloučeniny oxidovány a stoupá jejich

toxický potenciál, zatímco během vlhkých období oxidovaný arsen je rozpuštěn do vnějšího prostředí (Rodriguez et al. 2004).

V dnešní době se koncentrace arsenu sleduje mnohem důsledněji než v minulosti, především kvůli jeho negativnímu vlivu jak na organismy, tak na životní prostředí. Průměrné koncentrace v zemské kůře je ve vyvěřelých horninách obsahujících arsen 1,5 mg/kg, v usazeninách až 13 mg/kg (Kafka a Punčochářová 2002).

Dlouholeté snahy uchovat kvalitu a úrodnost zemědělské půdy, na co nejlepší úrovni pro následující generace, vedly k založení systémů monitoringu rizikových prvků v půdách. V České republice byl tento systém poprvé zaveden v roce 1992. Po některých úpravách metodických postupů se potom o tři roky později začal využívat ve větším měřítku v šestiletých intervalech až do současné doby. Sledovanými objekty jsou zejména orné půdy, dále trvalé travní porosty, vinice a některé další objekty zájmu. Měří se hlavně koncentrace arsenu, ale také zinku, rtuti, olova, mědi a beryllia (Poláková et al. 2016). Výsledky jsou hodnoceny pomocí dvoustupňového systému limitů, existuje *preventivní hodnota* a *indikační hodnota*. Překročení *preventivní hodnoty* neznamená přímé ohrožení (pouze varuje, že byla překročena horní hranice přírodní variability), nicméně je nezbytné dodržování určitých opatření a omezení tak, aby již k dalšímu navyšování koncentrace již nedocházelo. Dalším „stupněm“ hodnocení jsou *indikační hodnoty*. Tím se rozumí koncentrace látek nebo prvků v zemědělské půdě, při jejichž překročení dochází k ohrožení zdravotní nezávadnosti potravin nebo krmiv, přímému ohrožení zdraví lidí nebo zvířat při kontaktu s půdou a negativnímu vlivu na produkční funkci. Nejčastěji jsou preventivní hodnoty překračovány v koncentracích arsenu. Koncentrace ve sledovaných půdách se pohybuje v rozsahu 3,59 – 536 mg/kg, kdy nejvyšší možné hodnoty (682 mg/kg) byly naměřeny zejména v Kutné Hoře a na Příbramsku. Dalšími oblastmi s výraznou kontaminací arsenem jsou severní a severozápadní Čechy. V letech 1995 – 2013 bylo zaznamenáno výrazné celoplošné navýšení koncentrace arsenu v půdě přibližně o 1,7 mg/kg (zvýšení proti roku 1995 činí tak přibližně 30 %). Obecně se má za to, že se arsen dostává do půdy z atmosféry společně s pevnými částicemi nebo jako aerosol při spalování fosilních paliv. Z hlediska kontaminace půdy toxickými prvky jsou nejznečištěnějšími oblastmi Lounsko, Příbramsko, Kutnohorský a Havlíčkůvobrodský území (Poláková et al. 2016).

Stejně důležité jako je sledování kontaminace ovzduší a půdy, je monitorování vody. Sledují se koncentrace rizikových prvků v říčních tocích i v oceánech. Těžké kovy se do řek

dostávají zejména jako součást odpadních vod z průmyslové činnosti (Fishbein 1981) a především vyluhováním odpadů. Např. koželužnický průmysl má velký podíl na znečišťování vodního prostředí a následné poškození zemědělské půdy (Pandey a Madhuri 2014). Jejich odstraňování je potom velmi ekonomicky náročné, a tudíž ho používají pouze velkovýrobní podniky. Zbytky odpadních vod končí většinou buď přímo, nebo po průtoku čistírnou odpadních vod, zpět v říční síti. Bohužel během procesu čištění se kovy koncentrují do tzv. čistírenských kalů, které se poté využívají k ošetřování pěstovaných plodin. Kovy se tak dostávají dále do samotných rostlin. (Fishbein 1981). Pokud odpady zůstanou v půdě nebo jsou přítomny v podzemní vodě, jsou toxické pro člověka, zvířata i rostliny (Pandey a Madhuri 2014).

3.3. Vliv arsenu na živé organismy – toxikologie arsenu

Akutní a chronická toxicita arsenu byla prokázána u různých organismů a studie ukazují, že většina arsenu v anorganické podobě má větší toxicitu než v organické formě. (Abernathy et al. 1999; Duker et al. 2005).

Toxické působení arsenu spočívá v denaturaci buněčných enzymů prostřednictvím sulfhydrylových skupin (Graeme a Pollack 1998), což způsobuje poškození buněk prostřednictvím reaktivních forem kyslíku (Wang et al. 1996), mění genovou regulaci (Rossman 1998; Abernathy et al. 1999). Arsen inhibuje více než 200 různých enzymů (Abernathy et al. 1999) a to vede k multisystémovému poškození organismu. Velké množství inhibičních vlivů na buněčný metabolismus ovlivňuje negativně respirační mitochondriální funkce (Abernathy et al. 1999) a syntézu adenosintrifosfátu (Winship 1984). Arsen může aktivovat estrogenové receptory, inhibovat angiogenesi, indukovat tvorbu proteinů tepelného šoku a oxidaci glutathionu (Bernstam a Nriagu, 2000). Díky strukturální podobě arsenu s fosfáty může nahrazovat fosfor v kostech (Ellenhorn a Barceloux 1988).

Chronická zátěž arsenem vedle jeho celkové toxicity může ovlivňovat též imunitní funkce, tj. postihovat lymfocyty, monocyty a makrofágovou aktivitu u mnoha savců a tak způsobovat imunosupresi (Blakley et al. 1980; Gonsebatt et al. 1994; Lantz et al. 1994; Yang a Frenkel 2002; Wu et al. 2003; Duker et al. 2005).

Anorganické a organické sloučeniny arsenu představují zdravotní rizika pro miliony lidí na celém světě a téměř každý orgán v těle může být ovlivněn, pokud je vystaven jeho účinkům (Naujokas et al. 2013).

3.4 Příjem, transport a ukládání arsenu v organismu

Nadměrné koncentrace těžkých kovů destabilizují ekosystém a jsou škodlivé, především pro jejich bioakumulaci v organismech (Pandeyho a Madhuri 2014). Přestože některé z nich jsou nezbytnými mikroživinami, účinkují na organismus prostřednictvím metabolické interference v těle, a to přímo z potravního řetězce. Obecně z tohoto důvodu vedou toxické prvky ke chronické otravě. V nízkých koncentracích jsou přijímány také z vody a vzduchu. Do těla obvykle vstupují při dýchání (expozice inhalací), požitím (orální expozice) nebo vstřebáváním kůží (expozice dermální), kdy se následnou absorpcí dostávají do organismu.

Americká agentura pro ochranu životního prostředí (EPA) v USA uvádí, že s toxickými materiály je třeba zacházet opatrně a musí být řádně zlikvidovány. Nejčastější problém s těžkými kovy je v hnojivech. Ty totiž mohou být absorbovány některými rostlinami, které nakonec lidé konzumují. Také konzumace ryb je jedním ze zdrojů arsenu a rtuti pro člověka. Pro hodnocení kvality vodní bioty, jsou ryby proto široce využívány.

V roce 2001, ve spolupráci americké agentury (EPA) „Agenturou pro ochranu životního prostředí“ a agentury (ATSDR) „Agentura pro registr toxických látek a nemocí“ v Atlantě, byl vytvořen seznam: „Top 20 nebezpečných látek“ kde na prvním, druhém a třetím místě skončily arsen, olovo, rtuť. Různé rizikové prvky se váží na konkrétní, specifické enzymy a proteiny, které jsou nezbytné pro buněčnou funkci. To může vést k nedostatečné absorpci nutričních minerálů a k tvorbě tzv. superoxidu – „volný radikál“ ($O_2^{2\cdot}$), který je sám o sobě toxický a zdá se, že je též odpovědný za spontánní smrt buněk.

Těžké kovy elementárních forem nejsou úplně absorbovány, zatímco jejich organické formy jsou lipofilní, a mohou tedy vstoupit přes membrány a dokonce překročit hematoencefalickou bariéru. Po té, co je tělo absorbuje, mohou být distribuovány v různých orgánech, žlázách a CNS. Některé z těchto prvků se nazývají „hledáči kostí“ a ukládají se do zubů a kosterní soustavy (Pandey a Madhuri 2014).

(Erry et al. 2005) uvádí, že u volně žijících drobných savců, se arsen akumuluje především v játrech a ledvinách, ale už méně v ostatních orgánech (plíce, svaly, kosti, slezina a srst).

Zkoumanými subjekty byli myšice (*Apodemus sylvaticus*) a norníci (*Clethrionomys glareolus*), žijící v místech s vysokou kontaminací arsenu. Tzn. po celé jihozápadní Británii, ale hlavně v Devonu a Cornwallu, poblíž opuštěných dolů. Asi 8 – 12 % (722 – 1100 km²) rozlohy této kontaminované oblasti představuje údolí Tamar Valley. Bylo zjištěno, že se zde arsen akumuluje hlavně ve zdejších rostlinách, při čemž je jeho expozice způsobena zejména konzumací potravy. Složení stravy může výrazně ovlivnit střevní absorpci prostřednictvím fyzikálních a chemických interakcí se stopovými prvky, proteiny a tuky. Nejvíce absorbovaným je tři a pěti mocný anorganický arsen (As⁺³ a As⁺⁵), rozpustný ve vodě. Takto přijatý, je krví transportován k různým orgánům, methylací eliminován v játrech a vyloučen spolu s močí.

Průměrné koncentrace arsenu v půdě činily (4320 mg/g a 4520 mg/g) na silně kontaminovaných, (167 mg/g a 259 mg/g) na středně kontaminovaných a (8 mg/g – 11 mg/g) na kontrolních stanovištích. Výsledky ukázaly, že nejvyšší koncentrace arsenu byly nalezeny v gastrointestinálním traktu, játrech, ledvinách a srsti (detoxikace a vylučování). Menší koncentrace byly potom nalezeny ve slezině, plicích a svalech. Byly nalezeny i mezidruhové rozdíly v koncentracích mezi myšicemi a norníky, myšice vykazovaly vyšší koncentrace arsenu v kostech a srsti oproti norníkům. Také bylo zjištěno, že norníci mají vyšší spotřebu vody a s tím i související vylučování některých prvků močí. Pozorována byla u nich také zvýšená citlivost ledvin na toxicitu arsenu (Erry et al. 2005).

V jiné studii byl zjišťován vliv chronické expozice těžkými kovy u krysy divoké (*Rattus rattus*) a myši alžírské (*Mus spretus* Lataste) v oblasti opuštěného pyritového a měděného dolu St. Domingos na jihovýchodě Portugalska. Oba druhy jsou velmi dobrými bioindikátory enviromentální zátěže těžkými kovy. K jejich přednostem patří velké zeměpisné rozšíření a lze je nalézt na kontaminovaných, ale i nekontaminovaných místech. Jejich výhodou je také skutečnost, že mohou žít v blízkosti člověka a konzumovat stejnou potravu, což z nich činí potenciální bioindikátory expozice člověka těžkými kovy. Oba druhy jsou součástí některých ekosystémů a zauímají střední pozici v mnoha potravních řetězcích, během celého svého životního cyklu přicházejí do styku s půdou a jsou tak vystaveni přímé kontaminaci těžkými kovy dermální absorpcí a též konzumací kontaminované potravy. Poslední předností je skutečnost, že jejich populace jsou obvykle dostatečně velké a tak lze získat vhodný počet jedinců pro účely studie a současně jejich odchyt nevede k výraznějšímu snížení jejich populace.

Arsen v měřitelných koncentracích byl také nalezen v játrech, ledvinách a slezině, a to jak u krys, tak u myši alžírských. U krys byla také zjištěna atrofie sleziny, což může vysvětlit pozorovaný pokles hmotnosti tohoto orgánu (Pereira et al. 2006).

3.5. Biodostupnost arsenu z potravy

Ve studii Erry et al. (1999) bylo pozorováno, že arsen je absorbován do těla myšic (*Apodemus sylvaticus*) a norníků (*Clethrionomys glareolus*) na místech, které jsou tímto prvkem znečištěny. Koncentrace arsenu se může měnit mezi jednotlivými ročními obdobími, složení stravy může také ovlivňovat míru absorpce ve střevech v důsledku fyzikálních a chemických interakcí se stopovými prvky, proteiny a tuky. Sezónní výkyvy v příjmu arsenu a složení stravy tak mohou ovlivnit i následné vstřebávání toxických prvků do tkání. Důležité bylo proto zjistit, zda se koncentrace arsenu v potravě a následně pak ve tkáních významně liší.

Myšice a norníci byli odchytáváni v jihozápadní Anglii, kde byla odchytová místa rozdělena podle míry kontaminace na těžké (průměrné koncentrace arsenu v půdě byly 4 320 – 4 520 mg/g), střední (167 – 259 mg/g) a lehké (8 – 11 mg/g). Samotné výsledky poté ukázaly, že v místech s nízkým nebo žádným výskytem arsenu byly nalezeny statisticky významné sezónní výkyvy koncentrace v žaludku. Na podzim konzumovali myšice a norníci relativně vysoký podíl mechů, hub a odumřelých listů (obsahující poměrně vysoké koncentrace arsenu), proto byl příjem arsenu na podzim mnohem vyšší než na jaře. Významné sezónní rozdíly v koncentracích arsenu byly také pozorovány v játrech a ledvinách. Obecně měly myšice koncentraci arsenu v játrech dvakrát vyšší než norníci. Tyto rozdíly souvisejí s odlišnou fyziologií, absorpcí, metabolismem a vylučováním obou druhů. Koncentrace arsenu ve stravě a tkáních však bylo vždy nízké (Erry et al. 1999).

Studie probíhající v oblasti Milltown v Montaně, se zaměřila na přenos kontaminantů potravním řetězcem při těžební činnosti (Pascoa et al. 1994). Sledovanými subjekty byli myši bělonohé (*Peromyscus maniculatus*) a hraboši pensylvánští (*Microtus pennsylvanicus*). Monitorovanými lokalitami byly smíšené mokřady. Spolu s odchycenými hlodavci byly také odebrány vzorky konzumovaných rostlin, coby jejich potravy. Následně byly porovnány koncentrace těžkých kovů uložených ve tkáních (játra, ledviny, varlata) a v tělech rostlin. Analýza ukázala, že biologická dostupnost arsenu, kadmia, mědi, olova a zinku byla rovna nebo

menší než 0,2 % pro vnitřní orgány. Obecně proto platí, že živočichové žijící dlouhodobě v kontaminovaném prostředí, mají zvýšený výskyt kontaminantů ve tkáních.

Protože jsou myš bělonohá (*Peromyscus maniculatus*) a hraboš pensylvánský (*Microtus pennsylvanicus*) hojně se vyskytující hlodavci ve Spojených státech a běžně obývají otevřené travnaté plochy, je odhad expozice těžkých kovů relativně snadný. Oba druhy žijí v podzemí, což má za následek zvýšenou expozici kontaminantů z půdy, rostlin a vody. Potenciál trofického přenosu kontaminantů u malých býložravců byl hodnocen podle dostupnosti z potravního řetězce. Měření reziduí kontaminantů určuje jejich výskyt v životním prostředí (povrchová voda, půda) a potravních zdrojích (vegetace). Předpokládalo se, že 2,5 % těžkých kovů pochází z půdy a 10 % z příjmu vody (Pascoe et al. 1994).

Mezi důležité fyzikální vlastnosti, které určují biologickou dostupnost kovů včetně arsenu z půdy, patří pH a procento extrahovatelných toxických prvků v půdě. Hodnota pH následně určuje schopnost půdních složek vázat tyto prvky. V mokřadech Milltown Reservoir, bylo naměřeno neutrální až alkalické pH, což není nijak vysoký potenciál pro uvolňování a extrahování půdního arsenu. Bohužel však byly tyto vzorky omezeny pouze na letní sezónu a po zbytek roku pak neexistovala další data. Výsledky ukázaly, že biologická dostupnost arsenu a dalších těžkých kovů ve sledovaných mokřadech je značně omezena. Předpokladem byla konzumace odlišné potravy sledovaných druhů. Naměřená výsledná biologická dostupná frakce činila méně než 0,2 %, což je méně než se původně očekávalo. Takovéto zjištění dává tušit, že příjem těžkých kovů může být pro jiné a vyšší organismy podobně omezen (Pascoe et al. 1994).

Některé mikroorganismy (zejména bakterie), se přizpůsobily danému prostředí bohatému na arsen, a to především ve vodě a v půdě. Mohou sloužit jako důležité faktory při transformaci/mobilizaci a snížení absorpce arsenu za pomoci bakteriální rezistence na tento prvek, což zvyšuje naopak příjem fosfátů. Dále tyto mikroorganismy mají značný podíl na oxidaci a redukci arsenu v půdě. Dostane-li se arsen do rostliny, začne se bezprostředně hromadit v potravním řetězci. Potrava obsahuje jak organický, tak anorganický arsen, zatímco voda obsahuje především anorganickou formu, která je vstřebávána gastrointestinálním traktem do organismu (Lage et al. 2006).

Biologická dostupnost různých forem arsenu je variabilní. Většina organických sloučenin pochází z mořských plodů, a pokud jsou konzumovány, podléhají jen malé biotransformaci a jsou vylučovány téměř v nezměněné podobě (Navas-Acien et al. 2011).

Na druhé straně anorganické sloučeniny jsou velmi toxické a jsou nalézány hlavně ve vodě v určitém geografickém prostředí a v rýži a potravinách z ní vyrobených (World Health Organization 2011).

3.6. Expozice živého organismu arsenem

3.6.1. Expozice arsenem drobných zemních savců

Projevy toxicity jednotlivých těžkých kovů se liší v závislosti na dávce, způsobu a délce expozice, druhu a pohlaví monitorovaného jedince a faktorech prostředí a výživy (Pandey a Madhuri 2014). Toxická expozice s ohledem na délku může být akutní (méně jak 14 dní), středně dlouhá (14 dní – 12 měsíců) a chronická (déle než jeden rok). Způsob expozice arsenem může být buďto inhalační, orální nebo dermální (Chou et al. 2007).

Malí hlodavci se ukazují jako velmi dobrý biologický materiál k monitorování znečištění životního prostředí. Existují studie, které prokazují negativní vliv expozice rizikových prvků včetně arsenu na tyto živé organismy. V jedné takové studii byla určována koncentrace třinácti rizikových prvků u hrabošů Güntherových (*Microtus guentheri*) v různých orgánech. Monitorovanou oblastí byla Korkutela, Antalya – Turecko, kde byli tyto hraboši odchyceni. Největší depozita železa, hliníku, zinku, niklu, manganu, chromu, kobaltu, arsenu a olova byla v kůži a jejích derivátech, mědi a kadmia v ledvinách, mědi, kadmia a boru v játrech, arsenu a olova v kostech. V této práci bylo poprvé prokázáno poškození DNA v krevních lymfocytech spojené zřejmě s denaturací buněčných enzymů a změnou genové regulace (Turna a Yavuz 2020).

Změny byly největší na jaře a v létě. Podobně byli malí hlodavci i v dalších studiích použiti jako bioindikátor k monitorování koncentrace těžkých kovů ve vnějším prostředí. Ve tkáních byly pozorovány histologické změny v podobě hyperemie, krvácení, nekrosis a degenerativních změn (Shariatpanahi et al. 1981).

Jak vysvětlují Lage et al. (2006), je porozumění ekotoxickým účinkům arsenu v životním prostředí rozhodující pro zmírnění jeho dopadů na ekologické a lidské zdraví, zejména na imunitní systém. Chronické působení toxických prvků na organismus, je dobře prostudované a tedy i známé, ovšem jeho specifické účinky na imunitní funkce už tak podrobně prostudované nejsou. Chronická toxicita arsenem může negativně ovlivnit aktivitu lymfocytů a monocytů, což vede u mnoha savců k imunosupresi (poškození). Obecně může totiž narušit glukokortikoidní regulaci imunitních funkcí. Bylo prokázáno, že expozice arsenem u myší potlačuje jejich primární protilátkovou odpověď, snižuje množství makrofágů a neutrofilů a zvyšuje náchylnost k nemocem (Lage et al. 2006). Arsen ovlivňuje reprodukci, dráždí gastrointestinální trakt a poškozuje játra, ledviny a nervový systém zvířat a ryb (Pandey a Madhuri 2014).

Juvenilní laboratorní potkani ve studii Rhoadse a Sanderse (1985) byli vystaveni inhalaci různých oxidů těžkých kovů (arsen, beryllium, kadmium, kobalt, olovo, selen a vanad) po dobu několika týdnů. Následně byla zjišťována přítomnost těchto kovů a jejich clearance v plicích (doba nutná k vyčištění 50 % původní hodnoty). Časy byly velmi odlišné, od několika minut (vanad – 18 minut) až po řadu dní (beryllium – 400 dní), clearance arsenu byla 31 minut. Dále bylo u arsenu, kadmia a olova zjištěno, že zprvu se rychleji vylučují, ale následně 1 % – 20 % jejich množství zůstává v plicích až několik týdnů, v průměru za 75 dní 5 %.

Ačkoli jsou arsen, kobalt, selen a vanad důležitými stopovými prvky, vykazují také vysokou akutní toxicitu (tzv. LD₅₀ (latentní/smrtelná dávka, tj. smrtelné množství pro 50 % jedinců testované populace, udávané v jednotkách mg/kg). Inhalace těchto sloučenin těžkých kovů může vést ke chronickým plicním onemocněním, jako je např. pneumonie, fibróza a emfyzém. Téměř všechny testované prvky prokázaly karcinogenní a mutagenní aktivitu a jsou schopné projít placentou z těla matky do jejího plodu. Bohužel se tyto kovy při spalování fosilních paliv uvolňují do ovzduší a přeměňují se na plynné oxidy, a následně vstupují inhalací do organismu.

Sloučeniny arsenu, které se z plic uvolňují nejrychleji, se však mohou ukládat do jiných tělesných tkání. Bylo zjištěno, že množství arsenu po 30 dnech expozice dosahovalo v játrech 16 % a ve střevech 7 % celkového množství inhalačně přijatého arsenu. LD₅₀ / za 14 dní, bylo 14,3 mg As/kg tělesné hmotnosti (Rhoads a Sanders 1985).

3.6.2 Expozice arsenem lidského organismu a zdravotní rizika s tím spojená

Anorganické a organické sloučeniny arsenu představují zdravotní rizika pro miliony lidí na celém světě a téměř každý orgán v těle může být ovlivněn, pokud je exponován (Naujokas et al. 2013).

Anorganický arsen je považován za karcinogen 1. třídy (tj. prokázaný karcinogen), který při dlouhodobé expozici zvyšuje riziko vzniku různých karcinomů, například kůže, močového měchýře, plic, ledvin, jater a prostaty. Mechanismus vývoje karcinomů není zcela přesně objasněn. Usuzuje se, že se může jednat o oxidativní stres, inhibici reparace DNA, poruchy signálních transdukčních drah a chromosomální aberace (Arita a Costa 2009). Expozice arsenem také mění gastrointestinální, kardiovaskulární, hematologické, plicní, neurologické, imunologické a reprodukční/vývojové funkce (World Health Organization 2011). U silně exponovaných dětí byla nalezena souvislost mezi touto expozicí a vznikem karcinomu plic v pozdějších letech života (Smith et al. 2006). Při chronické expozici arsenem bývá často postižena kůže, pozorovány byly též onemocnění jater portální fibrózou s následnou portální hypertenzí při dávce arsenu 0,01 – 0,1 mg /kg tělesné hmotnosti a den (Chou et al. 2007).

3.7. Severozápadní Čechy – základní charakteristika a geografické vymezení

3.7.1. Hnědouhelné pánve

Počátek vzniku většiny hnědouhelných pánví České republiky spadá do období paleogénu, ale maximálního rozsahu sedimentace v nich bylo dosaženo až v miocénu, kdy se také začaly tvořit ty nejmocnější a ekonomicky nejvýznamnější hnědouhelné sloje.

Jedna z nejvýznamnějších hnědouhelných pánví, je ta podkrušnohorská. Sedimentace v nich začala již v období eocénu, především ukládáním fluviálních souvrství a pokračovala až do počátku středního miocénu. V chebské pánvi doznívala tato sedimentace až koncem pliocénu. Nejstarší těžařskou slojí je sloj Josef, která vznikla již v období oligocénu a nachází se pouze v sokolovské pánvi. Nejvýznamnější uhelná sloj vyskytující se ve všech pánvích pochází ze spodního miocénu a dosahuje průměrné tloušťky 20 – 30 m. Po uložení těchto slojí následovalo ukládání jezerních a následně fluviálních sedimentů, kterými byla sedimentace koncem spodního miocénu ve většině pánví ukončena (Pešek et al. 2010).

3.7.2. Sokolovská pánev

Sokolovská pánev má vrásově zlomovou stavbu. Jedná se o příčně asymetrický příkop, který je oboustranně tektonicky ohraničený. Na jihu ji omezuje oherský a na severu krušnohorský zlom. Od chebské pánve na západě ji odděluje krystalinický hřbet Chlumu sv. Máří, zatím co na východě je omezena krystalinickým hřbetem oherského krystalinika. V podloží se vyskytují převážně svory a pararuly saxothuringika. Terciární sedimentace probíhala od eocénu do spodního miocénu, při čemž v období oligocénu byla doprovázena vulkanickou aktivitou. Díky tomu je sokolovská pánev tvořená nejenom sedimenty, ale také alkalickými kovy, kaolinickými zvětralinami a organickou hmotou. V oligocénu byla založena i sloj Josef v novosedelském souvrství. Z období spodního miocénu, je sloj Antonín, která se v západní části pánve štěpí do tří samostatně dobývaných slojí. Jednotlivé vrstvy jsou od sebe odděleny vrstvami jílu a písků. Např. pleistocéní usazeniny leží na vrstvě miocéní a jsou tvořeny převážně fluviálními jílovitými štěrkopísky, sprašovými hlínami, proluviální sutí, zbytky škváry a vzácně vrstvičkami rašeliny. V pleistocénu také došlo k intenzivní deformaci hornin (Pešek et al. 2010).

Nejvyšší výskyt arsenu a síry, díky jejich vzájemné závislosti, je při jižním až jihovýchodním okraji pánve. Jejich zdrojem je zřejmě Slavkovský les, což dokazuje studium koncentrací a přítomnost arsenopyritů v této oblasti. Nejčastěji se síra a arsen vyskytují ve sloučeninách sulfidů, zejména v minerálech molybdenitu, sfaleritu, arsenopyritu, pyritu, chalkopyritu a staninu. Vysoký výskyt síry se objevuje také ve slojích Anežka a Antonín, jež však kvůli své izolaci mají předpokládaný zdroj v Krušných horách. (Bouška a Pešek 1999).

3.7.3. Mostecká pánev

Mostecká pánev leží mezi Doupovskými horami na západě, Krušnými horami na severu a Českým středohořím na jihu. Její podloží tvoří převážně kaolizované ruly, saxothuringika, teplický paleoryolit, žulové porfyry, epidotické amfibolity nebo také svory a fylity. Podloží tvoří sedimenty České křídové pánve. Terciární sedimentaci pánve lze rozdělit na tři etapy oddělené krátkým přerušením sedimentace. Ukládání nejstaršího starosedelského souvrství začalo ve středním eocénu a trvalo až do začátku oligocénu. V této době zde vznikla rozsáhlá mělká jezera, v nichž se ukládaly klastické sedimenty. Prostřední střežovské souvrství vzniklo v souvislosti

s mohutnou sopečnou činností, která v této oblasti probíhala po větší část oligocénu. Nejmladší mostecké souvrství se ukládalo od svrchního oligocénu až do spodního miocénu (Pešek et al. 2010).

Největší koncentrace síry byly zjištěny ve spodních úsecích hlavní sloje. Tyto koncentrace zároveň klesají směrem k centrální části pánve, což pravděpodobně souvisí s vyzníváním vlivu Žatecké delty (Bouška a Pešek 1999). V místech s vyšším obsahem síry v Krušných horách se díky vzájemnému vztahu se také vyskytuje vyšší koncentrace arsenu a germania. Nejčastěji se objevují v pyritech (FeS_2). (Bouška a Pešek 1999; Pešek et al. 2010).

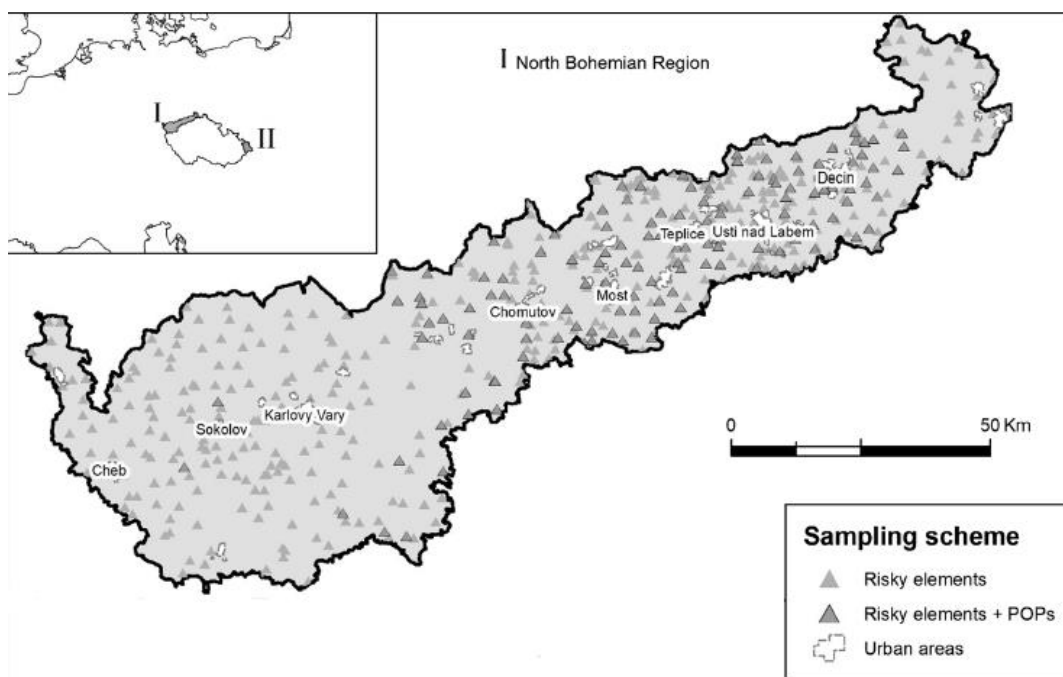
3.8. Současný stav životního prostředí a problém identifikace potenciálních zdrojů arsenu

Zpráva o povrchové distribuci toxických prvků (Toxic Elements (TE); arsenu, beryllia a kadmia) a perzistentních organicky znečišťujících látek (Persist Organical Polution (POP); např. polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH)) především v zemědělských půdách, které jsou zvláště těžce zasaženy těžbou a těžkým průmyslem v oblastech severních Čech a severní Moravy byla podána v roce 2015 (Vácha et al. 2015).

Historie kontaminace půdy začala v 19. století. Nejintenzivnější průmyslová činnost nastala během socialistického období od roku 1948 do roku 1990. To mělo za následek velký negativní dopad na životní prostředí. Údaje z Českého hydrometeorologického ústavu ukazují, že emise dosáhly svých nejvyšších zaznamenaných hodnot právě v 90. letech. Jejich koncentrace vzdušného prachu činily 70 – 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ale i 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v blízkosti těžebních oblastí. Očekává se, že se dalšího snížení úrovně znečištění toxickými prvky dosáhne v důsledku modernizace a rehabilitace postižených oblastí, které mají být dokončeny v roce 2020.

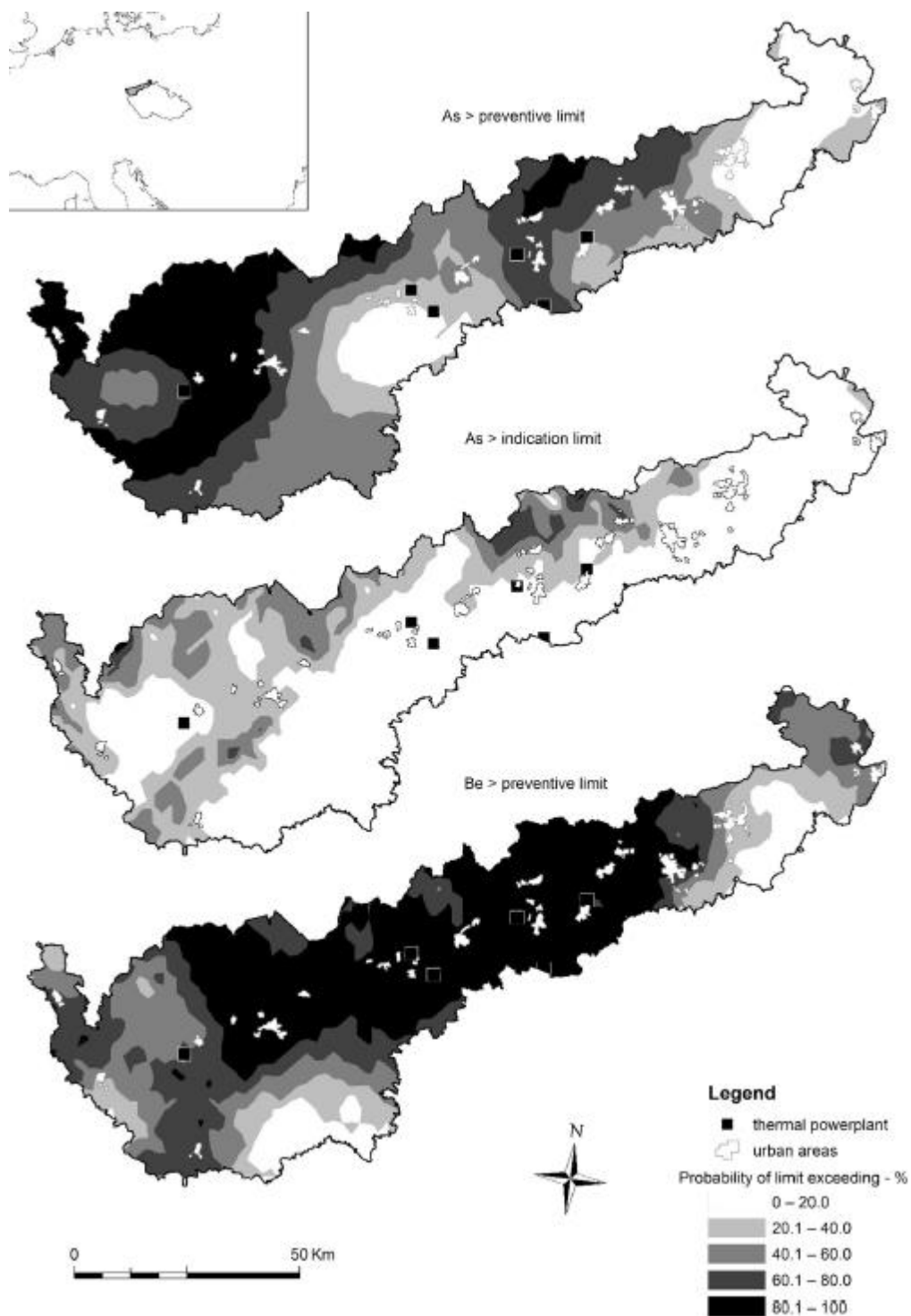
Od roku 2000 do roku 2010 byly odebírány vzorky zemědělské půdy a byly stanoveny jejich fyzikálně-chemické vlastnosti a úrovně kontaminace TE (As, Be a Cd) a POPs (PAH). Dále byly také analyzovány vodní zdroje a části rostlin. Mezní hodnoty pro odhad pravděpodobnosti byly upraveny z mezních hodnot stanovených nově navrhovanou českou legislativou. Bylo zjištěno, že půda studované oblasti je znečištěna antropogenním materiálem přímo spojeným s historickou těžební a průmyslovou činností v severních Čechách. Zvýšená koncentrace arsenu přispívá k nejdůležitějším environmentálním problémům v této oblasti.

Koncentrace TE v půdách byly analyzovány za účelem popisné statistiky pro každý parametr. Logaritmem upravená data byla zpětně transformována pro vytvoření konečné mapy prostorové distribuce. Následně byly vytvořeny pravděpodobnostní mapy koncentrací arsenu, beryllia a kadmia s nadlimitními hodnotami v půdách těchto regionů, což jsou metodické prahové hodnoty pro znečišťující látky. Geostatistické modelování bylo přizpůsobeno tak, aby zahrnovalo kategorie využití zemědělské půdy uvedené ve strategii odběru vzorků a dostupné prahové hodnoty. Odhadovaná pravděpodobnost dalších půd (městských a lesních) je čistě teoretická a na překročení mezních hodnot TE a POP navrhaných pro zemědělské půdy nemá žádný význam.



Obr. 1 Výskyt rizikových prvků v severozápadních Čechách. POPs-Persist Organical Polution. Upraveno podle Vácha et al. 2015.

Tyto půdy byly hodnoceny pomocí nově navržených mezních hodnot. Pouze Arsen a beryllium tyto hodnoty překročily, zatím co všechny ostatní TE byly pod hranicí významnosti. Úrovně toxicity překračující mezní hodnoty rizika pro lidské zdraví byly dříve zjištěny v zemědělských půdách z Krušných hor a v blízkosti průmyslové oblasti Sokolovska. Hladiny překračující preventivní limity (hodnoty pozadí) v Krušných horách se nacházejí zejména v místech, kde existují geogenní zdroje. Jsou to např. půdy, které se tvořily na neutrálních magmatických horninách (Vácha et al. 2015).



Obr. 2 Pravděpodobnost překročení limitních hodnot pro arsen a beryllium v severočeském regionu. Upraveno podle Vácha et al. 2015.

Arsen představuje nejzávažnější problém kontaminace půdy v severních Čechách. Zejména elektrárny, kde se spaluje hnědé uhlí s vysokou koncentrací arsenu, jsou největšími znečišťovateli. Koncentrace uvolňovaného arsenu se pohybuje od 0,1 do 1 290 mg/kg (průměrná hodnota je 14,6 mg/kg). Kontaminované půdy v blízkosti Krušných hor jsou výsledkem vysokého počtu antropogenních zdrojů. V severních Čechách byly pozorovány koncentrace arsenu, které přesahovaly indikační limity pro lidské zdraví, a tedy by mohly představovat zvýšené karcinogenní riziko. Toto zjištění je podloženo zdravotním hodnocením regionu (Zimová et al. 2001).

4. Metodika

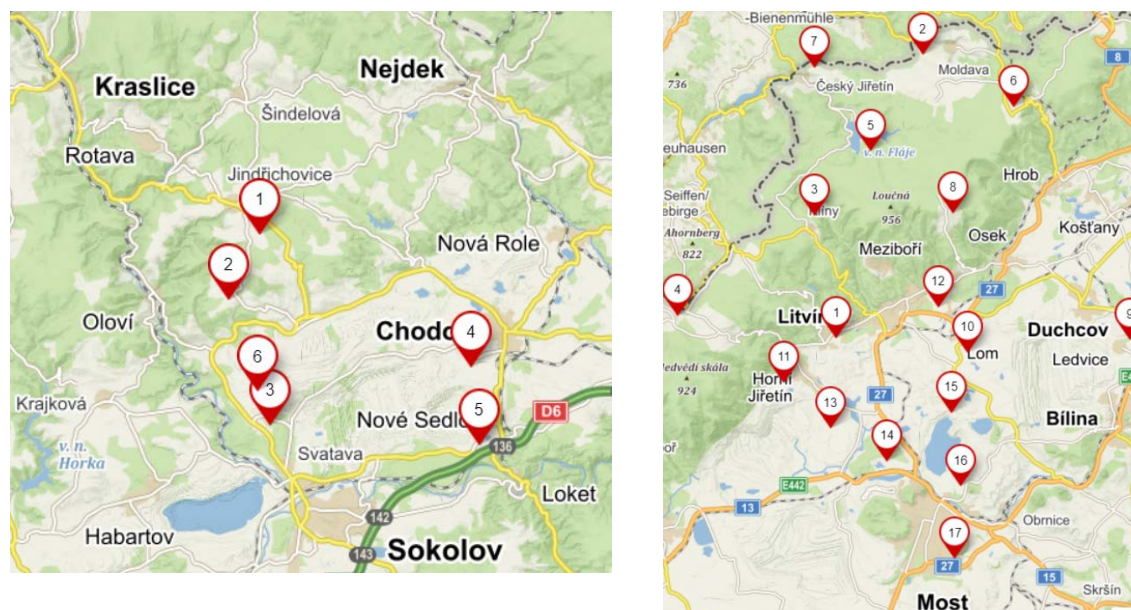
4.1. Popis monitorovaných lokalit

Pro zkoumání biodostupnosti (přenosu) arsenu z potravy do organismu byly vybrány lokality na Mostecku a Sokolovsku, nacházející se v severozápadních Čechách. Tyto oblasti byly zvoleny pro předpokládaný vliv emisí z těžby a zpracování hnědého uhlí na organismy zde žijící. Těžba hnědého uhlí v této oblasti byla zahájena již v roce 1819 a trvá dosud. Celková rozloha těžební oblasti je 870 km² (Vácha et al. 2015) a arsen představuje jeden z nejzávažnějších problémů kontaminace půdy v severních Čechách (Podlešáková et al. 1994).

V oblasti Mostecka probíhal výzkum celkem na 17 lokalitách a v oblasti Sokolovska na 6 lokalitách (**Obr. 3, 4; Tab. 1**). Každá z nich byla charakterizována odlišným biotopem. Především se jednalo o orné půdy (pole) a trvalé travní porosty (louky). Všechny tyto lokality byly a jsou dodnes určitým způsobem kontaminovány těžkými kovy včetně arsenu (Podlešáková et al. 1994).



Obr. 3 Mapa jednotlivých regionů, tj. Sokolovska (1) a Mostecka (2).



Obr. 4 Mapa jednotlivých lokalit odchytu hrabošů a myšic na Sokolovsku a Mostecku.

Označení	Lokalita	Hraboši, N	Myšice, N
M 1	Janov	1	1
M 2	Moldava	2	1
M 3	Klíny	3	10
M 4	Nová Ves	2	0
M 5	Fláje	0	2
M 6	Nové Město	3	4
M 7	Český Jiřetín	2	1
M 8	Dlouhá Louka	22	1
M 9	Ledvice	28	2
M 10	Lom u Mostu	15	12
M 11	Černice	0	1
M 12	Lom	4	11
M 13	Komořany – výsypka	0	1
M 14	Souš	1	16
M 15	Jezero Most	1	0
M 16	Střimická výsypka	0	11
M 17	Velebudice	13	8
S 1	Jindřichovice	39	0
S 2	Háj	16	1
S 3	Lomnice	27	1
S 4	Chranišov	1	0
S 5	Nové Sedlo	12	1
S 6	Lomnice – VPV	19	3
Celkem	23 lokalit	211	88

Tab. 1 Lokality odchyty, jejich označení a počty hrabošů a myšic. M= Mostecko, S= Sokolovsko, VPV = Velká podkrušnohorská výsypka, N = počet, Pozn. v některých původně vybraných lokalitách nebyl proveden odchyt, proto byly při číslování vynechány.

4.2. Modelové organismy

Malí hlodavci jsou velmi dobrý biologický materiál k monitorování znečištění životního prostředí (Turna a Yavuz 2020). Jako sledované a modelové organismy byly proto vybrány dva rody drobných zemních savců, z řádu hlodavců. Byly to jedinci z rodu myšic (*Apodemus*) a jedinci z rodu hrabošů (*Microtus*).

Rod *Microtus* je ideálním subjektem pro monitorování vlivů vnějšího prostředí díky své velké plodnosti. Samice je schopná zabřeznout i několikrát do roka, v každém vrhu je až 12

mláďat a mladé samice jsou schopné se pářit již 3 – 4 týdny po narození. Dojde-li k jejich přemnožení, uchyluje se jejich společenství ke kanibalizmu.

Hraboš polní (*Microtus arvalis*) je řazen do čeledi křečkovitých, s výskytem v Evropě po Ukrajinu a Rusko, mimo Skandinávii a větší část Středomoří. V České republice představuje nejpočetnější druh hlodavců (téměř 98% výskyt). Žije na celém území ve všech biotopech, mimo souvislé jehličnaté porosty a je aktivní přes den i v noci. Hlavní složkou potravy hrabošů jsou především obiloviny a píce (např. vojtěška nebo jetele), méně pak okopaniny. V krajních případech může také aktivně chytat hmyz a drobné bezobratlé živočichy.

Rod *Apodemus* se řadí do čeledi myšovitých a obsahuje mimo jiné dva nejhojněji se vyskytující druhy. Jsou to, myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) a myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Obývají většinu Evropy, Skandinávie a Asie. Nevyskytují se pouze v Pobaltí a za severním polárním kruhem. V České republice jsou rozšířeny na většině území. Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), se však nevyskytuje v oblastech s výraznou agrární činností, bez rozptýlené zeleně a zalesněných ploch. Oproti tomu, celoplošný výskyt myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*) ukazuje, že tento druh má schopnost se adaptovat v nejrůznějším prostředí a podmínkách. Jejich aktivita je výlučně noční, živí se převážně semeny a plody (i když při nedostatku potravy mohou lovit i drobné bezobratlé živočichy) a výborně šplhají. Co se týká způsobu života, je u obou druhů takřka totožný, i když dojde-li ke vzájemné interakci, je myšice lesní vůči myšici křovinné mnohem agresivnější a projevuje nadřazenější postavení. V rozmnožování nedosahují takové intenzity jako hraboši. Samice rodí třikrát do roka a v každém vrhu je 5 – 7 mláďat (Anděra a Gaisler 2019).

4.3. Metodika odchyty

Při odchyty hlodavců pro účely této studie byly použity modifikované živochytné pasti typu „rödlovky“. Jako návnada byla použita směs krmiva pro hlodavce a různé paštiky, pečivo, kořenová zelenina, jablka, arašídové máslo a arašídové křupky viz **Příloha č. 2**.

Celkem bylo v každé lokalitě položeno 25 pastí, uspořádaných do pomyslného čtverce s pěti řadami po pěti kusech. Pasti byly ponechány na místě tři dny a tři noci a byly kontrolovány každý den. Odchycení jedinci byli na místě usmrceni vysokou dávkou chloroformu, odkrvení pomocí srdeční punkce a byly jim na místě vyňaty játra, která byla vložena na sucho do Petriho misky a uložena do chladicího boxu. Usmrcení hlodavci byli také vloženi do chladicího boxu

a vynětí ostatních orgánů bylo provedeno až v laboratoři týž den. Všichni jedinci byli označeni identifikačním číslem a číslem lokality. Odchyty byly prováděny vždy v červenci a v září v letech 2017 – 2019 a trvaly vždy šest dní.

4.4. Získání biologického materiálu

V laboratoři byl každý jedinec podroben detailnímu měření a vážení, kdy vedle délky těla, byla měřena i délka zadní tlapy a ocasu. Na základě těchto údajů byl každý hlodavec přesně determinován. Následně byla jejich těla vypitvána a každý samostatný orgán zvážen, tj. játra a ledviny. U žaludku se vážil pouze jeho obsah. Všechny vyjmuté orgány byly omyty v redestilované vodě a hluboce zamrazeny na -80 C^0 . Takto připravené vzorky byly následně podrobeny procesu lyofilizace, poté mineralizovány a připraveny k analýze. Pro účel této studie bylo stanovení koncentrace arsenu provedeno v játrech, ledvinách a v obsahu žaludku.

Zpracovány byly také směsné vzorky rostlinného materiálu pocházejícího z odpovídajících lokalit odchycených hlodavců. Rostliny byly nejprve usušeny při normálním atmosférickém tlaku a teplotě a poté rozemlety na homogenní směs, při čemž byly kořeny odděleny od zbytku rostliny a byly zpracovány zvlášť. Pro účely této studie byly použity stonky, listy a případně i květy (slouží jako dominantní složka potravy monitorovaných hlodavců).

4.5. Příprava vzorků pro chemické analýzy

Vzorky v terénu získaného materiálu byly nejprve připravovány k následnému stanovení koncentrace celkového arsenu v játrech, ledvinách, v žaludečním obsahu a ve stravě myšic a hrabošů.

Obojí materiál, jak rostlinný tak živočišný, byl navážen a byla k němu přidána patřičná pomocná činidla.

- příprava – rostliny: Navážka sušeného rostlinného materiálu činila mezi 400 – 500 mg a jako pomocné činidlo bylo použito 8 ml kyseliny dusičné (HNO_3), dále byly přidány 2 ml peroxidu vodíku (H_2O_2).

- příprava – orgány: Živočišného materiálu bylo naváženo 200 mg a jako pomocné činidlo byla také použita kyselina dusičná (HNO_3) v objemu 5 ml.

Jako mineralizační metoda byla použita tzv. „*mokrý rozklad*“ (rostliny, žaludky, ledviny). Klasický mokrý rozklad se provádí ve směsi koncentrovaných minerálních kyselin, za zvýšené teploty a při atmosférickém tlaku. Biologická matrice je oxidována příslušnými činidly a probíhající chemickou reakci lze popsat dvěma kroky. Nejprve je rozrušena struktura matrice kyselou hydrolyzou a její meziprodukty jsou následně oxidovány. Rychlost reakce je závislá na reakční teplotě, rozklad probíhá za nižších teplot a maximální teplota je určena bodem varu oxidačních činidel či jejich směsí (Mader a Čudrová 1997).

Tento mineralizát, vzniklý v přístroji s mikrovlnným ohřevem (Discover SP-D, CEM Corp., USA) a zahřátý na cílovou teplotu 180 °C po dobu 7 minut, byl poté naředěn destilovanou vodou na objem 25 a 45 ml. Takto upravené vzorky byly podrobeny měření hmotností spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS, Agilent 7700x, Agilent Technologies Inc., USA), při čemž došlo ke kvantifikaci pomocí multiprvkové externí kalibrace 0,01 – 10 000 µg/l. Tyto koncentrace byly nakonec převedeny na µg/g. Naměřené hodnoty byly verifikovány analýzou certifikovaných referenčních materiálů Peach leaves (NIST, SRM-1547), Bovine liver (BCR-185R), Fish muscle (ERMBB422). Pro účely dalšího zpracování dat byly hodnoty µg/l přepočteny na mg/kg podle vzorce $\mu\text{g/l} \times \text{objem vzorku v ml} \div \text{hmotnost navážky v g}$.

4.6. Analýza dat

Statistická analýza byla provedena pomocí volně dostupného statistického prostředí R, verze 3.6.3 (R core Team 2020) a jeho knihoven ggplot2, cowplot, corplot, DescTools, dplyr a psych.

Pro spojitě veličiny (koncentrace arsenu v rostlinách, žaludku, játrech a ledvinách) jsme nejprve testovali normalitu rozdělení, a to vizuálně pomocí histogramů. Jelikož data byla sešikmená a vyskytovaly se odlehlé hodnoty, rozhodli jsme se dále pro statistické testy využít jejich logaritmickou transformaci. Za účelem logaritmické transformace byly nejprve všechny hodnoty koncentrací arsenu v orgánech drobných zemních savců pod detekčním limitem 0,01 navýšeny na hodnotu 0,009, abychom dosáhli omezených transformovaných hodnot. Obdobně pro koncentrace arsenu v rostlinách jsme jako detekční limit uvažovali hodnotu 0,05 a

navýšili jsme nižší hodnoty na 0,04. Transformovaná data již vizuálně předpoklady normality splňovala.

Pro popis závislosti mezi (transformovanými) spojitými proměnnými jsme využili Pearsonova korelačního koeficientu. Dle doporučení Cohena (1992) je závislost kategorizovaná jako malá při hodnotách 0,1, střední při hodnotách 0,3 a velká při hodnotách 0,5.

Pro testování rozdílu koncentrace arsenu na lokalitách jsme využili analýzy rozptylu. Signifikanci mezi dvojicemi lokalit jsme testovali post-hoc analýzou pomocí Tukeyho HSD testu.

Pro hlavní analýzu dle zadání práce jsme nerozlišovali mezi hraboši a myšicemi. Nad rámec původního zadání jsme se rozhodli testovat také rozdíly mezi myšicemi vs. hraboši v jednotlivých regionech, a to pomocí Welchova dvouvýběrového t testu (tj. dvouvýběrového t testu bez předpokladu shody rozptylů ve skupinách).

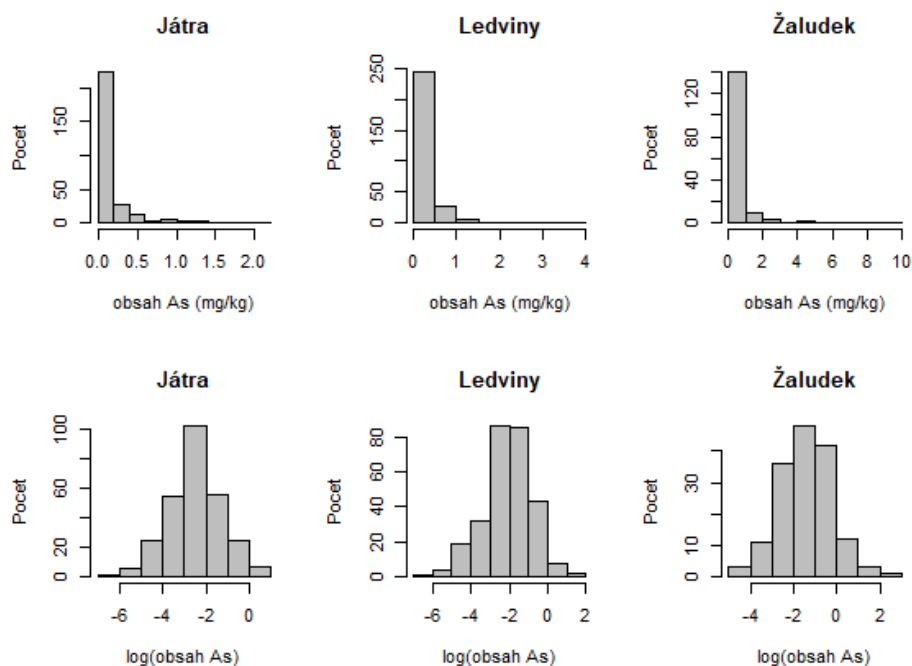
Výsledky byly považovány za statisticky signifikantní v případě, že dosažená hladina významnosti p byla nižší než 0,05.

5. Výsledky

V regionu Mostecka na 17 lokalitách a v regionu Sokolovska na 6 lokalitách bylo v průběhu tří let (2017 – 2019) odchyceno celkem 299 jedinců drobných zemních savců, z nichž bylo 211 hrabošů a 88 myšic. U těchto malých hlodavců byly statisticky zhodnoceny koncentrace arsenu v jejich játrech, ledvinách a v žaludečním obsahu. Ve zmíněných regionech bylo také sesbíráno a analyzováno 57 rostlinných vzorků zastupujících potravu zmíněných živočichů. Výchozí data jsou uvedeny v **Příloze č. 1a, 1b**.

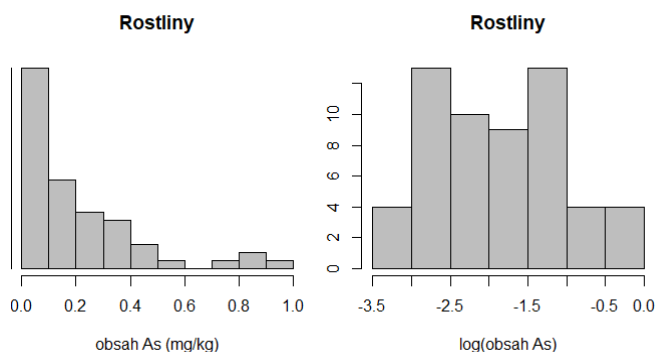
5.1 Normalita spojitých veličin u jednotlivých orgánů a rostlinných vzorků

Pro spojitě veličiny (koncentrace arsenu v žaludečním obsahu, játrech a ledvinách) byla nejprve testována normalita rozdělení, a to vizuálně pomocí histogramů. Zatímco původní data byla sešikmená a vyskytovaly se odlehlé hodnoty, transformovaná data již vizuálně předpoklady normality splňovala (**Obr. 5**).



Obr. 5 Histogramy pro rozdělení původních veličin (horní řádek) a transformovaných veličin (dolní řádek) pro koncentraci arsenu v játrech, ledvinách a v žaludečním obsahu.

Podobně byla vizuálně testována normalita u koncentrace arsenu v potravě (**Obr. 6**). Data byla transformována obdobně jako v případě koncentrace arsenu v orgánech drobných zemních savců, rozdělení se tak více přiblížilo normálnímu.



Obr. 6 Histogramy pro rozdělení původních veličin (vlevo) a transformovaných veličin (vpravo) pro koncentraci arsenu v rostlinné potravě.

5.2 Koncentrace arsenu v potravě a v orgánech drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách

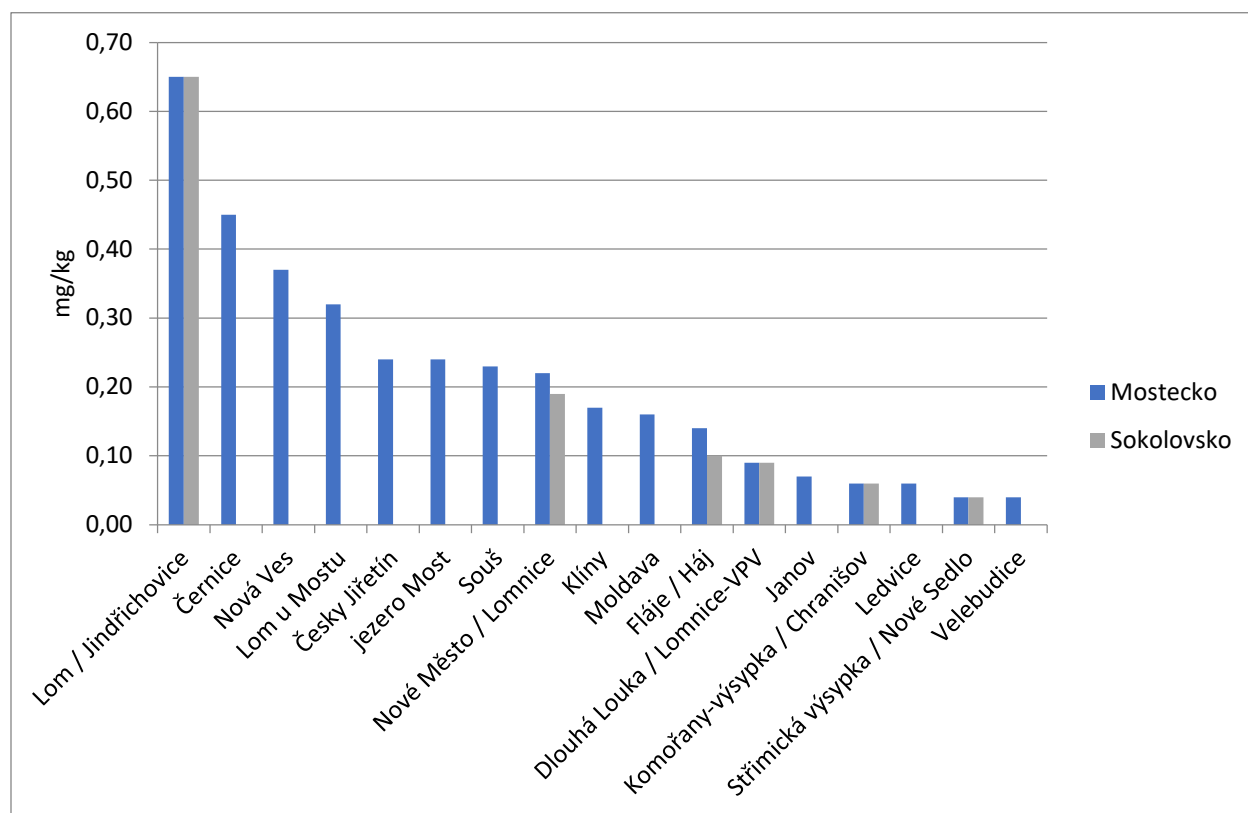
Následně byla analyzována koncentrace arsenu v potravě, a v orgánech drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách. V **Tabulce 2** jsou uvedeny průměrné hodnoty, doplněné počtem analyzovaných jedinců či vzorky rostlin a směrodatnými odchylkami. Lokality jsou seřazené dle průměrné koncentrace arsenu v potravě, od „čistých“ po „nejvíce znečištěné“.

Lokalita	As v rostlinách mg/kg			As v játrech mg/kg			As v ledvinách mg/kg			As v žaludku mg/kg		
	N	Prům.	SD	N	Prům.	SD	N	Prům.	SD	N	Prům.	SD
Nové Sedlo	1	0,04	NA	12	0,18	0,22	13	0,31	0,22	12	0,44	0,23
Střimická výsypka	1	0,04	NA	10	0,19	0,18	10	0,26	0,33	1	0,04	NA
Velebudice	1	0,04	NA	15	0,19	0,38	20	0,16	0,24	9	0,15	0,13
Chranišov	1	0,06	NA	0	NA	NA	1	0,01	NA	1	0,04	NA
Komořany-výsypka	1	0,06	NA	1	0,06	NA	0	NA	NA	1	0,05	NA
Ledvice	3	0,06	0,01	28	0,12	0,15	27	0,16	0,12	0	NA	NA
Janov	3	0,07	0,01	2	0,11	0,02	2	0,05	0,07	0	NA	NA
Lomnice-VPV	3	0,09	0,05	14	0,20	0,38	13	0,15	0,11	14	0,47	0,37
Dlouhá Louka	3	0,09	0,04	23	0,07	0,04	23	0,11	0,05	8	0,33	0,35
Háj	1	0,10	NA	16	0,04	0,08	12	0,10	0,12	16	0,21	0,24
Fláje	4	0,14	0,06	2	0,06	0,06	2	0,14	0,16	1	0,09	NA
Moldava	4	0,16	0,07	3	0,12	0,10	2	0,14	0,18	0	NA	NA
Klíny	3	0,17	0,08	13	0,08	0,08	12	0,22	0,30	3	0,15	0,11
Lomnice	3	0,19	0,10	35	0,04	0,04	34	0,07	0,04	34	0,54	0,80
Nové Město	3	0,22	0,14	7	0,20	0,21	6	0,74	1,55	2	0,15	0,07
Souš	2	0,23	0,10	17	0,16	0,12	16	0,25	0,25	3	0,16	0,13
Český Jiřetín	3	0,24	0,26	3	0,10	0,12	3	0,11	0,12	2	0,13	0,01
Jezero Most	3	0,24	0,19	1	0,05	NA	1	0,01	NA	0	NA	NA
Lom u Mostu	3	0,32	0,03	18	0,38	0,48	26	0,32	0,30	11	0,64	0,42
Nová Ves	2	0,37	0,16	2	0,14	0,12	2	0,24	0,21	1	0,70	NA
Černice	4	0,45	0,24	1	0,42	NA	1	0,33	NA	0	NA	NA
Lom	2	0,65	0,21	15	0,69	0,37	15	0,91	0,75	0	NA	NA
Jindřichovice	3	0,65	0,44	39	0,14	0,13	39	0,34	0,37	37	0,90	1,80

Tab. 2 Popisné statistiky dle lokality – hodnoty koncentrace arsenu v mg/kg v potravě, v játrech, v ledvinách a v obsahu žaludku drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách. NA = není dostupný (not available), N počty jedinců/rostlinných vzorků, Prům. = průměr, SD směrodatná odchylka, VPV = Velká podkrušnohorská výsypka. Lokality jsou seřazené dle průměrné koncentrace arsenu v potravě, od „čistých“ po „nejvíce znečištěné“.

Nejvyšší hodnoty koncentrace arsenu v **potravě** (0,65 mg/kg) byly zjištěny na lokalitě Jindřichovice na Sokolovsku a Lom na Mostecku. Na třetím místě vysokými hodnotami arsenu (0,45 mg/kg) je lokalita Černice na Mostecku. Nejnížší hodnoty koncentrace arsenu v potravě (pod hladinou detekce, v analýzách 0,04 mg/kg) se vyskytovaly na lokalitách Nové Sedlo na Sokolovsku a Střimická výsypka a Velebudice na Mostecku. Graficky jsou hodnoty zobrazeny v **Grafu 1**. Analýza rozptylu ukázala, že mezi lokalitami existují signifikantní rozdíly

koncentrace arsenu v potravě ($p < 0,001$). Post-hoc analýza dále ukázala na signifikantní rozdíly mezi 47 dvojicemi lokalit, viz **Příloha č.3, Tabulka 4a**.



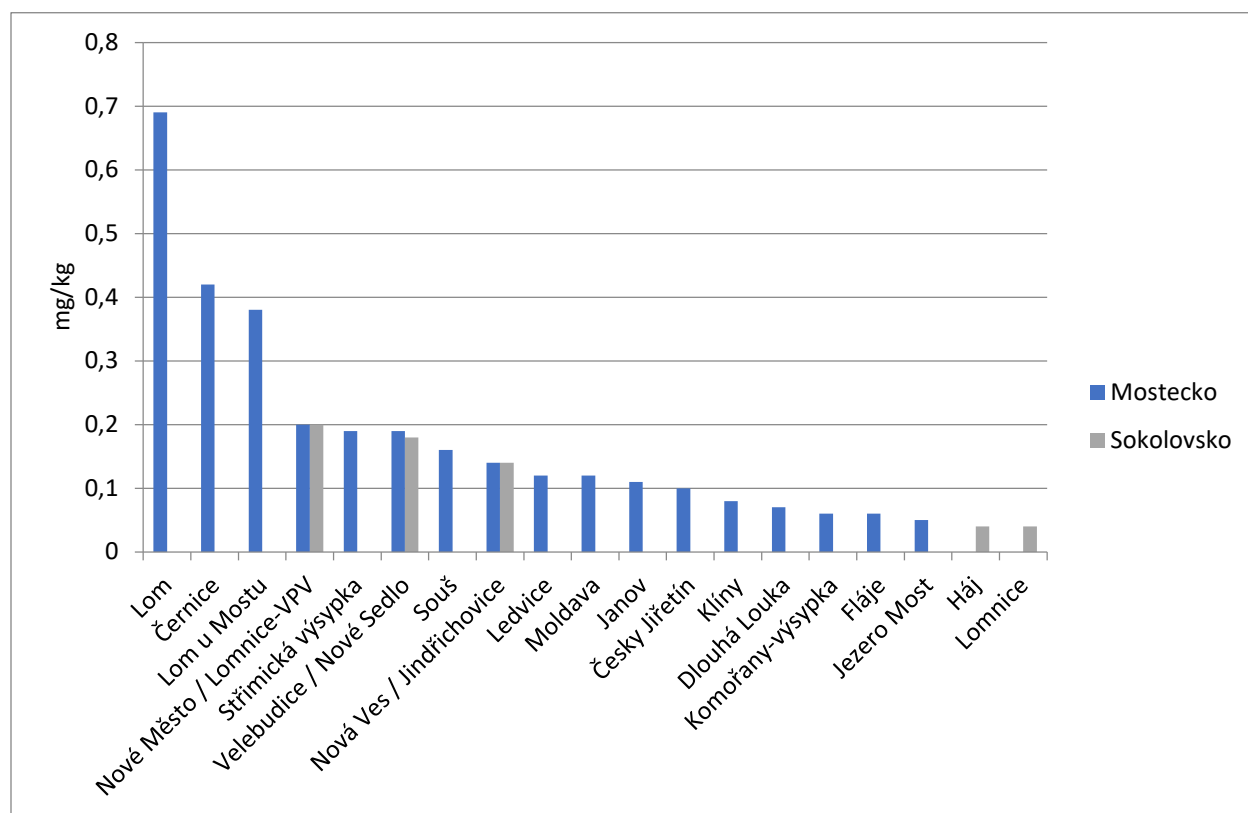
Graf 1 Koncentrace arsenu v potravě na monitorovaných lokalitách.

Podobně lze seřadit lokality i podle koncentrací arsenu v jednotlivých orgánech. **Tabulka 2** napovídá, že vysoká koncentrace arsenu v potravě se projevila i v jednotlivých orgánech. Pro jednotlivé orgány tuto skutečnost blíže popisujeme a graficky demonstrujeme níže.

Koncentrace arsenu v játrech

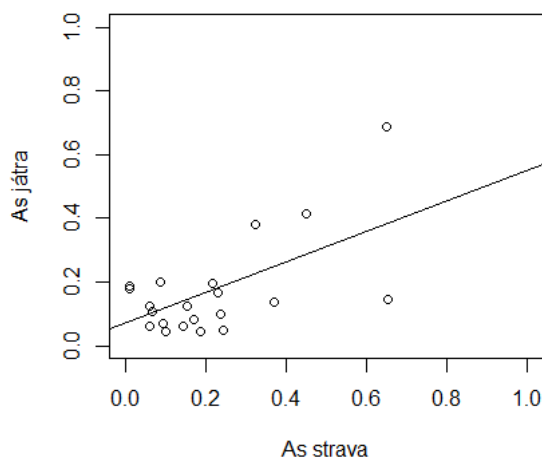
Nejvyšší koncentrace arsenu v **játrech** byly zjištěny u drobných zemních savců na lokalitě Lom (0,69 mg/kg), a na lokalitě Černice (0,42 mg/kg). Vysoká koncentrace arsenu v potravě na lokalitě Jindřichovice se však výrazně neprojevila v játrech početného vzorku (39 jedinců) hrabošů (0,14 mg/kg As). Nejnížší hodnoty arsenu v játrech (0,04 mg/kg) byly zjištěny u savců na lokalitě Háj a Lomnice. Graficky jsou hodnoty zobrazeny v **Grafu 2**. Analýza rozptylu ukázala, že mezi lokalitami existují signifikantní rozdíly koncentrací arsenu v játrech drobných

zemních savců ($p < 0,001$). Post-hoc analýza dále ukázala na signifikantní rozdíly mezi 30 dvojicemi lokalit, viz **Příloha 3, Tabulka 4b**.



Graf 2 Koncentrace arsenu v játrech u drobných zemních savců na monitorovaných lokalitách.

Graficky je závislost mezi průměrnou koncentrací arsenu v potravě a průměrnou koncentrací arsenu v játrech drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách vyobrazen v **Obrázku 7a**. Korelace transformovaných hodnot dosahuje 0,31, ovšem s ohledem na nízký počet lokalit není signifikantně nenulová.

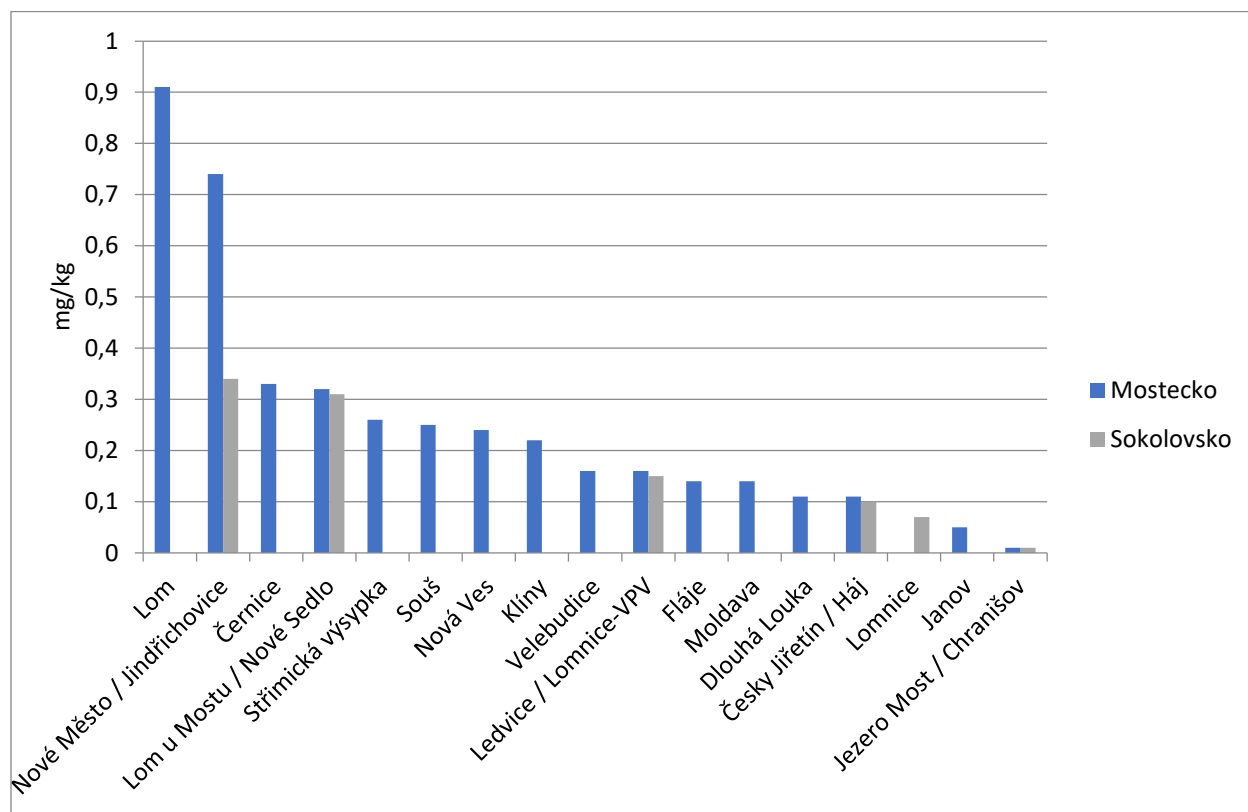


Obr. 7a Závislost mezi průměrnou koncentrací arsenu v potravě a v játrech u drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách.

Koncentrace arsenu v ledvinách

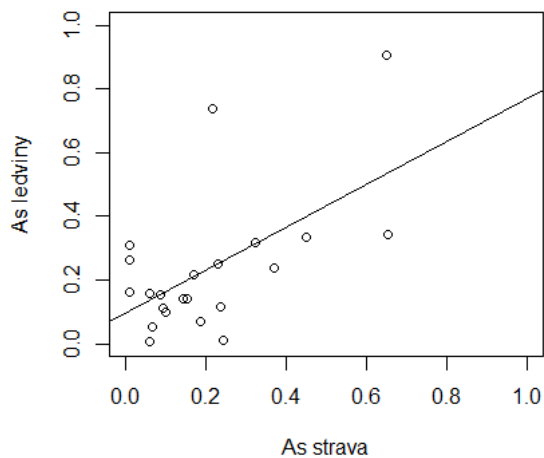
Nejvyšší hodnoty arsenu **v ledvinách** byly zjištěny u drobných zemních savců opět na lokalitě Lom (0,91 mg/kg). Lokalita Jindřichovice s vysokou koncentrací arsenu v potravě byla na třetím místě v koncentraci arsenu v ledvinách hrabošů (0,34 mg/kg As). Vysoké hodnoty arsenu v ledvinách (0,74 mg/kg) byly zjištěny na lokalitě Nové Město u Mikulova, ale pouze na vzorku šesti jedinců. Nejnižších hodnot arsenu v ledvinách (pod hladinou detekce) bylo dosaženo na lokalitě Chranišov a jezero Most, zde se ale měření proběhlo pouze na jednom jedinci. Graficky jsou hodnoty zobrazeny v **Grafu 3**. Analýza rozptylu ukázala, že mezi lokalitami existují signifikantní rozdíly koncentrací arsenu v ledvinách drobných zemních savců ($p < 0,001$). Post-hoc analýza dále ukázala na signifikantní rozdíly mezi 15 dvojicemi lokalit, viz

Příloha 3, Tabulka 4c.



Graf 3 Koncentrace arsenu v ledvinách drobných zemních savců na monitorovaných lokalitách.

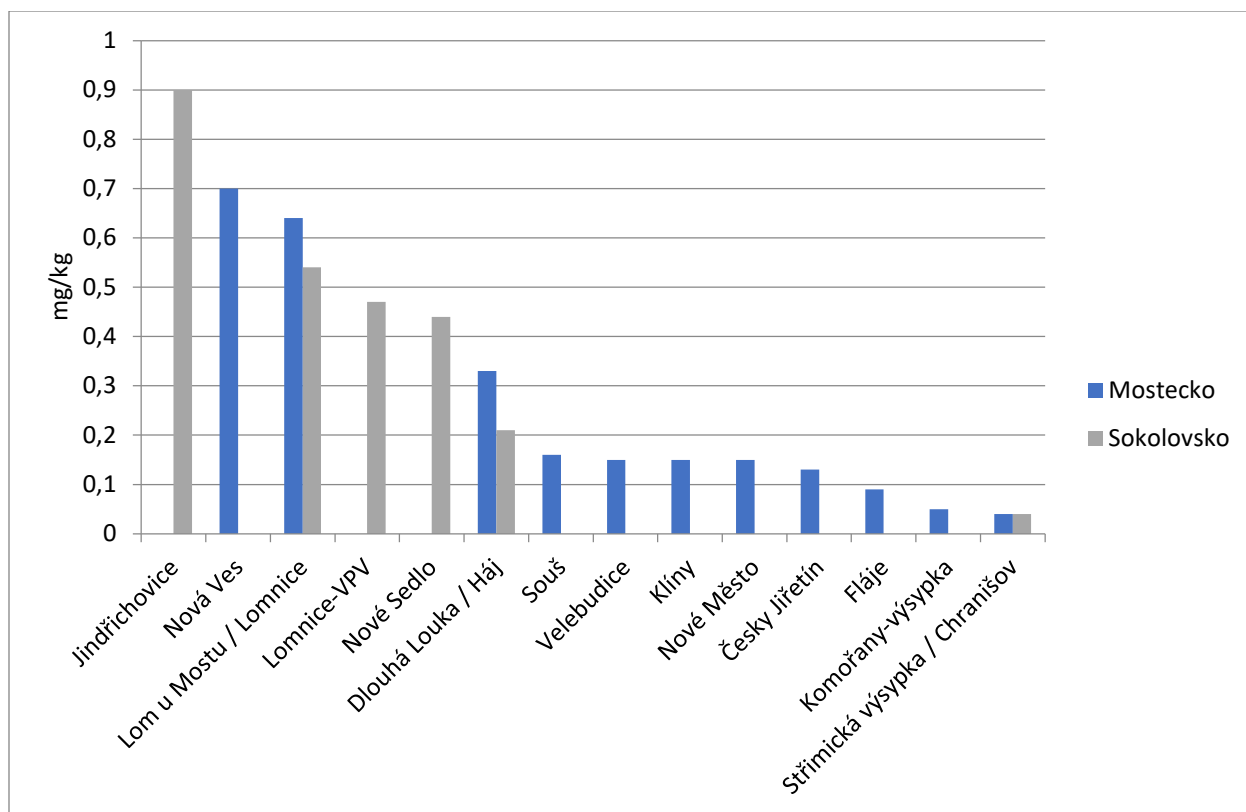
Graficky je závislost mezi průměrnou koncentrací arsenu v potravě a v ledvinách drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách vyobrazen v **Obrázku 7b**. Korelace transformovaných hodnot dosahuje 0,33, ovšem s ohledem na nízký počet lokalit není signifikantně nenulová.



Obr. 7b Závislost mezi průměrnou koncentrací arsenu v potravě a v ledvinách drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách.

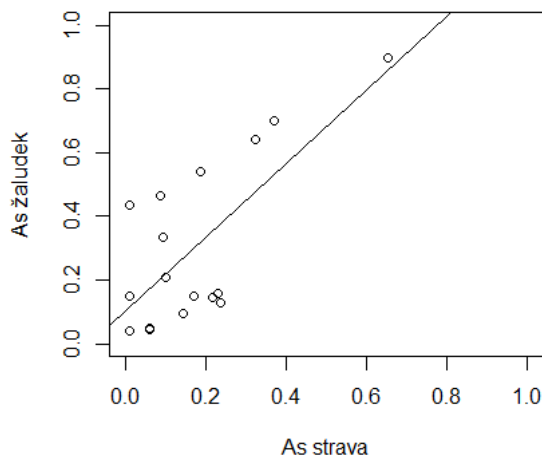
Koncentrace arsenu v žaludečním obsahu

Nejvyšší hodnoty koncentrace arsenu v **žaludečním obsahu** byly prokázány u hrabošů na lokalitě Jindřichovice (0,90 mg/kg). U dalších dvou lokalit s vysokou koncentrací arsenu v potravě (Lom a Černice) nebyly obsahy žaludků analyzovány. Nejnižší hodnoty arsenu (0,04 mg/kg) byly v žaludečním obsahu prokázány na lokalitě Chranišov a Sřimická výsypka. Graficky jsou hodnoty zobrazeny v **Grafu 4**. Analýza rozptylu ukázala, že mezi lokalitami existují signifikantní rozdíly koncentrací arsenu v žaludečním obsahu drobných zemních savců ($p < 0,001$). Post-hoc analýza dále ukázala na signifikantní rozdíly mezi dvěma dvojicemi lokalit, viz **Příloha č. 3, Tabulka 4d**.



Graf 4 Koncentrace arsenu v žaludečním obsahu drobných zemních savců na monitorovaných lokalitách.

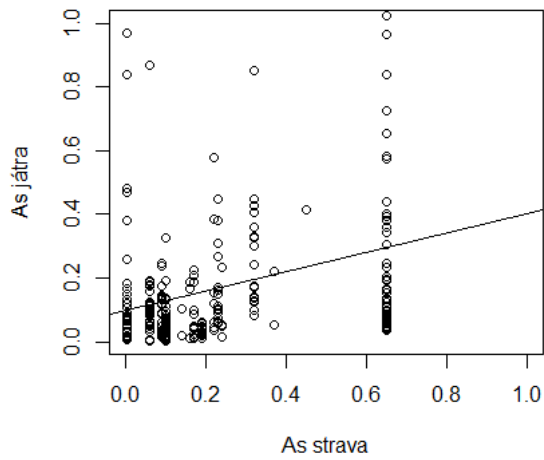
Graficky je závislost mezi průměrnou koncentrací arsenu v potravě a v žaludečním obsahu drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách vyobrazen v **Obrázku 7c**, korelace transformovaných hodnot dosahuje 0,56, a i přes nízký počet lokalit je signifikantně nenulová, avšak se širokým 95 % konfidenčním intervalem (0,11 – 0,82).



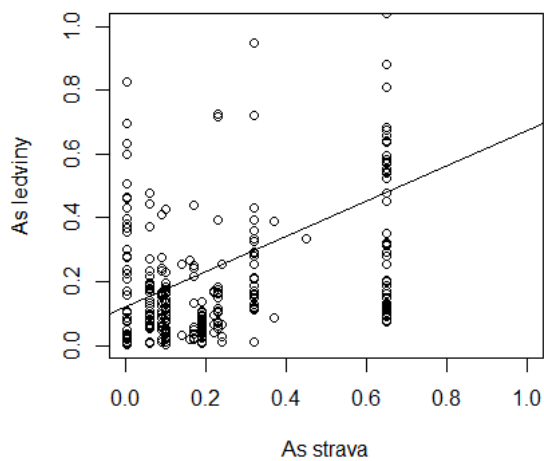
Obr. 7c Závislost mezi průměrnou koncentrací arsenu v potravě a v žaludečním obsahu drobných zemních savců na jednotlivých lokalitách.

5.3 Závislost mezi koncentrací arsenu v potravě a v orgánech drobných zemních savců

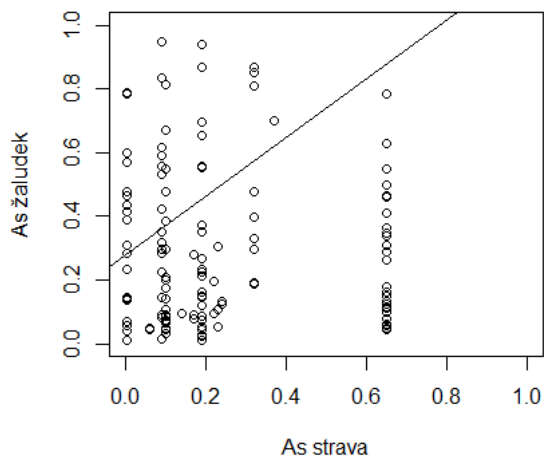
Dále jsme vypočetli korelace mezi koncentrací arsenu v potravě a v orgánech drobných zemních savců na základě údajů o všech nasbíraných savcích. Oproti grafickému zobrazení výše zde zohledňujeme také počet drobných zemních savců, lokality s vyšším počtem savců tak mají vyšší váhu. Grafické znázornění je založené na původních hodnotách, korelační koeficienty jsou však vypočtené z hodnot transformovaných. I zde grafické znázornění napovídá, že jistá závislost mezi potravou a jednotlivými orgány existuje (**Obr. 8a, 8b, 8c**).



Obr. 8a Znázornění závislosti koncentrací arsenu v potravě a koncentrací arsenu v játrech drobných zemních savců založené na původních hodnotách a zohledňující počty jedinců.



Obr. 8b Znázornění závislosti koncentrací arsenu v potravě a koncentrací arsenu v ledvinách drobných zemních savců založené na původních hodnotách a zohledňující počty jedinců.



Obr. 8c Znárodnění závislosti koncentrací arsenu v potravě a koncentrací arsenu v žaludečním obsahu drobných zemních savců založené na původních hodnotách a zohledňující počty jedinců.

Všechny korelace byly signifikantně nenulové, avšak pokud bychom je měli kategorizovat dle Cohena (1992), efekt závislosti je pro stravu a jednotlivé orgány drobných zemních savců malý až střední. Naproti tomu efekty závislosti mezi jednotlivými orgány jsou velké. Graficky jsou znázorněny úrovně korelací v **Obrázku 9**.

jatra	1	0.69	0.52	0.3
ledviny	0.69	1	0.55	0.36
zaludek	0.52	0.55	1	0.2
strava	0.3	0.36	0.2	1
	jatra	ledviny	zaludek	strava

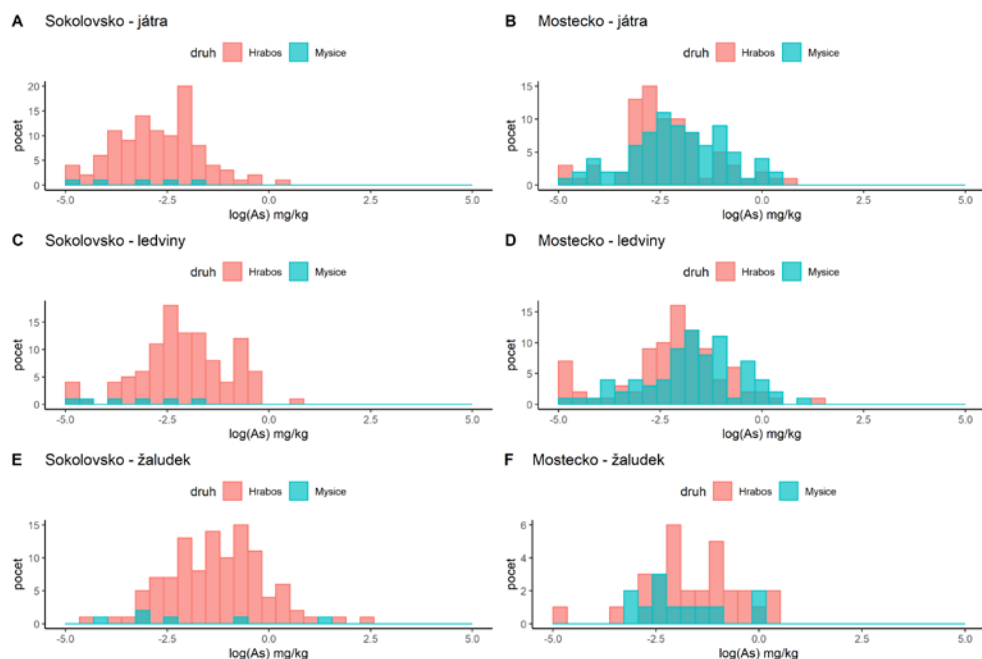
Obr. 9 Závislosti mezi koncentracemi arsenu v potravě, v játrech, ledvinách a v obsahu žaludků u drobných zemních savců.

Nejvyšší korelace byly mezi jednotlivými orgány a to především mezi játry a ledvinami (0,69), o něco nižší mezi ledvinami a žaludečním obsahem (0,55) a mezi játry a žaludečním obsahem (0,52). Naopak nejnižší korelace byly mezi koncentrací arsenu v potravě a jednotlivými orgány, z nichž nejnižší se projevuje mezi potravou a žaludečním obsahem (0,2), o něco vyšší mezi potravou a játry (0,3) a mezi potravou a ledvinami (0,36).

5.4 Koncentrace arsenu u myšic a hrabošů v tkáních jater a ledvin a v žaludečním obsahu na Sokolovsku a Mostecku

Pro hlavní analýzu dle zadání práce jsme nerozlišovali mezi hraboši a myšicemi. Nad rámec původního zadání jsme se rozhodli testovat také rozdíly mezi myšicemi vs. hraboši v jednotlivých regionech.

Histogramy na Mostecku naznačují, že myšice mají o něco vyšší hodnoty arsenu v játrech a ledvinách, a naopak o něco nižší v žaludečním obsahu (**Obr. 10**). Na Sokolovsku je velmi malý počet myšic, nicméně se zdá, že koncentrace arsenu v játrech a v ledvinách je u nich naopak nižší než u hrabošů.



Obr. 10 Histogramy pro hodnoty (transformace) koncentrace arsenu v játrech, ledvinách a v žaludečním obsahu dle druhu zvířete (myšice vs. hraboš) na Sokolovsku a na Mostecku.

Hypotézu rozdílné koncentrace arsenu u myšic a hrabošů v jednotlivých orgánech testujeme po regionech pomocí **dvouvýběrového t testu**. Testujeme samostatně po regionech a pro dané tři orgány. Na Mostecku vidíme signifikantní rozdíly v koncentraci arsenu v játrech mezi hraboši a myšicemi ($p = 0,032$). U hrabošů jsou v játrech průměrné hodnoty koncentrace arsenu 0,18 mg/kg (v transformovaných hodnotách -2,46), naproti tomu u myšic jsou průměrné hodnoty vyšší, a to 0,24 mg/kg (resp. transformované hodnoty -2,04), viz také **Tabulka 3a**.

region	druh kód	druh	N	As mg/kg		log(As)		rozdíl hraboši vs. myšice				
				průměr	SD	průměr	SD	95% CI	t	df	p	
Mostecko	1	hraboš	81	0,18	0,31	-2,46	1,24					
	2	myšice	80	0,24	0,29	-2,04	1,18	-0,79	-0,04	-2,17	158,74	0,032
Sokolovsko	1	hraboš	110	0,11	0,18	-2,81	1,13					
	2	myšice	6	0,05	0,07	-3,67	1,54	-0,76	2,47	1,34	5,29	0,235

Tab. 3a Porovnání koncentrace arsenu v játrech u myšic a hrabošů, dle regionu.

Pro ledviny (**Tab.3b**) vidíme jak na Mostecku, tak na Sokolovsku signifikantní rozdíl v koncentraci arsenu mezi myšicemi a hraboši. Zatímco na Mostecku je v ledvinách koncentrace arsenu vyšší u myšic, na Sokolovsku je vyšší u hrabošů.

Region	druh kód	druh	N	As mg/kg		log(As)		rozdíl hraboši vs. myšice				
				průměr	SD	průměr	SD	95% CI	t	df	p	
Mostecko	1	hraboš	92	0,23	0,45	-2,29	1,41					
	2	myšice	76	0,34	0,47	-1,75	1,27	-0,95	-0,13	-2,61	164,68	0,010
Sokolovsko	1	hraboš	106	0,21	0,27	-2,10	1,10					
	2	myšice	6	0,05	0,06	-3,42	1,17	0,09	2,55	2,69	5,51	0,039

Tab. 3b Porovnání koncentrace arsenu v ledvinách u myšic a hrabošů, dle regionu.

Pro koncentrace arsenu v žaludečním obsahu (**Tab. 3c**) nejsou rozdíly mezi hraboši a myšicemi signifikantní ani v jednom z regionů, což může souviset s nižším počtem pozorování.

Region	druh kód	druh	N	As mg/kg		log(As)		rozdíl hraboši vs. myšice				
				průměr	SD	průměr	SD	95% CI	t	df	p	
Mostecko	1	hraboš	30	0,35	0,37	-1,59	1,13					
	2	myšice	12	0,25	0,30	-1,93	1,05	-0,42	1,10	0,92	21,78	0,366
Sokolovsko	1	hraboš	108	0,58	1,12	-1,28	1,17					
	2	myšice	6	0,78	1,62	-2,06	2,02	-1,34	2,90	0,93	5,19	0,391

Tab. 3c Porovnání koncentrace arsenu v žaludečním obsahu u myšic a hrabošů, dle regionu.

Tyto analýzy napovídají, že i závislosti mezi koncentrací arsenu v potravě a koncentrací arsenu v orgánech malých zemních savců mohou být komplexnějšího charakteru, než bylo v předchozích částech prezentováno.

6. Diskuze

Arsen se v životním prostředí vyskytuje v ovzduší, půdě i ve vodách. Sokolovsko a Mostecko patří v České republice k oblastem s největší environmentální zátěží toxickými prvky, mezi které patří i arsen (Vácha et al. 2015; Poláková 2016). Anorganický arsen se přirozeně vyskytuje v půdě a v různých horninách, zejména potom v minerálech a rudách, které obsahují měď a olovo. Velké množství arsenu v půdě je však také výsledkem lidské činnosti a to zejména při spalování nekvalitního hnědého uhlí. Většina sloučenin arsenu je rozpustná ve vodě a tak se arsen dostává i do jezer, je přítomen v dešťové vodě, sněhu a ve spodních vodách, což vede ke kontaminaci půdy (Chou et al. 2007). Ve své anorganické podobě je arsen jeden z nejtoxičtějších (tudíž i z nejnebezpečnějších) prvků s vysokou kumulativní schopností v organismech, které se nachází v uhlí a je přijímán rostlinami a organismy. Ke zkoumání možného vlivu arsenu pomocí monitorování jeho koncentrací v potravě a tkáních živočichů, byly proto zvoleny emisemi kontaminované oblasti v severozápadních Čechách, ovlivněné těžbou a zpracováním především hnědého uhlí. K monitorování byli zvoleni dva rody malých hlodavců a to myšice (*Apodemus* spp.) a hraboši (*Microtus arvalis*). Drobní hlodavci jsou velmi vhodným biologickým indikátorem environmentální zátěže těžkými kovy (Turna a Yavuz 2020). K jejich přednostem patří velké zeměpisné rozšíření a jejich výskyt na kontaminovaných, ale i nekontaminovaných lokalitách. Koncentrace arsenu byla stanovována v rostlinné potravě malých hlodavců, v jejich žaludečním obsahu, v játrech a ledvinách.

6.1. Koncentrace arsenu v rostlinné potravě

Suchozemské rostliny nemají systém schopný methylace arsenu jako třeba řasy. To může být důvodem, proč je arsen v těchto rostlinách hlavně v toxičtější anorganické formě a jeho redukce je součástí detoxifikace rostlinou (Grill et al. 1987). Biodostupnost arsenu pro rostlinu závisí na spolupůsobení fyzikálně – chemických vlastností půdy, chemických vlastností jednotlivých prvků a druhu rostliny (Beneš 1993). Přijatelnost prvků z půdy rostlinami je také ovlivněna druhem pěstované plodiny. Kořenové exudáty některých rostlin obsahují mnoho chelatajících organických látek, které jsou schopny uvolňovat půdní elementy do půdního roztoku. Rostliny akumulující arsen ho mohou strádat v různé míře a ukládat do kořenů nebo naopak přemísťovat do jejich nadzemních částí (Zhang et al. 2002). Arsen v kontaminovaných oblastech je akumulován rostlinami a je biologicky dostupný pro živočichy žijící v

kontaminované oblasti (Erry et al. 1999, 2000). Rostlinná potrava kontaminovaná arsenem je proto důležitým zdrojem zátěže toxickým prvkem.

Pro potřeby naší studie byla rostlinná potrava sbírána a hlodavci chytáni ve dvou ročních obdobích. Nebylo proto možno posuzovat sezónní vlivy na koncentraci arsenu v potravě (Ismail a Roberts 1992). Složení potravy však také může ovlivňovat resorpci arsenu na podkladě fyzikálních a chemických interakcí se stopovými prvky, bílkovinami a tuky (Ruby et al. 1996). V jiných studiích (Pascoe et al. 1994) např. na mokřinách kontaminovaných důlní činností byla nalezena koncentrace arsenu v travinách průměrně 0,01 mg/kg a v půdě 0,05 mg/kg. V porovnání s touto hodnotou jsou nejvyšší koncentrace arsenu v rostlinách na námi monitorovaných lokalitách o řád vyšší, (0,65 mg/kg – Jindřichovice na Sokolovsku a Lom na Mostecku) než hodnoty uvedené zmíněnými autory. Naopak nejnižší hodnoty koncentrace arsenu v potravě (pod hladinou detekce, v analýzách 0,04 mg/kg) se vyskytovaly na lokalitách Nové Sedlo na Sokolovsku a Střimická výsypka a Velebudice na Mostecku, které odpovídají průměrným hodnotám zjištěným autory v jiných oblastech (Pascoe et al. 1994). Lze proto usuzovat, že v některých českých lokalitách je množství arsenu přijímaného potravou hlodavců skutečně vysoké **Tabulka 2, Graf 1**.

Město Lom s nejvyšší koncentrací arsenu v potravě leží jen asi 2 km východně od Litvínova, v jehož těsné blízkosti probíhá těžba hnědého uhlí. Litvínov je také místem s největším chemickým výrobním podnikem v České republice s velkými průmyslovými emisemi (Vácha et al. 2015, Zimová et al. 2001). Těžko však vysvětlit, že nízké koncentrace byly nalezeny v lokalitě Janov, která je také v blízkosti Litvínova. Analýza rozptylu ukázala, že mezi lokalitami existují signifikantní rozdíly v koncentraci arsenu v potravě ($p < 0,001$). Post-hoc analýza dále ukázala na signifikantní rozdíly mezi 47 dvojicemi lokalit, viz **Příloha č. 3, Tab. 4a**.

6.2. Koncentrace arsenu v orgánech

Konzumace kontaminované potravy a vody, příležitostně také půdy je považována za nejdůležitější cestu expozice organismu. Lze očekávat, že v lokalitách s vysokou koncentrací arsenu v rostlinné stravě budou také vyšší koncentrace arsenu v gastrointestinálním traktu. Již dříve bylo pozorováno, že koncentrace arsenu v gastrointestinálním traktu v kontaminovaných

oblastech bývá u hlodavců větší než v nekontaminovaných oblastech (Erry et al. 1999, Erry et al. 2000). Při velkém příjmu arsenu v kontaminovaných lokalitách byly nalezeny také vyšší koncentrace arsenu v játrech a ledvinách, které se účastní detoxikace a vylučování arsenu (Vahter a Marafante 1979; Vahter 1981). Koncentrace arsenu v ledvinách byla v některých studiích přibližně až 10x větší než v játrech, což lze vysvětlovat ledvinou funkcí vylučovat arsen, nicméně v jiných lokalitách rozdíly nebyly tak velké (Erry et al. 2000).

Z našich výsledků je patrné, že nejvyšší koncentrace arsenu v játrech a v ledvinách byly zjištěny na lokalitě Lom (0,69 mg/kg), kde byly také nejvyšší koncentrace arsenu v potravě. Vysoká koncentrace arsenu v potravě na lokalitě Jindřichovice se však výrazně neprojevila v játrech početného vzorku (39 jedinců) hrabošů (0,14 mg/kg arsenu). Nejvyšší hodnoty koncentrace arsenu v žaludečním obsahu byly prokázány u hrabošů na lokalitě Jindřichovice (0,90 mg/kg). Pro skutečnost, že Jindřichovice mají nejvyšší koncentraci arsenu jak v potravě, tak v žaludečním obsahu, ale nikoliv v játrech a ledvinách, lze jen těžko hledat přijatelné vysvětlení. Jedno z možných vysvětlení je, že složení potravy může výrazněji ovlivnit resorpci arsenu z trávicího traktu (Ruby et al. 1996).

Analýza rozptylu ukázala, že mezi lokalitami existují signifikantní rozdíly v koncentraci arsenu v játrech, v ledvinách a v žaludečním obsahu u drobných zemních savců ($p < 0,001$). Post-hoc analýza dále ukázala na signifikantní rozdíly mezi lokalitami (viz **Přílohy č. 3, Tab. 4b, 4c, 4d**).

6.3. Vztah mezi koncentrací arsenu v rostlinné potravě a v orgánech

Při zjišťování vztahu mezi koncentrací arsenu v potravě a v orgánech malých hlodavců, se ukázalo, že všechny korelace byly signifikantně nenulové, viz **Výsledky Obrázek 9.**, avšak pokud bychom je měli kategorizovat dle Cohena (1992), efekt závislosti je pro stravu a jednotlivé orgány drobných zemních savců malý až střední. Naproti tomu efekty závislosti mezi jednotlivými orgány jsou velké. Nejvyšší korelace byly mezi jednotlivými orgány a to především mezi játry a ledvinami (0,69), o něco nižší mezi ledvinami a žaludečním obsahem (0,55) a mezi játry a žaludečním obsahem (0,52). Naopak nejnižší korelace byly mezi koncentrací arsenu v potravě a jednotlivými orgány, z nichž nejnižší se projevuje mezi potravou

a žaludečním obsahem (0,2), o něco vyšší mezi potravou a játry (0,3) a mezi potravou a ledvinami (0,36).

Příčinou nejvyšší nalezené korelace mezi játry a ledvinami může být skutečnost, že oba orgány jsou vysoce metabolicky aktivní a podílejí se na detoxikaci a vylučování arsenu (Vahter a Marafante 1979; Vahter 1981; Mankovska a Steinnes 1995), zatímco v ostatních orgánech, které se nepodílejí na metabolismu arsenu, bývá koncentrace arsenu menší (Ismail a Roberts 1992; Tersago et al. 2004). Ve studii Erry et al. (2005) byly také nalezeny větší koncentrace arsenu v játrech a ledvinách drobných hlodavců v kontaminovaných oblastech a méně ve svalech a kostech. Beňová et al. (2007) dodává, že játra a ledviny, na rozdíl od žaludečního obsahu, vypovídají o dlouhodobé expozici a zátěži organismu toxickým prvkem. Do jater a ledvin se arsen dostává nejen prostřednictvím potravy, ale také bezprostředním kontaktem s půdou (expozice dermální) a prostřednictvím dýchacích cest (expozice inhalací) (Chou et al. 2007). Což rovněž vysvětluje nález nejnižších korelací mezi potravou a žaludečním obsahem, potravou a játry a potravou a ledvinami. Vstřebávání arsenu v gastrointestinálním traktu není jedinou cestou, kterou arsen vstupuje do organismu malých hlodavců. Ti mohou být kontaminováni také vodou a přímým kontaktem s půdou. (Erry et al. 2005).

Arsen je absorbován v gastrointestinálním traktu a vylučován ledvinami (Hindmarsh a McCurdy 1986). Malé množství však podléhá biotransformaci, tj. detoxikaci v játrech prostřednictvím metylace a redukce (Winski a Carter 1995). Někteří savci mají nízkou aktivitu arsenmethyltransferázy, která je nezbytná k účinné methyloaci (Aposhian 1997), ta může mít také různou aktivitu v různých tkáních (Abernathy et al. 1999). U laboratorních myši je anorganický arsen rychle odstraňován z krve a methylován v játrech na dimethylarsenovou kyselinu, která je relativně stabilní a zůstává nezměněna do doby, kdy je vyloučena ledvinami (Vahter 1981).

6.4. Koncentrace arsenu u myšic a hrabošů v tkáních jater a ledvin a v žaludečním obsahu na Sokolovsku a Mostecku

Pro hlavní analýzu dle zadání diplomové práce nebylo rozlišováno mezi hraboši a myšicemi. V některých dřívějších studiích byla prokázána mezidruhová rozdílnost v koncentracích arsenu ve tkáních (ledvinách), i když rozdíly mezi myšicí křovinnou (*Apodemus sylvaticus*) a normíkem rudým (*Clethrionomys glareolus*) nebyly velké (Erry et al. 2005). Pro

ověření této informace byly nad rámec původního zadání diplomové práce zjišťovány i rozdíly mezi myšicemi a hraboši v jednotlivých regionech. Histogramy na Mostecku naznačovaly, že myšice měly o něco vyšší hodnoty arsenu v játrech a ledvinách, a naopak o něco nižší v žaludečním obsahu (**Obr. 10**). Na Sokolovsku byl odchycen velmi malý počet myšic, nicméně se zdá, že koncentrace arsenu v játrech a v ledvinách byl u nich naopak nižší než u hrabošů.

Při bližší analýze lze na Mostecku pozorovat signifikantní rozdíly v koncentracích arsenu v játrech mezi hraboši a myšicemi ($p = 0,032$). U hrabošů jsou v játrech průměrné hodnoty arsenu 0,18 mg/kg, naproti tomu u myšic jsou průměrné hodnoty vyšší, a to 0,24 mg/kg, viz také tabulka 6a. Při hodnocení koncentrace arsenu v ledvinách (**Tab. 6b**) byl jak na Mostecku, tak na Sokolovsku signifikantní rozdíl v koncentraci arsenu mezi myšicemi a hraboši. Zatímco na Mostecku byla koncentrace arsenu v ledvinách signifikantně vyšší u myšic, na Sokolovsku je vyšší u hrabošů. Výsledek však může být zkreslen malým počtem odchycených myšic na Sokolovsku. Pro koncentraci arsenu v žaludečním obsahu (**Tab. 6c**) nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi hraboši a myšicemi ani v jednom z regionů, což však může souviset s nižším počtem pozorování.

Zjištěné mezidruhové rozdíly mezi myšicemi a hraboši v koncentraci arsenu v játrech a ledvinách lze nejspíše hledat v jejich možném rozdílném vodním metabolismu a vylučováním arsenu ledvinami (Erry et al. 2005). V metabolicky aktivních orgánech je proto arsen ve vysokých koncentracích a metabolická aktivita těchto orgánů může být vyšší právě u myšic. Jak již bylo uvedeno, někteří savci mají nízkou aktivitu arseen methyltransferázy, která je nezbytná k účinné methyloaci (Aposhian 1997), ta může mít rovněž různou aktivitu v různých tkáních (Abernathy et al. 1999). Je proto také možné uvažovat o tom, že signifikantní rozdíly v koncentraci arsenu v játrech a ledvinách mezi myšicemi a hraboši mohou být způsobeny rozdílnou úrovní metylace.

Tyto analýzy napovídají, že i závislosti mezi koncentrací arsenu v potravě a koncentrací arsenu v orgánech malých zemních savců mohou být komplexnějšího charakteru, než bylo v předchozích částech prezentováno.

Je dobře známo, že arsen může mít negativní vliv na řadu tělesných orgánů. Ukázalo se, že koncentrace arsenu v játrech a ledvinách nutně nekoreluje s efektem na jiné orgány, které nejsou tak metabolicky aktivní (Blakley et al. 1980). Malí hlodavci jsou však dobrým indikátorem environmentální zátěže v daném prostředí a ta, pokud je dostatečně dlouhá, může negativně ovlivnit zdraví.

7. Závěr

Zpracování hnědého uhlí je vedle jiných prvků také velkým zdrojem arsenu, který může významným způsobem poškozovat zdraví. Z tohoto důvodu byl v této práci právě tento prvek vybrán pro zkoumání biodostupnosti (přenosu) arsenu z potravy do organismu.

Výzkum byl realizován do průmyslových oblastí v severozápadních Čechách, ve kterých se hnědé uhlí stále těží a zpracovává. Jednalo se o 17 lokalit na Mostecku a 6 lokalit na Sokolovsku. Jako vhodný biologický materiál byli zvoleni malí holdovací. V průběhu tří let (2017 – 2019) bylo na lokalitách odchyceno 299 jedinců drobných zemních savců, 211 hrabošů a 88 myšic.

Po odchytu monitorovaného organismu, a následném zpracování biologického materiálu, byly pomocí metody ICP-MS stanoveny koncentrace arsenu ve tkáních jater, ledvin a v žaludečním obsahu u těchto malých hlodavců. Ve zmíněných regionech byla také analyzována koncentrace arsenu v 57 rostlinných vzorcích zastupujících potravu zmíněných živočichů.

Pro ověření stanovené vědecké hypotézy byly vhodnými statistickými metodami vyhodnoceny korelace mezi potravou a jednotlivými orgány hlodavců. Všechny korelace při zohlednění počtu drobných zemních savců byly signifikantně nenulové. Avšak efekt závislosti pro stravu je u jednotlivých orgánů drobných zemních savců malý až střední. Naproti tomu efekty závislosti mezi jednotlivými orgány jsou velké. Nejvyšší korelace byly mezi jednotlivými orgány a to především mezi játry a ledvinami (0,69), což potvrzuje skutečnost, že oba orgány jsou vysoce metabolicky aktivní a podílejí se na detoxikaci a vylučování arsenu. Vysvětlení pro nález nejnižších korelací mezi potravou a žaludečním obsahem (0,20), potravou a játry (0,30) a potravou a ledvinami (0,36) je možno hledat v poznání, že vstřebávání arsenu v gastrointestinálním traktu není jedinou cestou, kterou arsen vstupuje do organismu malých hlodavců. Ti mohou být kontaminováni také vodou a přímým kontaktem s půdou.

Rovněž analýza rozptylu ukázala, že mezi lokalitami existují signifikantní rozdíly v koncentracích arsenu v potravě a v játrech, v ledvinách a v žaludečním obsahu u drobných zemních savců ($p < 0,001$). Post-hoc analýza dále ukázala na signifikantní rozdíly mezi lokalitami. Nejvyšší hodnoty koncentrace arsenu v potravě (0,65 mg/kg) byly zjištěny na lokalitě

Jindřichovice na Sokolovsku a Lom na Mostecku. Na třetím místě s vysokými hodnotami arsenu (0,45 mg/kg) je lokalita Černice na Mostecku.

Nad rámec původního zadání diplomové práce byly zjišťovány i rozdíly mezi myšicemi a hraboši v jednotlivých regionech. Histogramy na Mostecku naznačovaly, že myšice měly o něco vyšší hodnoty arsenu v játrech a ledvinách, a naopak o něco nižší v žaludečním obsahu. Tyto analýzy napovídají, že i závislosti mezi koncentrací arsenu v potravě a koncentrací arsenu v orgánech malých zemních savců mohou být komplexnějšího charakteru, než bylo v předchozích částech prezentováno.

Tato práce přináší aktuální informace o vztahu a míře znečištění arsenem ve vnějším prostředí a mírou zátěže tímto toxickým prvkem jednotlivých orgánů u drobných hlodavců.

8. Literatura

- Abernathy C. O., Liu Y., Longfellow D., Aposhia H. V., Beck B., Fowler B., Goyer R., Menzer R., Rossman T., Thompson C., Waalkes M. 1999. Arsenic: health effects, mechanisms of actions and research issues. *Environ Health Perspect.* Vol. **107**:593–597.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological Profile for Arsenic. Atlanta, GA: U. S. Department of Health and Human Services; 2007 [online]. [cit. 2014-04-02]. Dostupné z <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles>
- Anděra M., Gaisler J. 2019. Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana – Academia, Praha, 2012, 286 p. ISBN 978-80-200-2994-2.
- Andreae M. O. 1978. Distribution and speciation of arsenic in natural waters and some marine algae. *Deep Sea Res.* Vol. **25**:391–402.
- Andreae M. O. 1979. Arsenic speciation in seawater and interstitial waters: the biological, chemical interactions on the chemistry of a trace element. *Limnol Oceanol.* Vol. **24**:440–452.
- Aposhian H. V. 1997. Enzymatic methylation of arsenic species and other approaches to arsenic toxicity. *Annu Rev Pharmacol Toxicol.* Vol. **37**:397–419.
- Arita A., Costa M. 2009. Epigenetics in metal carcinogenesis: nickel, arsenic, chromium and cadmium. *Metallomics.* Vol. **1**:222–228.
- Beneš S. 1993. Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky. ISBN 80-7084-051-X.
- Beňová K., Strišková, K., Dvořák P. 2007. Postirradiational changes in hematologic parameters and in intestinal microflora in rats. *Acta Facult. Ecol.,* Vol. **16**:33-36.
- Bernstam L., Nriagu J. 2000. Molecular aspects of arsenic stress. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev.* Vol. **3**:293–322.
- Blakley B. R., Sisodia C. S., Mukkur T. K. 1980. The effect of methylmercury, tetraethyl lead and sodium arsenite on the humoral immune response in mice. *Toxiol Appl Pharmacol.* Vol. **52**:245–254.

- Bouška V., Pešek J. 1999. Distribution of elements in the world lignite average and its comparison with lignite seams of the North Bohemian and Sokolov basins. Vyd.1. Plzeň: Západočeské muzeum v Plzni, 1999. ISBN 80-7247-008-6.
- Brooks R. R. 1998. Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in hytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration, and phytomining. Oxford New York: CAB International, ISBN 0851992366.
- Cohen J. 1992. A power primer. Psychological Bulletin, Vol. **112**, No. **1**:155–159.
- Duker A. A., Carranza E. J. M., Hale M. 2005. Arsenic geochemistry and health. Environ Int. Vol. **31**:631–641.
- Ellenhorn M. J., Barceloux D. G. 1988. Arsenic in medical toxicology: diagnosis and treatment of human poisoning. New York. Elsevier:1012–1016.
- Erry B. V., Macnair M. R., Meharg A. A., Shore R. F. 1999. Seasonal Variation in Dietary and Body Organ Arsenic Concentrations in Wood Mice (*Apodemus sylvaticus*) and Bank Voles (*Clethrionomys glareolus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. **63**:567–574.
- Erry B. V., Macnair M. R., Meharg A. A., Shore R. F. 2000. Arsenic contamination in wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and bank voles (*Clethrionomys glareolus*) on abandoned mine sites in southwest Britain. Environ Pollut. Vol. **110**:179–187.
- Erry B. V., Macnair M. R., Meharg A. A., Shore R. F. 2005. The Distribution of Arsenic in the Body Tissues of Wood Mice and Bank Voles. Arch. Environ. Contam. Toxicol. Vol. **49**:569–576.
- European Food Safety Authority Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM)
- Fishbein L. 1981. Sources, Transport and Alterations of Metal Compounds: An Overview. I. Arsenic, Beryllium, Cadmium, Chromium, and Nickel. Environmental Health Perspectives Vol. **40**:43–64.
- Geiszinger A., Goessler W., Kosmus W. 2002. Organoarsenic compounds in plants and soil on top of an ore vein. Applied Organometallic Chemistry. Vol. **16**, No. **5**:245–249.

- Gosenbatt M. E., Vega L., Montero R., Garcia-Vargas G., DelRazo L. M., Albores A., Cebrian M. E., Ostrosky-Wegman P. 1994. Lymphocyte replicating ability in individuals exposed to arsenic via drinking water. *Mutat Res.* Vol. **313**:293–299.
- Graeme H. M., Pollack J. V. C. 1998. Selected topics: toxicology:Part I Arsenic and mercury. *J Emerg Med.* Vol. **16**:45–56.
- Grill E., Winnacker E. L., Meinhart H., Zenket L. 1987. Botany Phytochelatins, a class of heavy-metal-binding peptides from plants, are functionally analogous to metallothioneins(glutathione/detoxification/homeostasis/cadmium). *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* Vol. **84**:439–443.
- Hindmarsh J. T., McCurdy R. F. 1986. Clinical and environmental aspects of arsenic toxicity. *CRC Crit Rev Clin. Lab Sci.* Vol. **23**:315–347.
- Chou S., Harper C., Ingerman L., Lladós F., Colman J., Chappell L., Osier M., Odin M., Sage G. 2007. Toxicological profile for arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U. S. Department of health and human services, pp. 559.
- IMA. The new International Mineralogical Association list of minerals. International Mineralogical Society; 2014 [online]. [cit. 2010-06-10]. Dostupné z <https://www.ima-mineralogy.org/Minlist.htm>
- Ismail A., Roberts R. D. 1992. Arsenic in small mammals. *Environ Technol.* Vol. **13**:1091–1095.
- Kavanagh P. J., Farago M. E., Thornton I., Braman R. S. 1997. Bioavailability of arsenic in soil and mine wastes of the Tamar valley, SW England. *Chemical Speciation and Bioavailability.* Vol. **9**, No. **3**:77–81.
- Kafka Z., Punčochářová J. 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chem. Listy,* Vol. **96**:611-617.
- Lage Ch. R., Nayak A., Kim C. H. 2006. Arsenic ecotoxicology and innate immunity. *Integrative and Comparative Biology.* Vol. **46**, No. **6**:1040–1054.
- Lantz R. C., Parlman G., Chen G. J., Carter D. E. 1994. Effect of arsenic exposure on alveolar macrophage function. I. Effect of soluble As (III) and As (V). *Environ Res.* Vol. **67**:183–195.

- Liu J., Zheng B. S., Aposhian H. V., Zhou Y. S., Chen M. L., Zhang A. H., Waalkes M. P. 2002. Chronic Arsenic Poisoning from Burning High-Arsenic-Containing Coal in Guizhou, China. *Environmental Health Perspectives*. Vol. **110**, No. **2**:119–122.
- Liu J., Waalkes M. P. 2008. Liver is a Target of Arsenic Carcinogenesis. *Toxicological Sciences*. Vol. **105**, No. **1**:24–32.
- Macy, J., Santini, J., Pauling, B. 2000. Two new arsenate/sulfate-reducing bacteria: mechanisms of arsenate reduction. *Arch Microbiol* Vol. **173**:49–57.
<https://doi.org/10.1007/s002030050007>
- Madejón P., Lepp N. W. 2007. Arsenic in soils and plants of woodland regenerated on an arsenic-contaminated substrate: A sustainable natural remediation? *Science of the Total Environment*. Vol. **379**:256–262.
- Mader P., Čurdová E. 1997. Metody rozkladu biologických materiálů pro stanovení stopových prvků. *Chem. Listy* **91**:227 – 236.
- Mankovska B., Steinnes E. 1995. Effects of pollutants from an aluminum reduction plant on forest ecosystems. *Sci Total Environ*. Vol. **163**:11–23.
- Milton A., Johnson M. 1999. Arsenic in the food chains of a revegetated metalliferous mine tailings pond. *Chemosphere*. Vol. **39**, No. **5**:765–779.
- Naujokas M. F., Anderson B., Ahsan H., Aposhian H. V., Graziano J. H., Thompson C. 2013. The broad scope of health effects from chronic arsenic exposure: update on a worldwide public health problem. *Environ Health Perspect*. Vol. **121**:295–302.
- Navas-Acien A., Francesconi K. A., Silbergeld E. K. 2011. Seafood intake and urine concentrations of total arsenic, dimethylarsinate and arsenobetaine in the US population. *Environ Res*. Vol. **111**:110–118.
- Newman D. K., Kennedy E. K., Coates J. D., Ahmann D., Ellis D. J., Lovley D. R., Morel F. M. M. 1997. Dissimilatory arsenate and sulfate reduction in *Desulfotomaculum auripigmentum* sp. nov. *Archives of Microbiology*. Vol. **168**, No. **5**:380–388.
- Pandey G., Madhuri S. 2014. Heavy Metals Causing Toxicity in Animals and Fishes. *Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences* Vol. **2**, No. **2**:17–23.

- Pascoe G. A., Blanchet R. J., Linder G. 1994. Bioavailability of Metals and Arsenic to Small Mammals at a Mining Waste-Contaminated Wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* Vol. **27**:44–50.
- Pereira R., Pereira M. L., Ribeiro R., Gonçalves F. 2006. Tissues and hair residues and histopathology in wild rats (*Rattus rattus* L.) and Algerian mice (*Mus spretus* Lataste) from an abandoned mine area (Southeast Portugal). *Environmental Pollution*. Vol. **139**:561–575.
- Pešek J., Adámek J., Brzobohatý R., Bubík M., Cícha I., Dašková J., Doláková N., Elznic A., Hladilová Š., Holcová K., Krejčí O., Pálenský P., Sýkorová I., Švábenická L. 2010. Terciérní pánve a ložiska hnědého uhlí České republiky. 1. vydání Praha. Česká geologická služba. 420 p.
- Podlešáková E., Němeček J., Vácha R. 1994. Contamination of soils in North-Bohemian region by hazardous elements. *Rostl. Výr.* Vol. **40**:123–130.
- Poláková Š., Němec P., Prášková L., Kubík L., Sušil A. 2016. Bazální monitoring zemědělských půd. Obsah rizikových prvků 1995 – 2013. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně. Sekce zemědělských vstupů.
- R Core Team 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rensing C., Ghosh M., Rosen B. 1999. Families of soft-metal-ion-transporting ATPases. *Bacteriol.* Vol. **181**:5891–5897.
- Rhoads K., Sanders C. L. 1985. Lung Clearance, Translocation, and Acute Toxicity of Arsenic, Beryllium, Cadmium, Cobalt, Lead, Selenium, Vanadium, and Ytterbium Oxides following Deposition in Rat Lung'. *Environmental research*. Vol. **36**:359–378.
- Rodriguez R., Ramos J. A., Armienta A. 2004. Groundwater arsenic variations: the role of local geology and rainfall. *Appl Geochem.* Vol. **19**:245–250.
- Rossmann T. G. 1998. Molecular and genetic toxicology of arsenic. In: Rose J., editor. *Environmental toxicology: current developments*. Amsterdam: Gordon and Breach Publishers:171–187.

- Ruby MV, Davis A, Schoof R, Eberle S, Sellstone CM 1996: Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically-based extraction test. *Environ Sci Technol* **30**:422-430.
- Sakurai T., Fujiwara K. 2001. Modulation of cell adhesion and viability of cultured murine bone marrow cells by arsenobetaine, a major organic arsenic compound in marine animals. *British Journal of Pharmacology*. Vol. **132**:143–150.
- Saltikov C. W., Olson B. H. 2002. Homology of *Escherichia coli* R773 arsA, arsB, and arsC genes in arsenic-resistant bacteria isolated from raw sewage and arsenic-enriched creek waters. *Appl Environ Microbiol*. Vol. **68**, No. **1**:280–288.
- Scientific opinion on arsenic in food. *EFSA J* 2009. Vol. **7**:1351.
- Shahsavari A., Yazdi F. T., Moosavi Z., Heidari A. 2019. A Study on the Concentration of Heavy Metals and histopathological Changes in Persian Jirds (Mammals; Rodentia), Affected by Mining Activities in an Iron Ore Mine in Iran. Vol. **26**, No. **12**:12590–12604.
- Shariatpanahi M., Anderson A. C., Abdelghani A. A., Englande A. J., Hughes J., Wilkinson R. F. 1981. Biotransformation of the pesticide sodium arsenate. *J Environ Sci Health B*. Vol. **16**, No. **1**:35–47.
- Smith A. H., Marshall G., Yuan Y. 2006. Increased mortality from lung cancer and bronchiectasis in young adults after exposure to arsenic in utero and in early childhood. *Environ Health Perspect*. Vol. **114**:1293–1296.
- Swaine D, 1990. Trace elements in coal. Butterworth-Heinemann 1990, ISBN: 9781483100982, str.292
- Šafářová M., Řehoř M. 2006. Stopové prvky v uhelných a neuhelných sedimentech severočeské pánve rekultivovaných lokalit. *Chemické listy*. Vol. **100**, No. **6**:462–466.
- Tersago K., De Coen W., Scheirs J., Vermeulen K., Blust R., Van Bockstaele D., Verhagen R. 2004. Immunotoxicology in wood mice along a heavy metal pollution gradient. *Environ Pollut*. Vol. **132**:385–394.

- Turna D. F., Yavuz M. 2020. Heavy metal accumulation and genotoxic effects in levant vole (*Microtus guentheri*) collected from contaminated areas due to mining activities. *Environmental Pollution*. Vol. **256**:1133782.
- Vahter M., Marafante E. 1979. In vivo methylation and detoxication of arsenic. In: *The biological alkylation of heavy elements*. Royal Society of Chemistry. London, pp. 105–119.
- Vahter M. 1981. Biotransformation of trivalent and pentavalent inorganic arsenic in mice and rats. *Environ Res*. Vol. **25**:286–293.
- Vácha R., Skála J., Čechmánková J., Horváthová, V., Hladík J. 2015. Toxic elements and persistent organic pollutants derived from industrial emissions in agricultural soils of the Northern Czech Republic. *Soils Sediments*. Vol. **15**:1813–1824.
- Wang T. S., Kuo C. F., Jan K. Y., Huang H. 1996. Arsenite induces apoptosis in Chinese hamster ovary cells by generation of reactive oxygen species. *J Cell Physiol*. Vol. **169**:256–268.
- Wang Y., Liu X., Si Y., Wang R. 2016. Release and transformation of arsenic from As-bearing iron minerals by Fe-reducing bacteria. *Chemical Engineering Journal*. Vol. **295**:29–38.
- Winship K. A. 1984. Toxicity of inorganic arsenic salts. *Adverse Drug React Acute Poisoning Rev*. Vol. **3**:129–160.
- Winski S. L., Carter D. E. 1995. Interaction of the rat blood cell sulphydryls with arsenate and arsenite. *J Toxicol Environ Health*. Vol. **46**:379–397.
- World Health Organization. Safety Evaluation of Certain Contaminants in Food. WHO Food Additives Series No. 63. Geneva: World Health Organization; 2011 [online]. [cit. 2014-03-12]. Dostupné z http://wholibdoc.who.int/publications/2011/9789241660631_eng.pdf.
- Wu M. M., Chiou H. Y., Ho I. C., Chen C. J., Lee T. C. 2003. Gene expression of inflammatory molecules in circulating lymphocytes from arsenic-exposed human subjects. *Environ Health Perspect*. Vol. **111**:429–438.

Yang C., Frenkel K. 2002. Arsenic-mediated cellular signal transduction, transcription factor activation, and aberrant gene expression: implications in carcinogenesis. *J Environ Pathol Toxicol Oncol*. Vol. **21**:331–342.

Zhang W., Cai Y., Tu C., Ma L. Q. 2002. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. *Sci Total Environ*. Vol. **300**, No. (1-3):167-177. doi: 10.1016/s0048-9697(02)00165-1.

Zimová M., Ďuriš M., Spěváčková V., Melicherčík J., Lepší P., Tesařová B., Knotek P., Kubínov R., Ronene Y. 2001. Health risk of urban soils contaminated by heavy metals. *Int J Occup Med Environ*. Vol. **14**:231– 234.

9. Samostatné přílohy

Příloha č. 1a Datová tabulka koncentrací arsenu u hlodavců

Kód zvířete	Region	Lokalita název	Číslo lokality	Druh zvířete	Pohlaví	Věk	Játra	Ledviny	Žaludek	Koncentrace As v rostlinách na dané lokalitě
							As (mg/kg)	As (mg/kg)	As (mg/kg)	mg/kg
KL17/6/74	Mostecko	Janov	1	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,12	0,10		0,06
KL17/6/75	Mostecko	Janov	1	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	A	0,09	0,01		0,06
KL17/6/12	Mostecko	Moldava	3	<i>Microtus arvalis</i>	F-gr	A	0,19	0,27		0,16
KL19/9/15	Mostecko	Moldava	3	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,01	0,02		0,16
KL19/9/18	Mostecko	Moldava	3	<i>Microtus arvalis</i>	F-gr	A	0,17			0,16
KL17/6/8	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	SA	0,05	0,13		0,17
KL17/6/9	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,21	0,44		0,17
KL17/6/101	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,04	0,04		0,17
KL17/8/1	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	SA	0,04	0,06	0,08	0,17
KL17/8/2	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	SA	0,19	1,08	0,28	0,17
KL17/6/99	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	A	0,09	0,25		0,17
KL17/6/100	Mostecko	Klíny	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,1	0,22		0,17
KL17/6/105	Mostecko	Klíny	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,04	0,24		0,17
KL19/6/3	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,01			0,17
KL19/9/2	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	SA	0,23	0,02	0,09	0,17
KL19/9/13	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,02	0,03		0,17
KL19/9/14	Mostecko	Klíny	4	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,02	0,05		0,17
KL19/9/21	Mostecko	Klíny	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,01	0,03		0,17

KL17/6/11	Mostecko	Nová Ves	5	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,05	0,09		0,37
KL 18/9/34	Mostecko	Nová Ves	5	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,22	0,39	0,70	0,37
KL17/6/20	Mostecko	Fláje	6	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,10	0,25		0,14
KL19/9/8	Mostecko	Fláje	6	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	SA	0,02	0,03	0,09	0,14
KL17/6/14	Mostecko	Nové Město	7	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	SA	0,15	0,17		0,22
KL17/6/103	Mostecko	Nové Město	7	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,12	0,17		0,22
KL17/8/48	Mostecko	Nové Město	7	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,06	0,10		0,22
KL18/9/27	Mostecko	Nové Město	7	<i>Microtus arvalis</i>	F-gr	A	0,58	3,89		0,22
KL19/6/1	Mostecko	Nové Město	7	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,05			0,22
KL19/9/16	Mostecko	Nové Město	7	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,38	0,04	0,20	0,22
KL19/9/9	Mostecko	Nové Město	7	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,04	0,06	0,10	0,22
KL17/6/10	Mostecko	Český Jiřetín	8	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	SA	0,23	0,25		0,24
KL19/9/6	Mostecko	Český Jiřetín	8	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,05	0,06	0,13	0,24
KL19/9/7	Mostecko	Český Jiřetín	8	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,01	0,03	0,12	0,24
KL17/6/2	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	SA	0,06	0,19		0,1
KL17/6/1	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,19	0,23		0,1
KL17/8/3	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,04	0,09		0,1
KL17/8/4	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,06	0,07	0,08	0,1
KL17/8/5	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,07	0,14	0,30	0,1
KL17/8/6	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,05	0,11	1,09	0,1
KL17/8/7	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,06	0,10	0,55	0,1
KL17/8/49	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,07	0,10		0,1
KL17/8/50	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	M	J	0,07	0,14		0,1
KL17/8/51	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,06	0,14		0,1
KL17/8/52	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,07	0,14		0,1
KL17/8/53	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,06	0,13		0,1
KL17/8/54	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,07	0,12		0,1

KL17/8/55	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,14	0,17		0,1
KL17/8/56	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	M	J	0,11	0,16		0,1
KL17/8/57	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,06	0,08		0,1
KL17/8/58	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,05	0,12		0,1
KL17/8/59	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,09	0,12		0,1
KL17/8/99	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,05	0		0,1
KL17/8/100	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,04	0,04	0,39	0,1
KL17/8/101	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,05	0,05	0,14	0,1
KL17/8/111	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,04	0,00	0,03	0,1
KL17/8/112	Mostecko	Dlouhá Louka	9	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,02	0,11	0,09	0,1
KL17/8/37	Mostecko	Ledvice	10	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,05	0,14		0,06
KL17/6/153	Mostecko	Ledvice	10	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	SA	0,10	0,19		0,06
KL17/6/55	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,05	0,06		0,06
KL17/6/56	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	A		0,13		0,06
KL17/6/57	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	J	0,06	0,12		0,06
KL17/6/72	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	J	0,09	0,18		0,06
KL17/6/73	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,12	0,19		0,06
KL17/6/95	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,10	0,11		0,06
KL17/6/96	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	A		0,20		0,06
KL17/6/149	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,18			0,06
KL17/6/150	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,08	0,08		0,06
KL17/6/151	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,09	0,09		0,06
KL17/6/152	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,12	0,18		0,06
KL17/8/24	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,12			0,06
KL17/8/26	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,19			0,06
KL17/8/33	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,10	0,22		0,06
KL17/8/34	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,18	0,27		0,06
KL17/8/36	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,11	0,24		0,06
KL17/8/41	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,11	0,44		0,06
KL17/8/45	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,05	0,37		0,06
KL17/8/46	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,19	0,48		0,06

KL17/8/64	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,04	0,06		0,06
KL17/8/66	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,09	0,01		0,06
KL17/8/68	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,07	0,10		0,06
KL17/8/70	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,16	0,17		0,06
KL17/8/71	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,87	0,06		0,06
KL17/8/72	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,00	UDL		0,06
KL17/6/73	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,01	UDL		0,06
KL17/8/76	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,09	0,14		0,06
KL17/8/93	Mostecko	Ledvice	10	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,03	0,05		0,06
KL17/6/27	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,13	0,11		0,32
KL17/6/29	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,10	0,12		0,32
KL17/6/30	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,41	0,33		0,32
KL17/6/32	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,14	0,12		0,32
KL17/6/139	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,17	0,15		0,32
KL17/6/140	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,24	0,29		0,32
KL17/6/76	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	SA	0,17	0,19		0,32
KL17/6/80	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,30	0,33		0,32
KL17/6/81	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,13	0,16		0,32
KL17/6/81	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A				0,32
KL17/6/141	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	A	0,33	0,28	0,87	0,32
KL17/6/143	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,45	0,25	0,85	0,32
KL17/6/28	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,43	0,95		0,32
KL17/6/31	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,85	0,21		0,32
KL17/6/78	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,08	0,29		0,32
KL17/6/79	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	2,14	0,39		0,32
KL17/6/142	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,36	0,21	0,30	0,32
KL18/9/4	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	F	A		0,36	0,40	0,32
KL18/9/5	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,33	0,72	1,33	0,32
KL18/9/10	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA		0,01		0,32
KL18/9/11	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA		0,43	0,48	0,32
KL18/9/25	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA		0,29	1,34	0,32

KL18/9/26	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	M	A		0,17	0,19	0,32
KL18/9/30	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA		0,11	0,33	0,32
KL18/9/31	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA		0,13	0,81	0,32
KL18/9/32	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,14	1,45	0,19	0,32
KL18/9/33	Mostecko	Lom u Mostu	11	<i>Microtus arvalis</i>	M	J		0,16		0,32
KL17/6/138	Mostecko	Černice	13	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,42	0,33		0,45
KL17/6/137	Mostecko	Černice	13	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	J	0,09	0,13	0,75	0,45
KL17/6/52	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	1,03	3,18		0,65
KL17/6/53	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	SA	0,40	0,29		0,65
KL17/6/82	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,38	0,32		0,65
KL17/6/85	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	SA	0,39	0,32		0,65
KL17/8/94	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	A	0,23	0,28		0,65
KL17/6/47	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,97	1,04		0,65
KL17/6/48	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	SA	1,07	1,11		0,65
KL17/6/49	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	1,23	1,30		0,65
KL17/6/54	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus sylvaticus</i>	nemá	A	0,73	0,68		0,65
KL17/6/83	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	A	0,58	0,64		0,65
KL17/6/84	Mostecko	Lom	14	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	1,36	1,65		0,65
KL17/6/46	Mostecko	Lom	14	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,31	0,54		0,65
KL17/6/50	Mostecko	Lom	14	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,44	0,88		0,65
KL17/6/51	Mostecko	Lom	14	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,84	0,81		0,65
KL17/6/77	Mostecko	Lom	14	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,34	0,55		0,65
KL17/6/129	Mostecko	Komořany- výsypka	16	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	SA	0,06		0,05	0,06
KL17/6/113	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,31	0,72		0,23
KL17/6/116	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	F-gr	A	0,10	0,16		0,23
KL17/6/117	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,15	0,17		0,23
KL17/6/134	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,10			0,23

KL17/6/136	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,09	0,10	0,11	0,23
KL17/6/160	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,06	0,06		0,23
KL17/8/10	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,16	0,17		0,23
KL17/8/30	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	SA	0,27	0,39		0,23
KL17/8/61	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,1	0,19		0,23
KL17/8/62	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,15	0,08		0,23
KL17/8/63	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,06	0,11		0,23
KL17/6/115	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,07	0,12		0,23
KL17/6/118	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	SA	0,17	0,73		0,23
KL17/6/132	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,06	0,07	0,05	0,23
KL17/6/133	Mostecko	Souš	18	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,11	0,15	0,31	0,23
KL17/8/16	Mostecko	Souš	18	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,45	0,72		0,23
KL17/8/75	Mostecko	Souš	18	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,38	0,05		0,23
KL17/8/98	Mostecko	Jezero Most	19	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,05	0		0,24
KL17/6/24	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	A	0,07	0,09		0,003
KL17/6/34	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,03	0,05		0,003
KL17/6/130	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus flavicollis</i>	F-gr	SA	0,00	0,05	0,04	0,003
KL17/8/22	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,17	0,37		0,003
KL17/8/78	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,38	0,40		0,003
KL17/8/80	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus microps</i>	M	A	0,07	0,10		0,003
KL17/6/107	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	SA	0,09	2,32		0,003
KL17/6/25	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	SA	0,08	0,16		0,003
KL17/8/13	Mostecko	Střimická	20	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,47	1,12		0,003

		výsypka								
KL17/8/18	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	SA	0,48			0,003
KL17/8/23	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	SA		0,30		0,003
KL17/8/88	Mostecko	Střimická výsypka	20	<i>Apodemus flavicollis</i>	F	SA	0,05	0,01		0,003
KL17/6/126	Mostecko	Velebudice	24	<i>Apodemus sylvaticus</i>	Fr-gr	A	0,05		0,02	0,002
KL17/8/12	Mostecko	Velebudice	24	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,02	0,35		0,002
KL17/8/17	Mostecko	Velebudice	24	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	SA	0,15	0,83		0,002
KL17/8/20	Mostecko	Velebudice	24	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	SA	0,12	0,38		0,002
KL17/8/65	Mostecko	Velebudice	24	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	A	0,01	0,02		0,002
KL17/8/90	Mostecko	Velebudice	24	<i>Apodemus sylvaticus</i>	M	SA	0,97	0,6		0,002
KL17/8/92	Mostecko	Velebudice	24	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	SA	0,02	0		0,002
KL17/6/161	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,14	0,15		0,002
KL 18/7/6	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,01	0,02	0,06	0,002
KL 18/7/7	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	F-gr	A		0,01	0,07	0,002
KL 18/7/8	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,01	0,47	0,31	0,002
KL 18/7/20	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>			0,07	0,07	0,14	0,002
KL 18/7/21	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>			1,27	0,03		0,002
KL18/9/1	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,01	0	0,06	0,002
KL18/9/6	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA		0,01		0,002
KL18/9/7	Mostecko	Velebudice	24	<i>Sorex araneus</i>	M	A		0,005	UDL	0,002
KL18/9/8	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	F	A		0		0,002
KL18/9/9	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,01	0,17	0,42	0,002
KL18/9/15	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	M	J		0,04		0,002
KL18/9/16	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0	0,01	0,07	0,002
KL18/9/28	Mostecko	Velebudice	24	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA		0,02		0,002
KS 18/9/33	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,54	0,33		0,65

KS19/7/4	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,19	0,48	0,46	0,65
KS19/7/26	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,20	0,66	0,50	0,65
KS19/7/27	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,16	0,58	0,29	0,65
KS19/7/28	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,16	0,60	0,41	0,65
KS19/7/29	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,04	0,09	0,26	0,65
KS19/7/30	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,36	2,21	0,79	0,65
KS19/7/51	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F-gr	A	0,42	0,17		0,65
KS19/7/53	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,19	0,64	2,26	0,65
KS19/9/3	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,11	0,12	0,46	0,65
KS19/9/4	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,12	0,20	0,13	0,65
KS19/9/21	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,08	0,57	1,11	0,65
KS19/9/22	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,10	0,20	1,45	0,65
KS19/9/23	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,36	0,58	1,44	0,65
KS19/9/24	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,06	0,13	0,06	0,65
KS19/9/25	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,08	0,21	0,18	0,65
KS19/9/26	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,17	0,35	0,05	0,65
KS19/9/27	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,05	0,17	0,16	0,65
KS19/9/28	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,04	0,10	0,11	0,65
KS19/9/29	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,13	0,52	0,08	0,65
KS19/9/73	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,07	0,12	0,12	0,65
KS19/9/74	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,05	0,11	0,18	0,65
KS19/9/75	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,08	0,10		0,65
KS19/9/76	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,05	0,07	0,05	0,65
KS19/9/77	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,24	0,32	0,34	0,65
KS19/9/78	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,57	0,60	9,87	0,65
KS19/9/79	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,14	0,26	2,94	0,65
KS19/9/80	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,66	0,68	4,92	0,65
KS19/9/81	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,06	0,10	0,63	0,65
KS19/9/82	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,07	0,12	0,15	0,65
KS19/9/84	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,07	0,22	0,34	0,65
KS19/9/85	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,11	0,13	0,31	0,65
KS19/9/86	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,05	0,12	0,06	0,65

KS19/9/93	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,07	0,21	0,10	0,65
KS19/9/94	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,10	0,16	0,13	0,65
KS19/9/95	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,07	0,19	0,37	0,65
KS19/9/96	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,13	0,32	0,35	0,65
KS19/9/97	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,09	0,09		0,65
KS19/9/98	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,04	0,08	0,47	0,65
KS19/9/99	Sokolovsko	Jindřichovice	2	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,11	0,45	0,12	0,65
KS19/7/1	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,33	0,43	0,67	0,1
KS19/7/32	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,08	0,20	0,81	0,1
KS19/7/50	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,13	0,18	0,2	0,1
KS19/9/1	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,01	0,04	0,07	0,1
KS19/9/2	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	J	0,02	0,05	0,08	0,1
KS19/9/8	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	F	J		0,12		0,1
KS19/9/13	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,00		0,07	0,1
KS19/9/14	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,01		0,05	0,1
KS19/9/15	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,01		0,14	0,1
KS19/9/16	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,03		0,09	0,1
KS19/9/17	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,01		0,17	0,1
KS19/9/18	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,00	0,03	0,08	0,1
KS19/9/19	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,02	0,02	0,48	0,1
KS19/9/69	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,10	0,16		0,1
KS19/9/70	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,01	0,02	0,06	0,1
KS19/9/71	Sokolovsko	Háj	3	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	SA	0,04	0,05	0,11	0,1
KS19/9/72	Sokolovsko	Háj	3	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,00	0,02	0,04	0,1
KS 18/7/5	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,03	0,06	0,55	0,19
KS 18/7/6	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,04	0,07	0,15	0,19
KS 18/7/7	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,02	0,10	0,27	0,19
KS 18/7/8	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,02	0,14	0,21	0,19
KS 18/7/9	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,02	0,08	0,23	0,19
KS 18/7/14	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,06	0,07	0,35	0,19

KS 18/7/15	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,02	0,05	0,56	0,19
KS 18/7/16	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,03	0,03	0,65	0,19
KS 18/7/17	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,06	0,04	2,25	0,19
KS 18/7/18	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,05	0,08	0,21	0,19
KS 18/7/19	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0	0	0,15	0,19
KS 18/7/20	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,03	0,06	0,27	0,19
KS 18/7/21	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	J	0,02	0,01	0,01	0,19
KS 18/7/22	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,04	0,07	0,87	0,19
KS 18/7/23	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,02	0,04	1,40	0,19
KS 18/7/26	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,02	0,07	0,94	0,19
KS 18/7/27	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	A		0,01	0,03	0,19
KS 18/7/28	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0	0	0,04	0,19
KS 18/7/29	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0	0,11	0,02	0,19
KS 18/7/30	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,02	0,03	0,69	0,19
KS 18/7/31	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,01	0,10	0,07	0,19
KS 18/7/32	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,03	0,02	0,23	0,19
KS 18/7/33	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>		A	0,02	0,04	0,05	0,19
KS 18/7/38	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,03			0,19
KS 18/7/41	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,05	0,09	0,37	0,19
KS 18/7/42	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	M	J	0,03	0,10	0,08	0,19
KS 18/7/43	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,04	0,08	0,12	0,19
KS 18/7/44	Sokolovsko	Lomnice	4	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0	0,05	0,16	0,19
KS 18/7/36	Sokolovsko	Chranišov	7	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,02	0,17		0,06
KS 18/7/1	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,08	0,22	0,07	0,004
KS 18/7/2	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,13	0,43	0,60	0,004
KS 18/7/3	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	F-gr	A	0,11	0,28	0,39	0,004
KS 18/7/10	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,78	1,25		0,004
KS 18/7/11	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,07	0,10	0,15	0,004
KS 18/7/24	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,04			0,004
KS 18/7/38	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA		0,24	0,23	0,004

KS 18/7/39	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	F	J	0,07	0,11		0,004
KS 18/9/22	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,12	0,46	0,79	0,004
KS 18/9/24	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,84	0,70	0,79	0,004
KS 18/9/27	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,18	0,63	0,47	0,004
KS 18/9/28	Sokolovsko	Nové Sedlo	14	<i>Apodemus sylvaticus</i>	F	A	0,26	0,51	0,57	0,004
KS 18/7/24	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	M	A		0,07		0,09
KS 18/7/40	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	F	A	0,03	0,02	0,09	0,09
KS 18/9/1	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,06	0,07	0,30	0,09
KS 18/9/2	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,14	0,16	0,62	0,09
KS 18/9/3	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	F-gr	A	0,12		0,28	0,09
KS 18/9/4	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,15	0,24	1,48	0,09
KS 18/9/5	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,12	0,12	0,15	0,09
KS 18/9/7	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	0,09	0,19	0,63	0,09
KS 18/9/15	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	F	SA	1,48	0,23	0,35	0,09
KS 18/9/16	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,03	0,06	0,23	0,09
KS 18/9/17	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	F-gr	A	0,24	0,14	0,95	0,09
KS 18/9/18	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	M	J	0,04	0,27	0,53	0,09
KS 18/9/19	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	M	SA	0,25	0,41	0,59	0,09
KS 18/9/20	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Microtus arvalis</i>	M	A	0,03	0,06	0,43	0,09
KS 18/9/21	Sokolovsko	Lomnice-VPV	17	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	A	0,05	0,11	0,23	0,09

Příloha 1b Datová tabulka koncentrací arsenu v rostlinách

Lokalita	Název rostliny	Latinský název	Navážka (g)	Objem roztoku (ml)	µg/l	µg/kg	mg/kg
Janov	Ovsík vyvýšený	<i>Arrhenatheum elatius</i>	0.37	20	1.07	58.15	0.06
Janov	Vikev huňatá	<i>Vicia villosa</i>	0.36	20	1.45	79.65	0.08
Janov	Hrachor hlíznatý	<i>Lathyrus tuberosus L.</i>	0.37	20	1.05	57.17	0.06
Moldava	Koprník štetinolistý	<i>Meum athamanticum</i>	0.3893	20	1.67	85.85	0.09
Moldava	Pryskyřník prudký	<i>Ranunculus agris</i>	0.3241	20	1.64	101.33	0.10
Moldava	Svízel povázka	<i>Galium mollugo</i>	0.3820	20	4.67	244.61	0.24
Moldava	Psineček obecný	<i>Agrostis capollaris</i>	0.3220	20	3.12	193.85	0.19
Klíny	Psineček obecný	<i>Agrostis capollaris</i>	0.3016	20	2.96	196.29	0.20
Klíny	Pryskyřník prudký	<i>Ranunculus agris</i>	0.3694	20	4.17	225.50	0.23
Klíny	Svízel povázka	<i>Galium mollugo</i>	0.3748	20	1.55	82.44	0.08
Nová Ves	Pryskyřník prudký	<i>Ranunculus agris</i>	0.3570	20	8.48	475.01	0.48
Nová Ves	Třezalka skvrnitá	<i>Hypericum maculatum</i>	0.3672	20	4.85	264.16	0.26
Fláje	Psineček obecný	<i>Agrostis capollaris</i>	0.3113	20	3.63	232.96	0.23
Fláje	Pcháč šedý	<i>Cirsium canum</i>	0.3460	20	2.31	133.47	0.13
Fláje	Zvonek rozkladitý	<i>Campanula patula</i>	0.3234	20	1.80	111.38	0.11
Fláje	Tomka vonná	<i>Anthoxantum odoratum</i>	0.3196	20	1.51	94.68	0.09
Nové Město	Psineček obecný	<i>Agrostis capollaris</i>	0.3092	20	5.62	363.32	0.36
Nové Město	Pcháč šedý	<i>Cirsium canum</i>	0.3161	20	1.44	90.92	0.09
Nové Město	Svízel povázka	<i>Galium mollugo</i>	0.3731	20	3.64	195.23	0.20
Český Jiřetín	Psineček obecný	<i>Agrostis capollaris</i>	0.3505	20	9.48	540.71	0.54
Český Jiřetín	Šťovík kyselý	<i>Rumex acetosa</i>	0.3822	20	1.53	79.96	0.08
Český Jiřetín	Svízel povázka	<i>Galium mollugo</i>	0.3763	20	1.69	89.93	0.09
Dlouhá Louka	Psineček	<i>Agrostis capollaris</i>	0.3100	20	2.23	143.94	0.14

	obecný						
Dlouhá Louka	Koprník štětínolistý	<i>Meum athamanticum</i>	0.3947	20	1.58	79.81	0.08
Dlouhá Louka	Svízel povázka	<i>Galium mollugo</i>	0.3962	20	1.26	63.71	0.06
Ledvice	Třtina křovištní	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0.3556	20	1.32	74.41	0.07
Ledvice	Pcháč oset	<i>Cirsium arvense</i>	0.3462	20	1.05	60.83	0.06
Ledvice	Peliněk černobýl	<i>Artemisia vulgaris</i>	0.3626	20	0.96	52.90	0.05
Lom u Mostu	Třtina rákosovitá	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0.3301	20	5.26	318.57	0.32
Lom u Mostu	Kakost luční	<i>Geranium pratense</i>	0.3322	20	5.77	347.38	0.35
Lom u Mostu	Vrbina obecná	<i>Lysimachia vulgaris L.</i>	0.3557	20	5.34	300.37	0.30
Černice	Vratič obecný	<i>Tanacetum vulgare</i>	0.3261	20	5.41	331.86	0.33
Černice	Třtina křovištní	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0.3280	20	5.57	339.76	0.34
Černice	Srha říznačka	<i>Dactylis glomerata</i>	0.3224	20	5.18	321.22	0.32
Černice	Kokoška pastuší tobolka	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0.3470	20	14.13	814.47	0.81
Lom	Pšenice	<i>Triticum aestivum</i>	0.3132	20	7.84	500.51	0.50
Lom	plevel-Heřmánkovec	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	0.3282	20	13.06	795.73	0.80
Komořany-výsypka	plevel-Heřmánkovec	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	0.3662	20	1.08	58.87	0.06
Souš	Pšenice	<i>Triticum aestivum</i>	0.3547	20	2.82	158.89	0.16
Souš	Mrkev obecná	<i>Daucus carota</i>	0.3956	20	5.87	296.97	0.30
Jezero Most	Třtina křovištní	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0.3003	20	1.32	87.58	0.09
Jezero Most	Třtina křovištní	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0.3225	20	3.01	186.48	0.19
Jezero Most	Škarda dvouletá	<i>Crepis biennis</i>	0.3807	20	8.57	449.96	0.45
Střímická výsypka	Ovsík vyvýšený	<i>Arrhenatherum elatius</i>	0.7918	40	0.054	2.73	0.003
Veledubice	Pšenice	<i>Triticum aestivum</i>	0.6660	45	0.034	2.32	0.002
Jindřichovice	Vrbina obecná	<i>Lysimachia vulgaris L.</i>	0.3583	20	2.63	147.03	0.15
Jindřichovice	Vrbovka malokvětá	<i>Epilobium parviflorum</i>	0.3498	20	16.95	969.24	0.97

Jindřichovice	Bojínek luční	<i>Phleum pratense</i>	0.3235	20	13.67	845.07	0.85
Háj	Heřmánkovec nevonný	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	0.3554	20	1.76	98.93	0.10
Lomnice	Starček přímětník	<i>Senecio</i>	0.3330	20	1.55	93.27	0.09
Lomnice	Ovsík vyvýšený	<i>Arrhenatherum elatius</i>	0.3611	20	3.21	177.96	0.18
Lomnice	Pcháč oset	<i>Cirsium arvense</i>	0.3159	20	4.56	288.89	0.29
Chranišov	Ježatka kuří noha	<i>Echinochlos crus-galli</i>	0.3465	20	1.11	64.13	0.06
Nové Sedlo	jednoděložné	<i>Liliopsida</i>	0.827	45	0.078	4.22	0.00
Lomnice - VPV	Ovsík vyvýšený	<i>Arrhenatherum elatius</i>	0.3577	20	2.50	140.01	0.14
Lomnice - VPV	Třtina křovištní	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0.3429	20	1.44	83.93	0.08
Lomnice - VPV	Kopretina vratič	<i>Tanacetum vulgare</i>	0.3132	20	0.65	41.51	0.04

Příloha č. 2



Živochytné pasti, tzv. „rödlovky“ s připravenou návnadou



3. Hraboš polní (*Microtus arvalis*), 4. rod myšice (*Apodemus*), 5. rod rejsek (*Sorex*).



Ukázka monitorovaného biotopu – louka na lokalitě č. 4 (Klíny, region Mostecko)

Příloha č. 3

Lokalita	pval	Lokalita	pval
Janov-Černice	0,031	Lom-Ledvice	0,013
Ledvice-Černice	0,017	Lomnice-VPV-Lom	0,044
Nove Sedlo-Černice	<0,001	Nové Sedlo-Lom	<0,001
Střimická výsypka-Černice	<0,001	Střimická výsypka-Lom	<0,001
Velebudice-Černice	<0,001	Velebudice-Lom	<0,001
Nove Sedlo-Česky Jiřetín	0,022	Nové Sedlo-Lom u Mostu	0,001
Střimická výsypka-Česky Jiřetín	0,022	Střimická výsypka-Lom u Mostu	0,001
Velebudice-Česky Jiřetín	0,022	Velebudice-Lom u Mostu	0,001
Nove Sedlo-Fláje	0,028	Nové Sedlo-Lomnice	0,017
Střimická výsypka-Fláje	0,028	Střimická výsypka-Lomnice	0,017
Velebudice-Fláje	0,028	Velebudice-Lomnice	0,017
Jindřichovice-Janov	0,023	Nové Sedlo-Moldava	0,023
Lom-Janov	0,022	Střimická výsypka-Moldava	0,023
Nové Sedlo-Jezero Most	0,009	Velebudice-Moldava	0,023
Střimická výsypka-Jezero Most	0,009	Nové Sedlo-Nova Ves	0,002
Velebudice-Jezero Most	0,009	Střimická výsypka-Nova Ves	0,002
Ledvice-Jindřichovice	0,013	Velebudice-Nova Ves	0,002
Lomnice-VPV-Jindřichovice	0,049	Nové Sedlo-Nové Město u Mikulova	0,011
Nové Sedlo-Jindřichovice	<0,001	Střimická výsypka-Nové Město u Mikulova	0,011
Střimická výsypka-Jindřichovice	<0,001	Velebudice-Nové Město u Mikulova	0,011
Velebudice-Jindřichovice	<0,001	Souš-Nové Sedlo	0,012
Nové Sedlo-Klíny	0,024	Střimická výsypka-Souš	0,012
Střimická výsypka-Klíny	0,024	Velebudice-Souš	0,012
Velebudice-Klíny	0,024		

Tab.4a Přehled lokalit se signifikantními rozdíly v koncentraci arsenu na lokalitě.

Lokalita	pval	Lokalita	pval
Háj-Dlouhá Louka	0,008	Ledvice-Klíny	<0,001
Ledvice-Dlouhá Louka	<0,001	Lom-Klíny	0,001
Lom-Dlouhá Louka	0,001	Ledvice-Komořany-výsypka	<0,001
Ledvice-Česky Jiretín	0,021	Lom-Komořany-výsypka	0,007
Ledvice-Fláje	0,045	Lom u Mostu-Komořany-výsypka	0,024
Jindřichovice-Háj	<0,001	Lom u Mostu-Ledvice	<0,001
Komořany-výsypka-Háj	<0,001	Lomnice-Ledvice	<0,001
Ledvice-Háj	<0,001	Moldava-Ledvice	0,048
Lom-Háj	<0,001	Nová Ves-Ledvice	0,007
Lomnice-Háj	<0,001	Nové Město-Ledvice	<0,001
Moldava-Háj	0,002	Lom u Mostu-Lom	<0,001
Nová Ves-Háj	<0,001	Nové Město-Lom	0,008
Nové Město-Háj	<0,001	Lomnice-Lom u Mostu	0,012
Ledvice-Jindřichovice	<0,001	Nová Ves-Lom u Mostu	0,003
Lom u Mostu-Jindřichovice	<0,001	Nové Město-Lom u Mostu	0,001

Tab.4b Přehled lokalit se signifikantními rozdíly v koncentraci arsenu v játrech.

Lokalita	pval
Ledvice-Chranišov	0,018
Ledvice-Dlouhá Louka	<0,001
Jindřichovice-Haj	0,022
Ledvice-Háj	<0,001
Ledvice-Janov	0,006
Ledvice-Jezero Most	0,020
Lom u Mostu-Jindřichovice	<0,001
Nové Město-Jindřichovice	0,007
Ledvice-Klíny	0,001
Ledvice-Komořany-výsypka	<0,001
Lom u Mostu-Ledvice	<0,001
Lomnice-Ledvice	0,003
Nové Město-Ledvice	<0,001
Lom u Mostu-Lom	<0,001
Nová Ves-Lom u Mostu	0,021

Tab. 4c Přehled lokalit se signifikantními rozdíly v koncentraci arsenu v ledvinách.

Lokalita	pval
Nové Město-Jindřichovice	0,034
Nové Město u Mikulova-Lom	0,022

Tab. 4d Přehled lokalit se signifikantními rozdíly v koncentraci arsenu v žaludečním obsahu.