

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
KATEDRA EKOLOGIE A ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



Bc. Andrea Dvořáková

**Kumulace vybraných kovů v lasturách slávičky mnohotvárné,
využití v biomonitoringu.**
**Cumulation of selected metals in the shells of zebra mussel;
application in biomonitoring.**

Diplomová práce

Studijní program: B1501 Biologie

Obor: Hydrobiologie

Prezenční studium

Vedoucí práce: RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.

Olomouc 2012

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně s použitím uvedené literatury.

V Olomouci dne

.....

Bc. Andrea Dvořáková

Poděkování

Chtěla bych především poděkovat RNDr. Vladimíru Uvírovi, Dr. za vedení mé diplomové práce, dále RNDr. Petru Hekerovi PhD za odbornou pomoc při provádění fyzikálně-chemických analýz a za cenné rady. Také bych ráda poděkovala Mgr. Aleně Vlácilové, Mgr. Bronislavě Janíčkové a Mgr. Evženovi Tošenovskému za ochotu a podporu.

Moje velké díky patří také mé rodině a přátelům, za jejich podporu, trpělivost a pochopení po dobu celého mého studia i při psaní diplomové práce.

ABSTRAKT

Sladkovodní měkkýši jsou často využíváni v biomonitoringu. V poslední době se i invazivní slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) zdá být dobrým modelovým organismem (indikátorem) především pro její schopnost bioakumulace. Slávičky mají vysokou rychlost filtrace, poměrně dlouhý životní cyklus a masivní výskyt na lokalitách. Tyto skutečnosti umožňují ideální detekci některých nízko koncentrovaných látek znečišťujících vodu, jako těžké kovy a PAH. Slávička je odlišná při porovnání s ostatními sladkovodními mlži tím, že nemůže přežít ve vodách chudých na životně důležité látky. Ve sladké vodě musí mít v rovnováze příjem a výdej základních iontů, zejména minimální koncentrace Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- iontů jsou důležité z hlediska dlouhodobého přežití na lokalitě. Diplomová práce je zaměřena na analýzu obsahu akumulovaných kovů v lasturách sláviček a její možné využití v biomonitoringu. Vzorky byly odebrány na třech lokalitách v Olomouckém kraji. Jedná se o nádrže umělé, využívané především k rekreaci nebo těžbě šterku. Všechny vzorky byly odebrány na podzim 2008 s využitím potápěčské techniky.

Obsah Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^+ kovů jsme zjišťovali pomocí atomové absorpční spektroskopie.

Naše výsledky ukazují významné rozdíly v obsahu kovů ve schránkách sláviček jednotlivých velikostních skupin. Na všech třech lokalitách byl zřejmý trend bioakumulace těžkých kovů (Cu, Ni, Pb). Lokality byly výrazně odlišné v celkovém obsahu těžkých kovů v lasturách.

Z výsledných dat je možné rozpoznat jednotlivé umělé nádrže na základě obsahu kovů v lasturách sláviček. Bioakumulační schopnost tohoto druhu je také velmi užitečná pro identifikaci malých umělých nádrží s velmi nízkými rozdíly v obsahu těžkých kovů.

Klíčová slova: biomonitoring, slávička, bioakumulace, těžké kovy

ABSTRACT

Freshwater mollusks are often used in biomonitoring. Recently, even invasive Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) appears to be a good model organism (indicator) primarily for its ability to bioaccumulate. Zebra have a high filtration speed, a relatively long life cycle and a the massive presence in the localities. These facts allow the detection of some ideal low-concentrate water pollutants such as heavy metals and PAHs. Zebra is different when compared to other freshwater mussel must have a balanced intake and output of basic ions, in particular the minimum concentration of Mg^{2+} , Na^+ , K^+ and Cl^- ions are important for longterm survival in the locality. The thesis is focused on content analysis of metals accumulated in shell Zebra and its potential use in biomonitoring. Samples were collected at three locations in the Olomouc region. It is an artificial reservoir, used primarily for recreation or gravel axtraction. All samples were collected in autumn 2008 with the use of diving equipment. The content of Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^+ we investigated metals by atomic absorption spectroscopy.

Our results show significant differences in the content of metals in different size zebra mussel groups. At all three locations was apparent trend of bioaccumulation of heavy metals (Cu, Ni, Pb). Locations were significantly different in the total content of heavy metals in the shells. The resulting data can identify individual artificial reservoirs based on the content of metals in shell Zebra. Bioaccumulation ability of this species is also very useful for identifying small artificial reservoirs with very low differences in the content of heavy metals.

Keywords: biomonitoring, zebra mussel, bioaccumulation, heavy metals

OBSAH

Úvod.....	8
1 PROBLEMATIKA.....	9
1.1 Abiotické a biotické faktory prostředí.....	9
1.2 Kovy ve vodách a jejich význam	10
1.2.1 Vápník.....	10
1.2.2 Hořčík.....	13
1.2.3 Alkalické kovy - sodík.....	14
1.2.4 Těžké kovy	15
1.3 Biomonitoring	16
2 CÍLE PRÁCE	19
3 LOKALITY	20
3.1 Výkleky	20
3.2 Troubky	21
3.3 Poděbrady	22
4 METODIKA	23
4.1 Odběr a zpracování vzorku	23
4.2 Homogenizace	23
4.3 Mineralizace	24
4.3.1 Mineralizace BM – IS Plazmatronica	24
4.3.2 Mineralizace kyselinou dusičnou a peroxidem vodíku.....	24
4.4 Absorpční atomová spektrometrie „AAS“	25
4.5 Statistické vyhodnocení výsledků	25
5 VÝSLEDKY.....	26
5.1 Těžké kovy	26
5.1.1 Olovo.....	26
5.1.2 Měď.....	26
5.1.3 Nikl.....	26
5.2 Kovy alkalických zemin a alkalické kovy.....	30
5.2.1 Vápník.....	30
5.2.2 Hořčík.....	30
5.2.3 Sodík.....	30
5.3 Srovnání výsledků ze všech lokalit	34
5.3.1. Analýza hlavních komponent.....	35
6 DISKUZE.....	37
6.1 Těžké kovy	37
6.2 Alkalické kovy a kovy alkalických zemin	38

6.2.1 Vápník.....	39
6.2.2 Hořčík.....	40
6.2.3 Sodík.....	41
6.3 Analýza hlavních komponent.....	42
ZÁVĚR.....	43
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	44
SEZNAM TABULEK	53
SEZNAM GRAFŮ.....	53
SEZNAM OBRÁZKŮ.....	53
PŘÍLOHA	54

Úvod

Slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) je jedním z nejagresivnějších invazních druhů na světě. Původně se vyskytovala v deltách řek ústících do Černého a Kaspického moře, odkud se od 19. století šířila do Evropy a západní Asie. Postupně se dostala lodní dopravou až do Severní Ameriky, kde také způsobuje závažné problémy. Do České republiky se slávička pravděpodobně dostala mimo jiné i z Německa. Přirozeně se objevovala jen na jižní Moravě a také v soutoku Dyje a Moravy. Lze ji najít i po celém toku Labe. Jejím optimálním prostředím jsou mírně tekoucí řeky, ale také stojaté vody, často zatopené pískovny či lomy. Slávička žije přisedlá k podkladu. Přisedá na kameny, štěrky, písek i rostliny a lastury vlastní i jiných mlžů. Tím může způsobovat závažné škody (ucpávání filtračního potrubí atd.) Mnohem závažnější problémy se mohou vyskytovat díky její vysoce efektivní filtrační aktivitě. Slávička je totiž velmi dobrý filtrátor. Filtruje vodu, čímž dochází ke zvýšení透明度 vody a následkem toho je zapříčiněn enormní růst vodního rostlinstva. Filtrováním také přispívá k přesunu suspendovaného materiálu z vodního sloupce do sedimentů dna ve formě výkalů a pseudovýkalů. Tím odebírá potravu z vodního sloupce živočichům přítomným ve volné vodě. Ale působí i pozitivně, hlavně na bentické organismy, kterým usnadní přístup k potravě. Řada organismů může také využívat lastury uhynulých i živých sláviček jako úkryt.

Výzkumem tohoto invazního sladkovodního mlže se několik let zabývá hydrobiologické oddělení Katedry zoologie Přírodovědecké fakulty UP. Řada diplomových a bakalářských prací se již zabývalo tímto zajímavým mlžem (Bartoš, Vlácilová, Tošenovský atd.).

Ve své diplomové práci se zabývám vybranými kovy, které slávička z prostředí vychytává, a také tím, zda se tato vlastnost dá využít v biomonitoringu.

1 PROBLEMATIKA

1.1 Abiotické a biotické faktory prostředí

Slávička mnohotvárná nemůže přežít ve vodách chudých na životně důležité látky. Není většinou schopná přežít více jak 5 dní ve vodě zbavené všech iontů (Dietz et al. 1994). Slávička vyžaduje alespoň minimální koncentraci Mg^{2+} , Na^+ , K^+ a Cl^- iontů ve svém prostředí pro dlouhodobé přežití. Na rozdíl od ostatních sladkovodních mlžů se u nich zřejmě ještě nevyvinuly dostatečné mechanismy, které by ji umožňovaly přežití ve vodě zbavené těchto iontů (Dietz et al. 1994). Studie Ram & Wolker (1993) dokázala, že až 70 % sláviček nepřežije v deionizované vodě do 14 dní. Také zjistili fakt, že větší tendenci k úhynu mají slávičky menší velikosti. Slávička má jeden z nejlepších mechanismů transportu iontů do těla ze všech sladkovodních mlžů. To dokazuje, že její předkové pocházejí z brakické vody (Horohov et al. 1992). Pro přežití ve sladké vodě musí mít v rovnováze příjem a výdej základních iontů.

Sorba & Williamson (1997) ve svých studiích stanovili sedm faktorů, důležitých pro přežití sláviček. Hlavními faktory byly vápník, celková tvrdost ($CaCO_3$), pH, teplota, rozpuštěný kyslík, vodivost a zákal.

Jedním z nejdůležitějších abiotických faktorů ovlivňující rychlost růstu je teplota. Optimální teplota pro růst sláviček různých zeměpisných oblastí se pohybuje mezi 18 – 22 °C (McMahon 1996). Teplota úzce souvisí s množstvím rozpuštěného kyslíku ve vodě. Slávička totiž vyžaduje nejméně 25% nasycení, i když může přežít i několik dnů v anaerobních podmínkách (Karatayev et al. 1998). Proto slávička žije v mělkých a dobře okysličených vodách, kde má výhodnější podmínky pro vývoj a růst. Neoptimálnější hloubka je tedy do cca 3 metrů (Karatayev et al. 2006). Také pH je důležitým abiotickým faktorem prostředí. Slávičky nemohou žít ve vodě s pH menším jak 7,3, tudíž ji můžeme určit jako spodní limitní hranici (Ramcharan et al. 1997). Pro horní limit je stanoveno rozpětí hodnot pH 9,3 – 9,6 (Bowman & Baily 1998). Hladina pH by neměla kolísat, ale měla by udržovat stálou hodnotu. Velké výkyvy slávičkám nesvědčí.

Potravní nabídka larev i dospělců sláviček se odvíjí od toho, že jsou filtrátoři, kteří získávají potravu z vody. Základní složkou potravy jsou bakterie, planktonní řasy a prvoci (Lucy et al. 2005).

Co se týče substrátu, může slávička kolonizovat široké spektrum. Z přirozených to je dřevo, kámen, vodní rostliny či lastury mlžů čeledi Unionidae. Z umělých pak různé potopené předměty ze skla, betonu, nebo plastu (Lucy et al. 2005).

1.2 Kovy ve vodách a jejich význam

1.2.1 Vápník

Vápník se ve sladkých vodách vyskytuje jako volný iont Ca^{2+} a ve formě suspendovaných částic vysráženého uhličitanu vápenatého (CaCO_3). Také v koloidním komplexu v sedimentu s anorganickými látkami. Jeho koncentrace ovlivňuje tvrdost vody, jenž je vyjádřena jako součet vápenatých aniontů, síranů, chloridů a uhličitanů (Cole 1975).

Environmentální vápník a pH vody jsou chemické parametry, které jsou považovány za jedny z nejdůležitějších a určujících přítomnost, distribuci, růst a přežívání slávičky na stanovišti (Ramcharan et al. 1992, Hincks & Mackie 1997).

Vápník je velmi důležitý biogenní prvek. Nejenom, že je podstatnou součástí lastur sláviček, ale je také velmi důležitý pro metabolické funkce. Vzhledem k tomu, že míra syntézy a ukládání materiálu do schránky sláviček je ovlivněna chemismem vody, měl by existovat pozitivní vztah mezi environmentálním vápníkem a schránkou mlže. Slávička má zvýšené nároky na vápník v porovnání s ostatními vodními měkkýši (Whittier et al. 2008). Slávička získává vápník ze 70 - 80 % z volných iontů z vodního sloupce, ale také prostřednictvím potravy (Vinogradov et al. 1993). Maximální růst je při koncentraci Ca^{2+} iontů 32 mg/l a dolní limitní hranice růstu je při koncentraci nižší než 8,5 mg/l (Hincks & Mackie 1997). Slávička se ale s velkou pravděpodobností neusadí ve vodách s koncentrací vápníku pod 20 mg/l (Cohen 2004).

Požadavky na vápník se u sláviček liší i dle dalších environmentálních podmínek. Velmi důležitá je například i hodnota pH. Hladina vápníku ve vodě s rostoucí hodnotou pH

klesá (Ramcharan et al. 1994; Hincks & Mackie 1997). Pokud hladina Ca^{2+} klesne pod 14 mg/l sníží se metabolismus. Totéž platí u poklesu pH pod 7. Úmrtnost klesá s rostoucím vápníkem a pH mezi 6.0 a 8.5. Překvapivě se zvyšuje s rostoucím množstvím vápníku při vyšším pH.

U slávičky je prokázán velmi dobrý vztah mezi osmoregulační schopností a schopností mobilizovat vápník. Schopnost regulovat propustnost membrány pro ionty úzce souvisí s vápníkovou bilancí a to zejména se schopností přenášet Ca^{2+} krví (Dietz et al. 1994).

Slávička přežije až 51 dní ve vodách chudých na vápník, nebo zcela bez vápníku. Pravděpodobně proto, že jsou schopny ho mobilizovat z vnitřních zdrojů (Dietz et al. 1994), ale jen za předpokladu, že voda bude obsahovat alespoň minimální koncentrace iontů chloridových, hořečnatých, sodných a draselných. Lze tedy usuzovat, že slávičky čerpají Ca^{2+} také ze svých zásob v lasturách. Tudíž budou větší jedinci déle odolávat strádání z nedostatku vápníku (Ram & Walker 1993). Je také zajímavé, že vydrží zhruba dva a půl týdne ve vodě sice obsahující Ca^{2+} , ale chudých na Mg^{2+} . Je to zřejmě zapříčiněno přítomností exogenních a endogenních iontů vápníku v nepřítomnosti endogenních iontů hořčíku a tím dochází k destabilizaci Ca-Mg rovnováhy v těle slávičky. To v konečném důsledku vyvolá smrt těchto mlžů. Hlavně dvě soli podporují dlouhodobé přežití v iontové permutaci v experimentech. Jsou to NaCl a MgSO_4 (Dietz et al. 1994). Pokud přidáme do deionizované vody NaCl nebo MgSO_4 všechny slávičky přežijí. Lze tedy předpokládat, že nehynou z důvodu nedostatku Ca^{2+} , ale účinkem osmotického stresu (Ram & Walker 1993). Deaton & Greenberg (1991) zaznamenali dobrou korelaci mezi osmoregulační schopností sláviček a jejich schopností mobilizovat vápník. Oni navrhli, že schopnost regulovat propustnost membrány pro ionty úzce souvisí s rovnováhou Ca^{2+} . Zejména zvýšení vápníku v těle.

Dobrá reprodukce je podmíněna hodnotou Ca^{2+} 28 mg/l a vyšší (Cohen et al. 1998). Gametogeneze většinou začíná na podzim nebo dokonce až v zimě. Každoročně prochází slávička cyklem růstu pohlavní žlázy a dozrávání gamet, jehož vyvrcholením je na konci jara nebo začátku léta jedno nebo více reprodukčních období (spawning) (Borcherding 1991; Ram et al. 1996). Rýhování vajíček probíhá na jaře, kdy se teplota vody zvýší na 12°C, i když většina sláviček se rozmnožuje až při 17 – 18°C (Mackie et al. 1989; Sprung 1993). Období spawningu je většinou prodloužené. Vajíčka a spermie jsou uvolněny do vody. Dojde k synchronizaci cyklů při níž působí řada významných faktorů (teplota, rychlost proudu) a k uvolnění tisíců až miliónů vajíček. (Mackie et al. 1989; Sprung 1993; Mackie & Schloesser

1996; Nichols 1996). Embrya se ve vodě vyvíjí v larvy a to zhruba za 6 až 96 hodin. (Mackie et al., 1989; Sprung 1993; Ackerman et al. 1994).

Vývoj larev významně závisí na koncentraci vápníku, hodnot pH a koncentraci volných iontů. Oproti ostatním druhům je slávička velmi citlivá na hladiny vápníku ve vodě. (Vinogradov et al. 1993). Není průkazný žádný významný vztah mezi počtem veligerů a některých proměnných životního prostředí. Veligery byly produkovány pouze ve vodách s koncentrací Ca^{2+} 20 mg/l nebo více a pH nejméně 8,2. Lynn (1998) zjistil, že více než 50 % úspěšnost pro tvorbu vajíček byla při koncentraci vápníku 4 mg/l a dramaticky klesá míra úspěšnosti při koncentraci nižší než 4 mg/l Ca^{2+} . Uvolňování spermií se děje nejlépe při hodnotách Ca^{2+} 15 mg/l Ca^{2+} (Hincks & Mackie 1994). Úspěšné oplodnění vajíčka je u hodnoty mezi 4 a 12 mg/l Ca^{2+} (Baldwin et al. 1998). Nejméně 4 mg/l Ca^{2+} jsou potřeba pro první rýhování vajíček (Lynn 1998). Vývoj některých larev probíhá již při hodnotách 0 až 12 mg/l Ca^{2+} a značný počet zdravých larev se vyvíjí až při hodnotách 12 - 24 mg/l Ca^{2+} (Sprung 1987). Normální úspěšný vývoj od oplodnění po veliger je zaručen při hodnotách 4-22 mg/l Ca^{2+} (Baldwin et al. 1998). Veliger je schopen přežít i v koncentracích od 11 do 16,5 mg/l Ca^{2+} (Nierzwicki-Bauer 2001). Nejlepší růst juvenilů je při koncentracích vápníku 7-24 mg/l Ca^{2+} (Hincks & Mackie 1993). Normální dospělá slávička (délka 15 mm), přežije po dobu 35 dnů v koncentracích mezi 3 a 4 mg/l Ca^{2+} . Množství vápenatých iontů mezi 4 a 22 mg/l Ca^{2+} je velmi důležité pro udržení hmotnosti sláviček (Baldwin et al. 1998).

Z řady studií je tedy zřejmé, že nízké hladiny vápníku mohou zabránit vzniku, reprodukci, vývoji, růstu nebo přežití slávky. V souhrnu je také zřejmé, že bohatá reprodukce populace může být zajištěna při koncentraci vápníku kolem 28 mg/l Ca^{2+} a výše. Experimentální údaje naznačují, že populace nemůže trvale přežít, pokud není hladina Ca^{2+} vyšší než 15 mg/l. Slávičky jsou obdobné jako ostatní sladkovodní mlži v tom, že jejich transmembránový potenciál je přímo závislý na koncentraci vápníku ve vnějším prostředí (Dietz & Branton 1975).

1.2.2 Hořčík

Hořčík je také velmi důležitý biogenní prvek. Velmi fatální je pro slávičky jeho nedostatek, který je velmi důležitý pro osmoregulaci. Vstup Mg^{2+} do ledvin je u sláviček omezen, proto jsou ztráty Mg^{2+} močí dost podstatné (Beyenbach et al. 1993). Kromě toho lastury sláviček mají velmi vysokou pasivní propustnost pro hořčík, což také přispívá ke ztrátám tohoto iontu z těla. Ačkoliv počáteční ztráty Mg^{2+} jsou pozoruhodně rychlé, je u sláviček omezený mechanismus, který svou schopností dokáže snižovat míru ztráty Mg^{2+} při vyčerpání iontů (Dietz et al. 1994). Ve studiích byla prokázána koncentrace Mg^{2+} 3,5 až 4,6 mg/l v okamžiku odběru. Takle koncentrace ovšem rychle poklesla po přenesení do vody na hořčík chudé. Koncentrace Mg^{2+} se ve slávičkách sníží za 24 hodin téměř o polovinu a za dva týdny dokonce až na meze detekce. Při experimentálních studiích byla zaznamenána skoro 50 % úmrtnost do 17 dnů. Slávička ztrátou hořčíku většinou nepřežívá více jak 5-6 dní. Ale pokud je vrácena do přirozeného prostředí tak se koncentrace vrátí na normální hodnoty hned tentýž den. Koncentrace Mg^{2+} iontů ve vodě 0,03 mg/l je pro slávičky prahová (Dietz et al. 1994).

Nejsou přesně známy funkce, které jsou poškozeny při nedostatku Mg^{2+} , ale zřejmě se jedná o narušení osmoregulačních procesů. Je velmi pravděpodobné, že deficit Mg^{2+} způsobuje narušení propustnosti membrány schránek sláviček pro tyto ionty a také zabraňuje styku s enzymy, které slávičky potřebují ke svému životu (Dietz et al. 1994). V mnoha studiích bylo prokázáno, že slávička je velmi tolerantní k nízké hladině hořčíku oproti ostatním vodním mlžům (Horohov et al. 1992). Schránka slávičky či žaberní epitel mají vysokou propustnost pro hořčík, což přispívá k rychlejší ztrátě tohoto iontu (Dietz et al. 1994).

1.2.3 Alkalické kovy - sodík

Díky vysoké reaktivitě se alkalické kovy volně v přírodě nevyskytují. Velmi hojně se však vyskytují ve formě svých sloučenin. Sodík dokonce patří mezi deset nejhojněji se vyskytujících prvků na zemi. Slávička je schopná udržovat rovnováhu sodných a draselných iontů. A to i v případě, že je jejich koncentrace ve vodě velmi nízká. Rovnovážná koncentrace K^+ iontů je 0,4 mg/l a 0,5 – 1 mg/l pro Na^+ ionty. Při transportu důležitých iontů do mlže může být nerovnováha způsobena mnoha faktory. Mezi ně patří sezónní výkyvy teplot, dostupnost potravy, reprodukční stres, věk a velikost zvířete. Vliv také mají denní rytmy (Graves & Dietz 1980; McCorkle-Shirley 1982). Žábra jsou primárním místem vycytávání Na^+ a Cl^- iontů u všech sladkovodních mlžů (Dietz & Graves 1981; Dietz & Hagar 1990). Pro vycytávání draslíku není tato skutečnost prokázána.

Transport Na^+ a Cl^- je u slávičky zřetelně větší než u ostatních sladkovodních mlžů (Horohov et al. 1992). Chloridový transport je částečně závislý na sodíkovém. Snižující se hladina sodíku může ovlivnit i hladinu krevního chloru (Horohov et al. 1992). Slávička postrádá schopnost zvyšovat renální reabsorpci draslíku, je-li vystavena jeho nedostatku (Dietz et al. 1994). Koncentrace draslíku je udržována v blízkosti koncentrace 0,5 mmol/l po delší dobu a to aktivní epiteliální distribucí (Wilcox & Dietz 1995). Ztráta K^+ z krve a buňky pravděpodobně přeruší elektrochemický gradient potřebný pro Na^+ a Cl^- . Koncentrace draslíku ve vodě nad 0,3-0,5 mg/l je smrtící (Dietz & Byrne 1990; Fisher et al. 1991; McMahan 1991; Horohov et al. 1992; Ram & Walker 1993; Vinogradov et al. 1993; Waller et al. 1993). Wilcox & Dietz (1995) uvádějí, že koncentrace K^+ klesá u slávičky až o 41 % po 1 týdnu expozice v neionizovaném prostředí. Koncentraci draslíku udržuje slávička pomocí aktivní epiteliální dopravy, proti vysokým ztrátám způsobené dobrou funkcí ledvin a ostatním transportům (Wilcox & Dietz 1995). To jen za předpokladu, že renální ztráta představuje zhruba 50 % v neionizované vodě (Murphy & Dietz 1976). Tudíž epiteliální ztráta bude v poměru 1 : 5. Tím pádem je řádově vyšší aktivní transport než pasivní. Pasivní difúze, proto může představovat přibližně 8 % sledovaného přílivu draslíku. Slávička má jen omezenou schopnost zachycovat draslík, který je rozhodující pro regulaci buněčného objemu. Draslík je považován za kritický faktor, který ovlivňuje Na-Cl rovnováhu (Wilcox & Dietz 1995).

1.2.4 Těžké kovy

V důsledku lidské činnosti těžkých kovů nepřetržitě přibývá a ty se dostávají do životního prostředí. Kontaminace životního prostředí těžkými kovy vzrůstá v důsledku rostoucí produkce a spotřeby tradičně užívaných kovů a kovů využívaných v moderních technologiích. Těžké kovy působí ve vyšších koncentracích negativně na životní prostředí, stávají se toxickými pro organismy včetně vodní bioty. Městské odpadní vody představují hlavní zdroj chemických kontaminujících látek ve vodním prostředí (Chambers et al. 1997). Předvídání vlivu kovů na životní prostředí vyžaduje chápání jejich fyzikálních a chemických vlastností. Také je důležité do jaké míry jsou organismy schopny kovy z prostředí vychytávat a s tím spojené míry jejich toxicity (Lijklema et al. 1993). Jsou nebezpečné, protože mají sklon k bioakumulaci. Kovy se do organismu dostávají buď pasivně – bez výdeje energie, nebo aktivně – přes buněčné membrány, kdy je zapotřebí určitá energie vyvinutá organismem (Camusso et al. 2001).

I když jsou těžké kovy přirozenou součástí zemské kůry, nemohou být dokonale degradovány nebo zničeny. Těžké kovy nejsou v biologických systémech degradovány a hromadí se v povrchových vrstvách půdy, v sedimentech toků a vodních nádrží. Část se mikrobiální činností methyduje a jejich toxicita podstatně vzrůstá. Mohou také postupovat do různých článků potravních řetězců, kde se postupně kumulují a na jejichž konci většinou stojí člověk. Nejčastějšími průniky do vodního prostředí je přes podzemní vody při loužících procesech těžby rud, odpadními vodami z galvanizoven, koželužen, brusíren skla, složišť popílku a z chemických laboratoří (Bencko et al. 1995; Kalač & Tříška 1998; Bervoets et al. 2005). Biologická dostupnost rozpuštěných kovů a kovů v sedimentech je určena fyzikálními, chemickými a biologickými vlastnostmi volné, intersticiální vody a sedimentu (Luoma 1983; van Griethuysen et al. 2003).

Fyzikálně-chemické parametry, jako je pH, organický uhlík, prašný aerosol a teplota, mají silný vliv na osud kovů a jejich biologické vychytávání vodními organismy (Luoma 1983; Roditi et al. 2000). Zvyšuje se jejich biologická dostupnost pro vodní organismy. Kontaminující látky lze měřit ve tkáních původních organismů v kombinaci s měřením stavu jejich prostředí. Proveditelnost takzvaného biologického pasivního sledovacího programu závisí na přítomnosti stejného druhu ve všech místech v dostatečném množství. Tento

problém může být překonán pomocí přesunování organismů, tzv. aktivního biomonitoringu (Salazar & Salazar 1997).

K biomonitoringu těžkých kovů ve vodách se nejčastěji používají bentičtí měkkýši. (Rainbow 2002). Wiesner (2000) udává, že koncentrace olova, kadmia a rtuti se mění ve schránkách v průběhu roku. Obsah těžkých kovů ve tkáních a schránce ukázal sezónní i místní rozdíly. Mezi velikostními třídami není žádný významný rozdíl, tedy s jednou výjimkou, kdy obsah olova ve tkáních byl významně vyšší ve tkáních velkých sláviček než ve tkáních malých jedinců.

Akumulace těžkých kovů ve slávičkách je především ovlivněna přísunem ze sedimentu nebo z pelagického sestonu. Těžké kovy mohou být ze schránek odstraněny různými způsoby (Richman et al. 2005). Část těžkých kovů, které jsou přijaty a uloženy ve schránkách je tímto procesem inaktivována. Ionty Pb^{2+} a Cd^{2+} se mohou rozpustit v průběhu roku (Bias & Karbe 1985). Řada autorů zdůrazňuje závislost obsahu těžkých kovů na velikosti vodní plochy (Theede et al. 1979; Latouche & Mix 1982). Slávička dokáže těžké kovy vychytávat ze svého prostředí a tím tyto látky dostává do potravního řetězce ve vodním prostředí (Wormington & Leach 1992).

1.3 Biomonitoring

Biomonitoring je dlouhodobé, pravidelně se opakující sledování vybraných organismů, jejich životních projevů, populací či společenstev, ekosystémů nebo krajinných segmentů, k určování kvality prostředí, jeho současného i průběžného stavu (McGeer et al. 2004).

Organismy se využívají v biomonitoringu, protože žijí v rovnováze se svým prostředím a tím pádem jejich kontaminace odpovídá kontaminaci prostředí, ve kterém žijí. Biomonitoring je schopen zachytit i kumulativní působení škodlivin a poskytuje přímé informace o vlivu znečištění životního prostředí na biocenózy (McGeer et al. 2004). Měření probíhá standardním postupem, kontrolní místa a frekvence odběru se nemění. Hodnocení a prezentace výsledků musí být ve schválené podobě. Pro účely naší práce se využívá tzv. Bioakumulační monitoring. Biomonitoring je zaměřen na akumulaci toxických látek ve tkáních organismů, vystavených účinkům prostředí ve zkoumané lokalitě. Schopnost

bioakumulace látek organismem vyjadřuje bioakumulační faktor (BCF), jedná se o podíl koncentrace látky v biomase organismu a v okolí. Definiuje tedy přesně schopnost organismu akumulovat určitou látku přijatou z prostředí. Koncentrace znečišťujících látek je velmi často na nebo pod hranicí detekčního limitu stanovitelnosti konvenčních analytických metod. Navíc analýzy vody či sedimentu neposkytují přímé údaje o biodostupnosti (McGeer et al. 2004). Jedním z organismů využívaných k biomonitoringu je právě i slávička mnohotvárná a to pro své akumulační vlastnosti.

Proměnlivost bioakumulace těžkých kovů byla široce studována v některých druzích mořských, sladkovodních a suchozemských měkkýšů. Tyto druhy měkkýšů byly vyhodnoceny jako možné biologické indikátory kontaminací kovu v životním prostředí. Analýzy prokázaly, že různé druhy bioakumulují kovy v rozdílném rozsahu. Protože jsme dobře seznámeni s ekologií měkkýšů, využíváme je pro biomonitoring. Jejich tkáně, jsou využívány k analýzám, které nám ukazují, jaké koncentrace těžkých kovů jsou obsaženy v tělech měkkýšů a okolním prostředí.

Slávička je na evropském i americkém kontinentu stále častěji využívána jako tzv. indikátorový neboli „sentinel“ organismus pro odhad kontaminace vodních ekosystémů těžkými kovy a organickými látkami a to zejména proto, že má velmi dobré bioakumulační schopnosti. Má poměrně dlouhou životnost, přisedlý způsob života, vysokou odolnost vůči různým druhům znečištění. Její vysoká filtrační schopnost podporuje bioakumulaci a to jak z vody, tak z částic materiálu (Bervoets et al. 2004). Zvýšení či snížení koncentrace studované látky v její biomase je relativně dobře měřitelné. Principem metody je dlouhodobá expozice organismů (odebraných z referenční lokality) v perforovaných košicích na plovácích, nebo ukotveny v koši ke kotevnímu tělesu na měrném profilu a následná detekce nárůstu zvýšených koncentrací látek v biomase. Slávičky dobře akumulují hlavně perzistentní organické polutanty (v tukové tkáni) a rtuť. Obecně se nedoporučuje aplikovat expozici tohoto druhu poblíž vstupu do technologických zařízení (jímání vody pro vodárenskou úpravu, jímání vody pro chladicí systémy atd.), protože zde existuje reálné riziko usazení organismů v technologickém zařízení, což může v některých případech způsobit značné materiální škody. Před vlastní expozicí organismů na měrné profily je nutné vybrat kvalitní referenční populaci. Pro screening jednotlivých zdrojových lokalit je vhodné kontaktovat odborníka – malakologa, který má přehled o aktuálních výskytech těchto organismů v ČR. Předmětem screeningu referenčních lokalit je zejména testování koncentrace sledovaných

látek v biomase vybrané populace slávičky, tedy zjištění, zda jsou skutečně na úrovni přirozeného pozadí pro celou sledovanou oblast. Je nutné posoudit věkovou strukturu populace slávičky, tj. zda vyhovuje velikostí jednotlivých jedinců a zda je lokalita dostatečně osídlená. Je nutné také posoudit, zda je lokalita dostatečně stabilní a odolná vůči epizodickým jevům jako jsou povodně, extrémní sucha atd. Referenční lokalita by měla být vybírána s výhledem, že bude pro monitoring používána několik let (Liška et al. 2002). Byly prokázány i sezónní změny v koncentraci těžkých kovů ve slávičkách. To může být způsobeno tím, jak se mění biologická dostupnost kovů a roční růst a reprodukční cyklus slávičky. Proto musí být při monitoringu slávičky odebírány na stejném místě a ve stejném časovém dlouhodobém horizontu (Kraal 1991).

2 CÍLE PRÁCE

Hlavním cílem této diplomové práce je srovnání obsahu vybraných kovů v lasturách slávičky na třech odlišných lokalitách: 1) v pískovně s aktuální těžbou štěrkopísku a odběrem pitné vody, 2) ve vytěženém zatopeném lomu využívaném jako přírodní koupaliště a 3) ve staré, aktuálně netěžené pískovně využívané k rekreaci.

Cíl práce

1. Zjistit rozdíl v obsahu vybraných kovů v lasturách z různých typů lokalit.
2. Zjistit rozdíl v obsahu vybraných kovů v lasturách různě velkých jedinců.
3. Zjistit jestli dochází k bioakumulaci - zvyšování koncentrace vybraných kovů v lasturách větších (starších) jedinců.

Základní (pracovní) hypotéza:

- Koncentrace vybraných kovů v lasturách slávičky se liší mezi lokalitami.
- Koncentrace vybraných kovů se liší u jednotlivých velikostí lastur.
- Koncentrace vybraných kovů se zvyšují s velikostí lastur – bioakumulace.

3 LOKALITY

3.1 Výkleky

První studovanou lokalitou je lom u obce Výkleky vzdálený cca 15 km od města Olomouce, směrem Lipník nad Bečvou. Jedná se o zatopený vytěžený lom ležící v nadmořské výšce 321 m, jehož maximální hloubka je 9m (Obr. 1). Lom je využíván zejména k rekreaci a rekreačnímu rybolovu. Leží v blízkosti velmi frekventované silnice. Podloží je tvořeno převážně spodnokarbonovými břidlicemi a droby moravických vrstev. Jsou přítomny i badenské sedimenty a spraše (Demek & Mackovčín 2006). Dno je kryté pouze sedimentem bez vodních rostlin. Vyskytuje se zde například okoun říční (*Perca fluviatilis*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*) nebo lín obecný (*Tinca tinca*). Slávička se zde vyskytuje přichycená na pevných substrátech, kolmých stěnách lomu, na kamenech a potopených předmětech. Vyskytují se v drúzách čítajících i několik stovek jedinců.



Obrázek 1. Zatopený lom Výkleky [Mapy.cz]

3.2 Troubky

Troubecké jezero (Obr. 2) se nachází jihozápadně od obce Troubky v nadmořské výšce 193 m. Jezero dosahuje maximální hloubky 15 - 20 m. Využívá se jako zdroj pitné vody a také se zde aktivně těží štěrkopísek. Podloží jsou zde čtvrtohorní sedimenty se spodním štěrkopísčným souvrstvím, svrchní vrstvou písčitých hlín a hlinitých písků (Demek & Mackovčín 2006). Vyskytuje se zde například kapr obecný (*Cyprinus carpio*), candát obecný (*Sander lucioperca*), sumec velký (*Silurus glanis*) a okoun říční (*Perca fluviatilis*). Z makrofyt se zde vyskytuje mimo jiné rdes (*Potamogeton sp.*) a růžkatec (*Ceratophyllum sp.*). Slávička osídluje pevnější substrát, především hrubší štěrk a kameny a také vegetaci a ponořené dřevo.



Obrázek 2. Troubecké jezero [Mapy.cz]

3.3 Poděbrady

Další lokalitou je vodní nádrž Poděbrady (Obr. 3), jenž je součástí CHKO Litovelské Pomoraví. Je vzdálená cca 5 km od města Olomouce s rozlohou 28,0 ha. Také tato lokalita je hojně využívaná k rekreaci či rybolovu. Na dně je štěrkopískový až bahnitý substrát a hojně se zde vyskytují makrofyta. Je zde výskyt například kapra obecného (*Cyprinus carpio*), karase stříbřitého (*Carassius auratus*), sumce velkého (*Silurus glanis*) a štika obecnou (*Esox lucius*). Slávička je zde přichycena na kamenech a hrubším štěrku, na potopených kmenech a submerzních makrofytech. Nachází se i na nejrůznějších potopených předmětech.



Obrázek 3. Poděbrady [Mapy.cz]

4 METODIKA

4.1 Odběr a zpracování vzorku

Vzorky z lokality Poděbrady a Výkleky byly odebrány v říjnu 2008, z lokality Troubky v listopadu 2008. Všechny vzorky byly v daných lokalitách odebrány s využitím potápěčské techniky. Drúzy sláviček byly sbírány na substrátech opláchnuty vodou a zbaveny řas a ostatních jemných nečistot. Jednotliví jedinci byli od sebe odděleni a opět omyti od bahna a písku. V laboratorních podmínkách byly následně lastury sláviček vysušeny a jedinci roztríděni dle velikosti do jednotlivých velikostních tříd. U lastur byla měřena jejich největší délka a to s přesností na 1mm. Následovalo oddělení těla mlže od schránky pomocí skalpelu. Pro účel studie byly vybrané lastury rozděleny do 4 velikostních tříd. Velikostní třída 1. 10-14 mm, 2. třída 15-18 mm, 3.třída 19-22 mm a 4. velikostní třída 23-26 mm. Pro moji diplomovou práci byla zvolena jednotka měření mg/kg^{-1} pro těžké kovy a pro kovy alkalických zemin a alkalické kovy jednotka g/kg^{-1} .

4.2 Homogenizace

Na digitálních vahách Presica 40 SM – 200A byl směsný vzorek navážen na stanovenou hodnotu 500 mg s přesností na 0.1 mg. Do tohoto naváženého vzorku byly usušené lastury vybrány dle velikostí a to náhodným výběrem. Navážka byla ve třetí misce rozdrovena na syký prášek. Tento homogenizát pak byl převeden do alobalové kapsičky a označen dle velikostních skupin lastur sláviček.

4.3 Mineralizace

Vzorky byly mineralizovány dvěma způsoby a to mikrovlnou mineralizací BM-1S od firmy Plazmatronica a mineralizací kyselinou dusičnou a peroxidem vodíku.

4.3.1 Mineralizace BM – 1S Plazmatronica

Ke každé 500 mg navážce bylo přidáno 5 ml kyseliny dusičné a 1 ml peroxidu vodíku. Mineralizace probíhala 10 minut s následným 10 minutovým chlazením. Před měřením byl mineralizát doplněn na objem 50 ml destilovanou vodou a uskladněn v plastových nádobkách. Z technických důvodů jsme museli přejít na druhou metodu a to mineralizací kyselinou dusičnou a peroxidem vodíku.

4.3.2 Mineralizace kyselinou dusičnou a peroxidem vodíku

Navážka upraveného vzorku se oxiduje peroxidem vodíku v prostředí koncentrované kyseliny dusičné za varu. Do spalovací tuby se naváží 1000 g upraveného a vysušeného materiálu s přesností na 0,001 g, upravený vzorek a přidá se 5 ml 65% kyseliny dusičné, nechá se stát přes noc. Po této době se tuba umístí do spalovacího bloku a zahřívá se 1 hodinu při teplotě 120 °C. Po ochlazení se do tuby přidá 1 ml 30% peroxidu vodíku do vyčerení a odbarvení roztoku. Tuba se opět umístí do mineralizačního bloku, kde se zahřívá další hodinu při 160 °C. Po úplném vychladnutí se mineralizát kvantitativně převede do odměrné baňky o objemu 50 ml a doplní se po značku destilovanou vodou. Obsah baňky se nakonec převede do dobře uzavíratelné lahvičky.

4.4 Absorpční atomová spektrometrie „AAS“

AAS je jednou z nejrozšířenějších analytických metod. Jejím principem je absorpce záření volnými atomy v plynném stavu, které vznikají v atomizátorech. Volné atomy v plynném stavu absorbují fotony záření o určité vlnové délce. Pro každý druh atomu je charakteristická určitá energetická hodnota fotonů. Počet absorbovaných fotonů je mírou množství stanovovaných atomů. Tato metoda umožňuje stanovení více než 60 různých prvků, kovových prvků a metaloidů. Monochromatické záření zdroje je absorbováno volnými atomy stanovovaného prvku. Neabsorbované záření prochází monochromátorem, dopadá na fotonásobič a vzniklý proudový signál je po zesílení zaznamenán elektrickým indikátorem, digitálním záznamem nebo registrován jako absorpce nebo absorbance. Vzoroky jsou v přístroji atomizovány v plameni nebo v elektrotermickém atomizátoru. Zdrojem záření je lampa ve tvaru s katodou tvaru dutého válce ze stanovovaného prvku v prostoru naplněném neonem nebo argonem za sníženého tlaku 3 – 5 torrů. Anodou je silný wolframový nebo niklový drát. V průběhu doutnavého výboje mezi dvěma elektrodami se ionizuje vzácný plyn a ionty plynu vyrážejí proud atomů z kovu do dutiny. Výtěžek atomizace závisí především na teplotě plamene a parciálním tlaku spalných produktů plamene. Rozhodující je výběr plynové směsi a oxidovadla. Výhodné je vhodné redukční prostředí v plameni, přítomnost organických sloučenin a rozpouštědel. Plamen musí být opticky propustný, nemá absorbovat záření a má vést k maximálnímu výtěžku atomizace prvku (Dočekal et. al. 2003; Komárek 2003).

4.5 Statistické vyhodnocení výsledků

Při psaní této práce byly používány programy Microsoft World, Microsoft Excel a pro statistické zpracování dat program Statistica 9.0.

Byla testována hypotéza H_0 : Koncentrace vybraných kovů v lasturách slávičky je stejná u různě velkých jedinců. Také hypotéza H_0 : Koncentrace kovů je stejná na všech lokalitách. Pro zjištění rozdílů ve složení lastur bylo použito zobecněných lineárních modelů (GLM).

Byly testovány dva kategorické prediktory - *lokalita* – 3 hladiny faktoru

- *velikostní třída* – 4 hladiny faktoru

5 VÝSLEDKY

5.1 Těžké kovy

Z těžkých kovů byly stanovovány Pb^{2+} , Ni^{2+} a Cu^{2+} . Byl hodnocen především rozdíl v obsahu kovů v lasturách mezi lokalitami a obsahem kovů mezi jednotlivými velikostními třídami.

5.1.1 Olovo

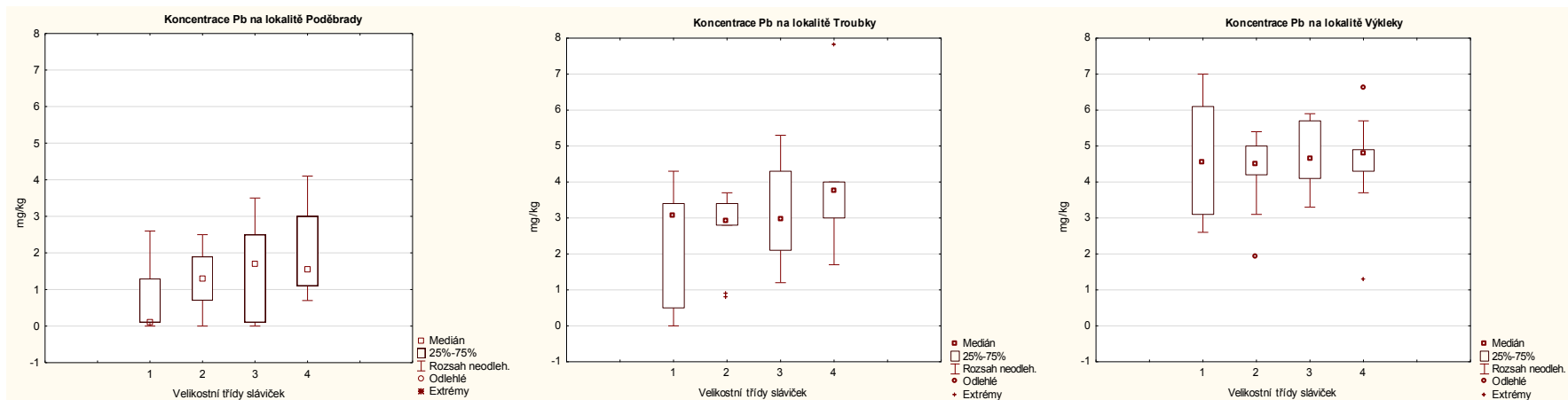
Naměřené koncentrace olova vykazovaly závislost mezi množstvím uloženého olova ve schránce a velikostí mlže (Graf 1). Průměrné, maximální a minimální hodnoty koncentrace olova v lasturách sláviček jsou zaznamenány v tabulce č. 1.

5.1.2 Měď

Naměřené koncentrace mědi nevykazují závislost mezi množstvím uložené mědi ve schránce a velikostí mlže (Graf 2). Průměrné, maximální a minimální hodnoty koncentrace mědi v lasturách sláviček jsou zaznamenány v tabulce č. 2.

5.1.3 Nikl

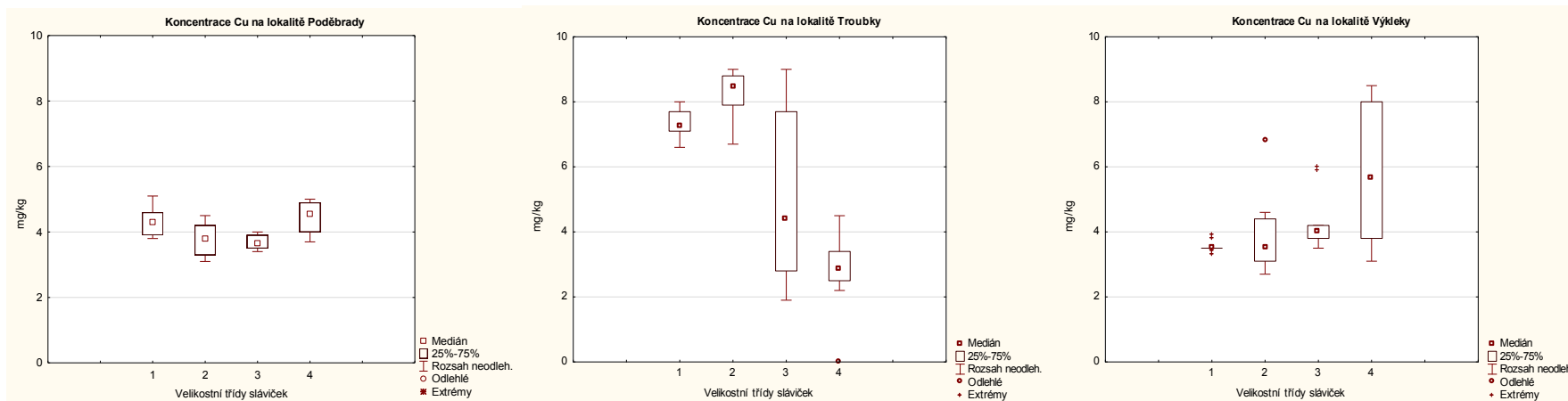
Naměřené koncentrace niklu nevykazují závislost mezi množstvím niklu ve schránce a velikostí mlže (Graf 3). Průměrné, maximální a minimální hodnoty koncentrace niklu v lasturách sláviček jsou zaznamenány v tabulce č.3.



Graf 1. Koncentrace olova v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách

Koncentrace Pb [mg/kg]												
lokalita vel.třída	Poděbrady				Troubky				Výkleky			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
max.konc.	2,6	2,5	3,5	4,1	4,3	3,7	5,3	7,8	6,7	5,4	5,7	6,6
min.konc.	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,8	1,2	1,7	5,3	1,9	3,3	1,3
průměr	0,68	1,27	1,51	2,01	2,35	2,73	3,11	3,75	4,7	4,31	4,75	4,54
smoch	0,87	0,75	1,28	1,18	1,53	0,99	1,33	1,57	1,47	1,02	0,84	1,31

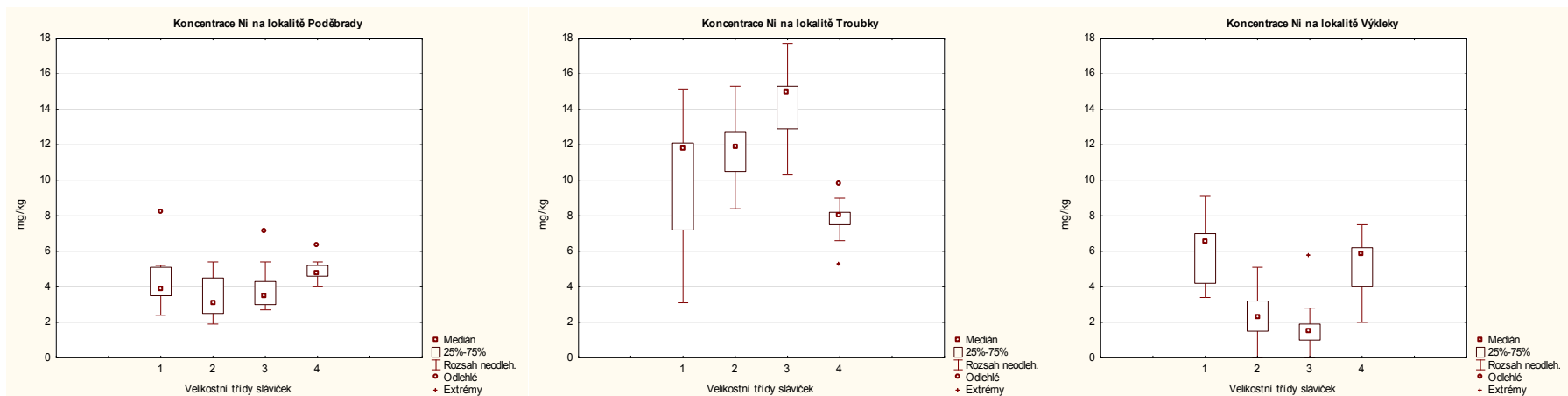
Tab. 1. Koncentrace olova v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách



Graf 2. Koncentrace mědi v lasturách sláviček u jednotlivých velikostních tříd na lokalitách

Koncentrace Cu [mg/kg]												
lokality vel. třída	Poděbrady				Troubky				Výkleky			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
max.konc.	5,1	4,5	4,0	5,0	8,0	8,9	9,0	4,5	3,9	6,8	6	8,5
min.konc.	3,8	3,1	3,4	3,7	6,6	6,7	1,9	0,0	3,3	2,7	3,5	3,1
průměr	4,31	3,8	3,68	4,47	7,33	8,23	4,96	2,82	3,54	3,9	4,32	5,74
smoch	0,47	0,48	0,22	0,47	0,41	0,70	2,52	1,16	0,17	1,14	0,83	1,88

Tab. 2. Koncentrace mědi v lasturách sláviček u jednotlivých velikostních tříd na lokalitách



Graf 3. Koncentrace niklu v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách

Koncentrace Ni [mg/kg]												
lokalita vel.třída	Poděbrady				Troubky				Výkleky			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
max.konc.	8,2	5,4	7,1	6,3	15,1	15,3	17,7	9,8	9,1	5,1	5,7	7,5
min.konc.	2,5	1,9	2,7	4	3,1	8,4	10,3	5,2	3,4	0,0	1,5	2
průměr	4,4	3,4	4,0	4,9	9,8	12,0	14,2	7,8	6,0	2,4	1,9	5,2
smodch	1,7	1,2	1,4	0,6	3,6	2,1	2,2	1,2	1,8	1,3	1,5	1,7

Tab. 3. Koncentrace niklu v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách

5. 2 Kovy alkalických zemin a alkalické kovy

Byly stanovovány Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ . Byl hodnocen především rozdíl v obsahu kovů v lasturách mezi lokalitami a obsahem kovů mezi jednotlivými velikostními třídami.

5.2.1 Vápník

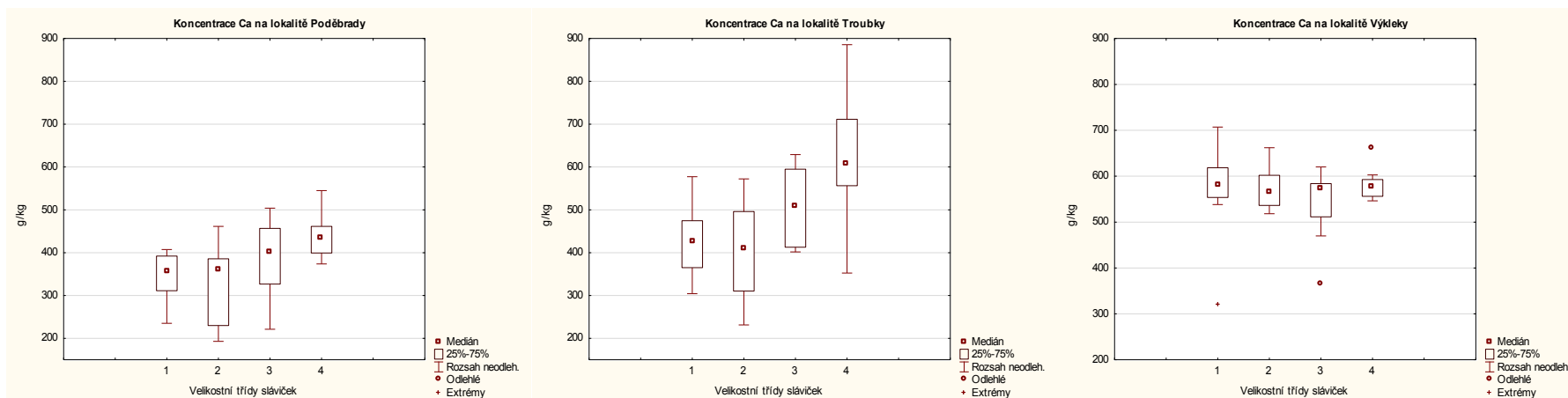
Naměřené koncentrace vápníku nevykazují závislost mezi množstvím vápníku ve schránce a velikostí mlže (Graf 4). Průměrné, maximální a minimální hodnoty koncentrace vápníku v lasturách sláviček jsou zaznamenány v tabulce č. 4.

5.2.2 Hořčík

Naměřené koncentrace hořčíku vykazují závislost mezi množstvím hořčíku ve schránce a velikostí mlže (Graf 5). Průměrné, maximální a minimální hodnoty koncentrace hořčíku v lasturách sláviček jsou zaznamenány v tabulce č. 5.

5.2.3 Sodík

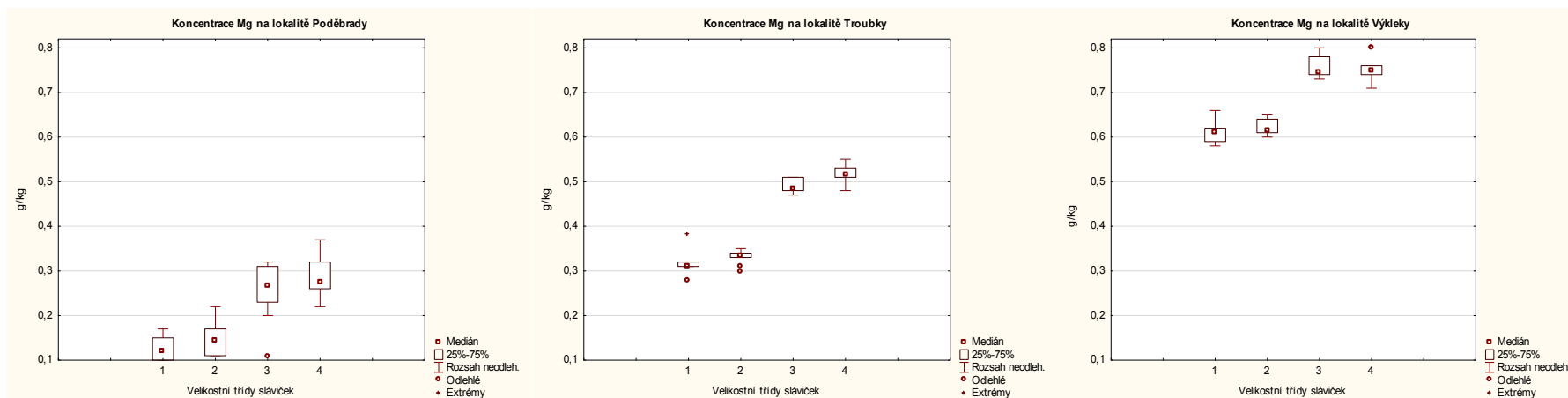
Naměřené koncentrace sodíku nevykazují závislost mezi množstvím sodíku ve schránce a velikostí mlže (Graf 6). Průměrné, maximální a minimální hodnoty koncentrace sodíku v lasturách sláviček jsou zaznamenány v tabulce č. 6.



Graf 4. Koncentrace vápníku v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách

Koncentrace Ca [g/kg]												
lokalita vel.třída	Poděbrady				Troubky				Výkleky			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
max.konc.	407,4	461,5	503,9	545,0	577,5	661,3	747,3	885,7	644,0	662,1	620,2	661,6
min.konc.	235,1	193,1	221,2	373,7	304,2	231,3	401,8	389,8	319,5	518,2	365,1	546,4
průměr	345,2	335,4	390,3	438,9	430,6	434,3	557,9	643,9	557,1	569,7	542,1	581,2
smodch	52,8	88,5	87,8	50,9	85,4	130,5	100,1	122,0	84,4	48,4	71,5	32,3

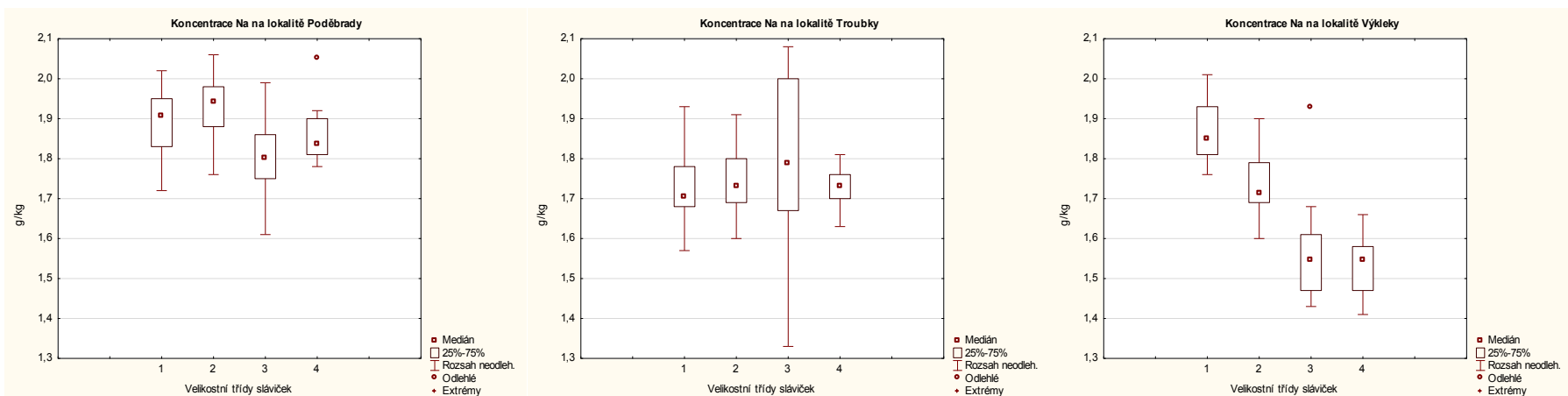
Tab. 4. Koncentrace vápníku v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách



Graf 5. Koncentrace hořčíku v lasturách sláviček u jednotlivých velikostních tříd na lokalitách

Koncentrace Mg [g/kg]												
lokalita	Poděbrady				Troubky				Výkleky			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
max.konc.	0,17	0,22	0,32	0,37	0,32	0,35	0,51	0,55	0,65	0,65	0,87	0,88
min.konc.	0,10	0,11	0,11	0,22	0,28	0,30	0,47	0,48	0,58	0,60	0,73	0,71
průměr	0,13	0,15	0,25	0,29	0,32	0,33	0,49	0,52	0,61	0,62	0,77	0,76
smoch	0,02	0,04	0,06	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,04	0,04

Tab. 5. Koncentrace hořčíku v lasturách sláviček u jednotlivých velikostních tříd na lokalitách



Graf 6. Koncentrace sodíku v lasturách sláviček u jednotliv. velikost. tříd na lokalitách

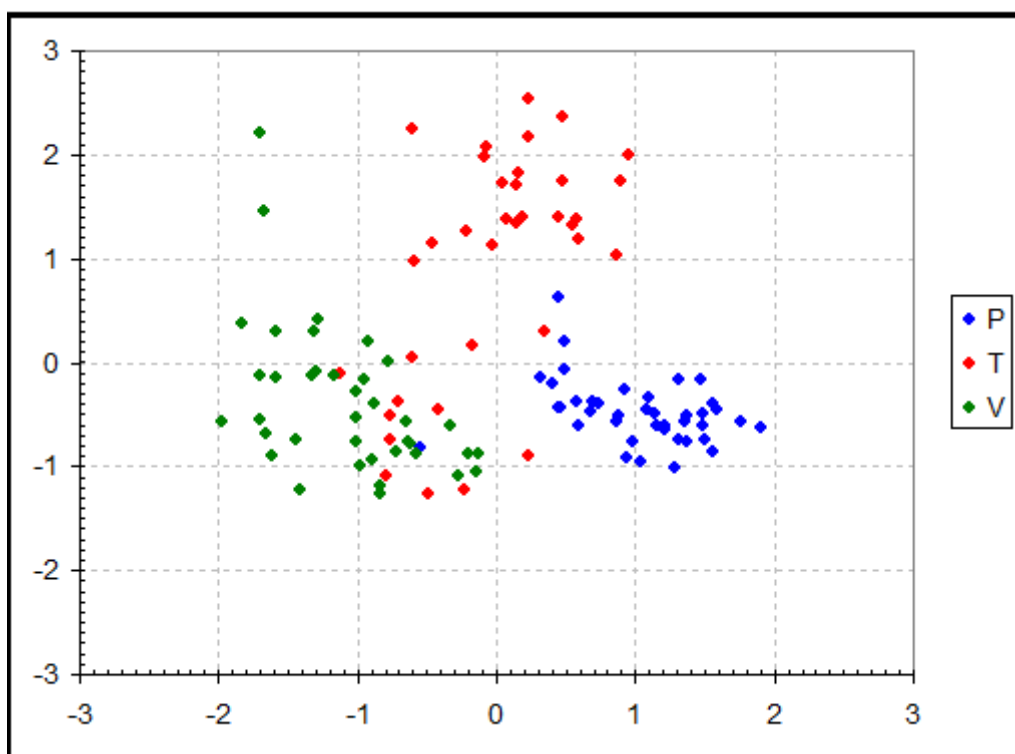
Koncentrace Na [g/kg]												
lokalita	Poděbrady				Troubky				Výkleky			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
max.konc.	2,02	2,06	1,99	2,05	1,93	1,91	2,08	1,81	2,01	1,90	1,93	1,66
min.konc.	1,72	1,83	1,61	1,78	1,57	1,60	1,33	1,63	1,76	1,60	1,43	1,41
průměr	1,89	1,93	1,81	1,86	1,73	1,75	1,80	1,73	1,87	1,73	1,57	1,53
smodch	0,09	0,09	0,11	0,08	0,1	0,09	0,22	0,05	0,07	0,09	0,14	0,08

Tab. 6. Koncentrace sodíku v lasturách sláviček u jednotliv. velikost. tříd na lokalitách

5. 3 Srovnání výsledků ze všech lokalit

Množství kovů v lasturách se u jedinců jednotlivých velikostních skupin signifikantně lišilo v závislosti na původu z různých sledovaných lokalit (Graf 7).

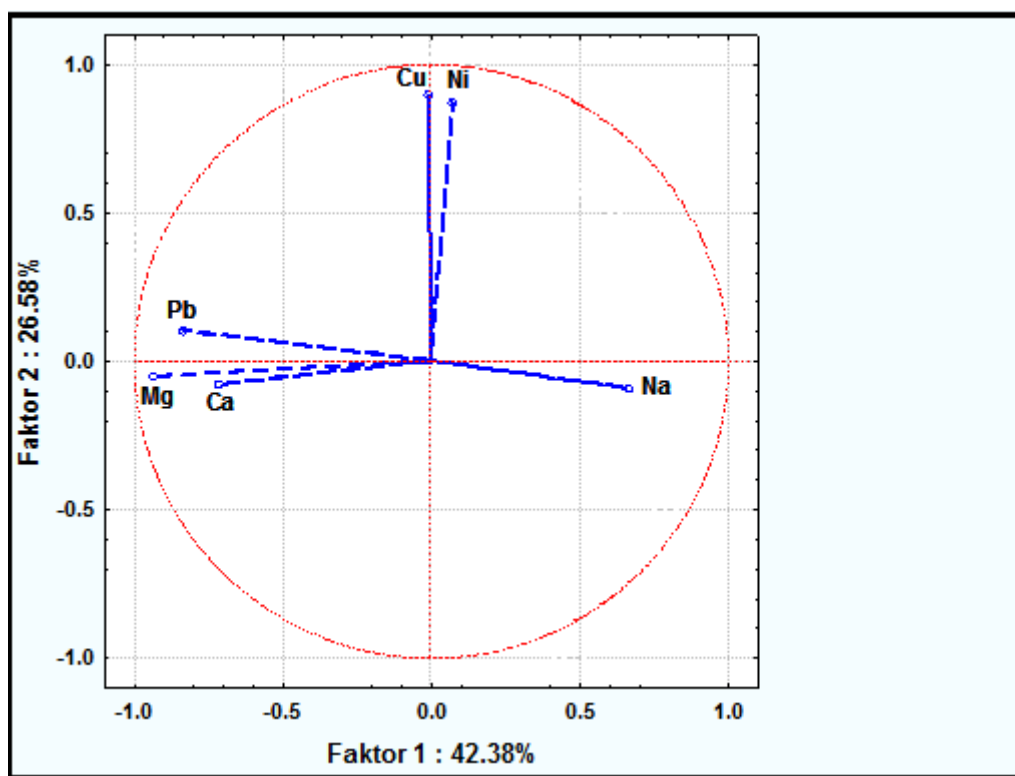
Vliv faktoru lokality byl signifikantní (GLM, $F=16$ až 1753 , $p<0,01$) u všech sledovaných prvků, u faktoru velikostní třídy nebyl pozorován signifikantní rozdíl (GLM, $F=2,4$ a $0,8$, $p>0,05$) v obsahu Pb a Ni. Interakce obou faktorů byla signifikantní ($p<0,01$) u všech sledovaných iontů s výjimkou Pb a Mg.



Graf 7. Analýza hlavních komponent (PCA) založená na korelacích absolutních hodnot obsahu prvku (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+}) v lasturách slávičky. Projekce jednotlivých objektů (cases) 3 sledovaných lokalit na první dvě faktorové osy (procento celkové vysvětlené variability cca. 69%).

5. 3. 1. Analýza hlavních komponent

Na všech třech lokalitách byl zaznamenán trend bioakumulace těžkých kovů s rostoucí velikostí jedinců. Rozdíl mezi lokalitami je ale v obsahu a především pak v trendu bioakumulace jednotlivých prvků. Pískovna Poděbrady je charakteristická celkově nižším množstvím těžkých kovů v lasturách s tendencí k bioakumulaci s rostoucí velikostí lastur pouze u olova. Trend bioakumulace iontů s rostoucí velikostí lastur zatopeného lomu Výkleky byl pozorován v případě niklu a mědi. Množství olova ve schránkách sláviček všech velikostních skupin bylo přibližně stejné. Pískovna Troubky se vyznačuje větším množstvím těžkých kovů ve srovnání se dvěma výše zmíněnými lokalitami. Na této pískovně bylo v případě niklu zjištěno snižující se množství obsahu s rostoucí velikostí lastur.



Graf 8 Analýza hlavních komponent (PCA) založená na korelacích absolutních hodnot obsahu prvku (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+}) v lasturách slávičky. Projekce jednotlivých proměnných (variables) 3 sledovaných lokalit na první dvě faktorové osy (procento celkové vysvětlené variability cca. 69%).

Projekce jednotlivých objektů (cases) 3 sledovaných lokalit na první dvě faktorové osy (procento celkové vysvětlené variability cca. 69%).

Analýzou PCA se nám potvrdilo, že vápník a hořčík jsou nejdůležitějšími prvky při tvorbě lastur sláviček. S těmito ionty pozitivně koreluje i olovo. Oproti těmto iontům stojí právě sodík, který nenabývá většího významu při stavbě lastur. Obsah niklu a mědi je bez většího významu k ostatním sledovaným iontům (Graf 8).

6 DISKUZE

6.1 Těžké kovy

Pro posouzení rizika mikropolutantů (v našem případě kovů) přítomných v životním prostředí, je nutné znát jejich biologickou dostupnost pro vodní organismy. Biologická dostupnost rozpuštěných a v sedimentu vázaných kovů je dána fyzikálními, chemickými a biologickými vlastnostmi sedimentu, volné a intersticiální vody (Luoma 1983). Kovy mohou být sledovány u sláviček v těle nebo ve schránkách. Proveditelnost tohoto tzv. pasivního biologického monitoringu závisí na přítomnosti stejného druhu na všech sledovaných místech a to v dostatečném množství. Také lze slávičky přesouvat a jedná se potom o monitoring aktivní (Salazar & Salazar 1997). V našem případě jsme aplikovali monitoring pasivní, jelikož v daných lokalitách bylo dostatečné množství sláviček. S vysokou filtrační aktivitou sláviček je spojena zvýšená schopnost těchto mlžů kumulovat ve svých tkáních těžké kovy a některé jiné potencionálně nebezpečné látky jako PAH, PCB, atd. (Roper et al. 1997; Wiesner 2001), přičemž existují sezónní a lokální výkyvy v obsahu kovů v různých částech těla a lastury (Wiesner 2001). Wiesner (2001) dále uvádí, že je prokazatelná rovnováha mezi obsahem těžkých kovů v potravě a v samotných mlžích. Vysoké bioakumulační schopnosti sláviček je často využíváno při monitoringu znečištění a v tzv. Early Warning Systems (systémech včasné výstrahy). Podobně může slávička ve svém organismu kumulovat také některé potencionálně patogenní organismy, zejména *Cryptosporidium parvum* a *Giardia lamblia*, čehož se dá následně využít pro bioindikaci patogenního znečištění vody (Graczyk et al. 2003).

Akumulace těžkých kovů ve slávičkách je určena především dodávkami ze sedimentu nebo z pelagického sestonu (Wiesner 2001). Je zde tedy možný vliv chemického složení podloží na obsah sledovaných kovů. V lomu Výkleky je hlavním podložím moravská droba na rozdíl od vodní nádrže Poděbrady a pískovnou Troubky, kde je podložím šterkopísek. Na všech třech sledovaných lokalitách byl pozorován trend bioakumulace těžkých kovů s rostoucí velikostí lastur jedinců. Rozdíl mezi lokalitami je ale v obsahu a především pak v trendu bioakumulace jednotlivých prvků. Všechny naše naměřené hodnoty byly vyšší než uvádí literatura (Wiesner 2001, Bervoets 2005 ..). Wiesner (2001) uvádí průměrné hodnoty

olova 1,4 mg/kg v těle sláviček. Pískovna Poděbrady je charakteristická celkově nižším množstvím těžkých kovů v lasturách s tendencí k bioakumulaci s rostoucí velikostí lastur pouze u Pb^{2+} . Průměrné hodnoty olova zde byly 1,37 mg/kg. Průměrné hodnoty mědi byly 4,07 mg/kg a niklu 4,4 mg/kg. Je to zřejmě způsobeno tím, že tato lokalita není v blízkosti žádné frekventované silnice, není zde také aktivní těžba nerostů. Tato pískovna je využívána pouze k rekreaci a také k rybolovu. Zatížení těžkými kovy není v porovnání s ostatními lokalitami tak velké. Podobně je na tom i zatopený lom Výkleky, který je využíván také pouze k rekreaci a je hojně vyhledáván potápěči. Tam ale v nedávné době probíhala aktivní těžba nerostů, což zřejmě zapříčinilo zvýšení hodnot některých těžkých kovů. Trend bioakumulace iontů s rostoucí velikostí lastur zatopeného lomu Výkleky byl pozorován v případě Ni^{2+} a Cu^{2+} . Průměrné hodnoty niklu byly 3,88 mg/kg a mědi 4,38 mg/kg. Množství Pb^{2+} ve schránkách sláviček všech velikostních skupin bylo přibližně stejné a to v průměru 4,58 mg/kg. Pískovna Troubky se vyznačuje větším množstvím těžkých kovů ve srovnání s ostatními lokalitami. Průměrné hodnoty niklu byly 10,9 mg/kg, mědi 5,86 mg/kg a olova 2,99 mg/kg. Tato skutečnost je pravděpodobně zapříčiněna aktuální těžbou šterkopísku a její polohou v blízkosti frekventované silnice.

6.2 Alkalické kovy a kovy alkalických zemin

Slávička je známá tím, že potřebuje k životu alespoň minimální množství Na^+ , K^+ , Mg^{2+} a Cl^- iontů (Dietz et al. 1994). Kovy alkalických zemin (Ca^{2+} a Mg^{2+}) hrají při stavbě schránek mlžů zásadní roli (Ca^{2+} tvoří až 70 % lastury). Obsah těchto sledovaných látek u slávičky se může měnit v závislosti na rozmnožování. To znamená, že slávička před reprodukcí potřebné látky hromadí do těla. V období samotné reprodukce jsou tyto velmi důležité látky potřeba pro tvorbu vajíček. V období reprodukce slávička tedy využívá tyto látky a jejich obsah v těle těchto mlžů klesá. Jeden z nejdůležitějších prvků pro slávičku je vápník.

6.2.1 Vápník

Lastura slávičky se především skládá z uhličitanu vápenatého (CaCO_3) jehož molekulová hmotnost je 100,086 g/mol a z toho vápník má molekulovou hmotnost 40,07 g/mol. Tedy vápník zaujímá cca 40% z CaCO_3 (www.wikipedia.org). Naše výsledky vykazují, že v 1 kg lastury je v průměru 400 g vápníku. Naše hodnoty této skutečnosti odpovídají. Slávička má zvýšené nároky na vápník v porovnání s ostatními vodními měkkýši (Whittier et al. 2008). Slávička získává vápník ze 70 - 80 % z volných iontů z vodního sloupce, ale také prostřednictvím potravy (Vinogradov et al. 1993). Obsah vápníku v prostředí je považován za limitující faktor růstu slávičky, kdy vápník je důležitý pro základní metabolické funkce právě tak jako na stavbu lastur. Nedostatek Ca^{2+} iontů pro slávičku není fatální, protože je schopna mobilizovat vápník z vnitřních zásob (Dietz et al. 1994). Riziko invaze tohoto druhu může být velmi dobře definované na základě koncentrace Ca^{2+} iontů v prostředí. Toto riziko je poměrně nízké při koncentracích <12 mg/l, nízké při 12-20 mg/l, průměrné při 20-28 mg/l a vysoké při koncentracích >28 mg/l (Whittier et al. 2008).

Minimální koncentrace vápníků se dle výzkumů různých vědců velmi liší, od více než 28 mg/l po 12-15 mg/l ze studií v Severní Americe (Cohen & Weinstein 2001). V recenzi o 70 evropských jezerech se slávičky vyskytovaly v jezerech s koncentrací vápníku 20 – 50 mg/l, ale chyběly v jezerech s koncentrací pod 20 mg/l (Strayer, 1991). Ze studií 76 evropských jezer vyplynulo, že se slávička vyskytuje ve vodách s koncentrací vápníku vyšší než 28,3 mg/l (Ramcharan et al. 1992). Naproti tomu výzkumy ze severní Ameriky ukázaly výskyt sláviček ve vodách o koncentracích 12-19 mg/l (De Lafontaine 1997) a v některých případech dokonce ve vodách s koncentrací pouhých 4-6 mg/l (Cohen & Weinstein 2001).

Těmto hodnotám odpovídá i studie Neary Leach (1992). Mackie (1997) uvádí, že dolní limitní hranice pro růst sláviček je při koncentraci vápníku ve vodě nižší než 8,5 mg/l a maximální růst sláviček je při koncentraci Ca^{2+} iontů ve vodě 32 mg/l. Sprung (1987) zjistil, že je ze 40 % úspěšný vývoj zdravých larev slávičky při koncentraci vápníku ve vodě nad 24 mg/l. Což odpovídá koncentraci vápníku ve vodě na všech sledovaných lokalitách, kde se hodnoty pohybovaly od 28 mg/l (Vláčilová 2008). Také Baldwin et al. (1997) potvrdil, že míra úspěšného embryonálního a larválního vývoje byla v rozmezí koncentrace vápníku ve vodě 22 – 30 mg/l.

V případě Ca^{2+} se projevilo trend zvyšování obsahu vápníku ve slávičkách s velikostí lastur na pískovnách Poděbrady a Troubky. Hodnoty vápníku v lasturách sláviček se pohybovaly v rozmezí 193,05 g/kg do 716,26 g/kg. Rostoucí podíl Ca^{2+} v lasturách na těchto sledovaných lokalitách u jednotlivých velikostních tříd lze přičíst skutečnosti, že schránky podléhají větší abrazi povrchové konchiolinové vrstvy. Obrušováním této vnější části schránky se zvyšuje poměr vápníku u větších (starších) lastur. V lomu Výkleky byl obsah tohoto kovu v lasturách všech velikostních skupin přibližně stejný. To v porovnání s ostatními lokalitami, kde tento trend zaznamenaný byl. Je to zřejmě zapříčiněno tím, že na lomu Výkleky je podloží moravská droba chudá na vápník a tím pádem je i obsah vápníku ve vodě nízký. To zapříčiňuje to, že oproti jiným lokalitám je na Výklekách daleko menší velikost lastur. Ačkoliv jsou slávičky pravděpodobně stejného staří jako na jiných pozorovaných lokalitách tak jsou velikostně menší.

6.2.2 Hořčík

Hořčík je také velmi důležitý iont pro stavbu lastur mlžů (Dietz et al. 1994). Na všech našich sledovaných lokalitách se množství Mg^{2+} v lasturách zvyšovalo s rostoucí velikostí jedinců. Slávičky nemohou přežít ve vodě s nedostatkem Mg^{2+} , kdy koncentrace Mg^{2+} ve vodě 0,03 mM (0,07 mg/l) je prahovou hodnotou pro přežití (Dietz et al. 1994). Na našich sledovaných lokalitách byl obsah hořčíku ve vodě podstatně vyšší (Vláčilová 2008). To zapříčinilo i vyšší obsah tohoto iontu v lasturách sláviček. Nejvyšší hodnoty hořčíku v lasturách byly naměřeny na lomu Výkleky, kde nejvyšší průměrná hodnota hořčíku v lasturách sláviček byla 0,77 g/kg. Na Troubeckém jezeře je obsah o něco menší, kdy nejvyšší průměrná hodnota hořčíku v lasturách sláviček je 0,52 g/kg. Nejmenší koncentrace tohoto iontu je na vodní nádrži Poděbrady, kde byly naměřeny nejvyšší průměrné hodnoty v lasturách sláviček 0,29 g/kg. Je viditelná souvislost s obsahem tohoto iontu ve vodě. Kdy hodnoty hořčíku ve vodě přesně korespondovaly s hodnotami v lasturách sláviček (Vláčilová 2008).

6.2.3 Sodík

Rovnovážná koncentrace Na^+ iontů ve slávičkách je 0,5 – 1 mg/l. Při transportu důležitých iontů z vody do mlže může být jeho nerovnováha způsobena mnoha faktory. Mezi ně především patří sezónní výkyvy teplot, dostupnost potravy, reprodukční stres, věk a velikost zvířete. Vliv také mají denní rytmy (Graves & Dietz 1980). Sodíkové ionty se uplatňují zejména při metabolických pochodech (Dietz et al. 1994). Nejvyšší hodnoty sodíku byly naměřeny na Poděbradech, kde byly nejvyšší průměrné hodnoty koncentrace sodíku v lasturách sláviček 1,93 g/kg. Na Troubeckém jezeře byly nejvyšší průměrné hodnoty 1,80 g/kg a na Výklekách byly nejvyšší průměrné hodnoty 1,87 g/kg. Na^+ při stavbě schránek těchto mlžů nehraje tak velkou roli jako dva předešlé ionty. Slávičky z našeho experimentu byly odloveny na podzim a na jaře. Na každé lokalitě byl trend v nárůstu tohoto prvku různý. Nejlépe odpovídá ideálnímu modelu hodnoty na lokalitě Poděbrady. Kdy hodnoty narůstaly u první velikostní třídy a následně klesaly. Což můžeme přičíst tomu, že slávičky nejprve nabraly dostatek sodíku do vnitřních zásob a následně v období reprodukce pomalu tento iont ze svých zásob využívaly. Po ukončení reprodukčního období opět sodík z vody čerpaly. Na lokalitě Troubky jsme tento trend nezaznamenaly. Tady hodnoty rostly až k velikostní třídě 2 a následně prudce klesaly. Nemůžeme tedy říci, že slávičky v reprodukčním cyklu sodík z vnitřních zásob vyčerpávaly. Souvisí to možná z vyšší hladinou sodíku ve vodě, která na lokalitě Poděbrady byla naměřena při předcházejících studiích. Tudíž slávička nemusela čerpat sodík z vlastních zásob, když ho bylo ve vodě dostatek. Na Výklekách se trend vymyká zcela, protože počáteční vysoké hodnoty sodíku velmi prudce klesají již od první velikostní třídy a to po celou dobu reprodukce i po tomto období. Také to nejspíš souvisí z obsahem sodíku ve vodě. V tomto lomu byly naměřeny nejnižší hodnoty sodíku ve vodě ze všech sledovaných lokalit. Můžeme tedy říci, že hladina sodíku v lasturách sláviček je pravděpodobně závislá na obsahu sodíku ve vodě. Sodík není nejdůležitějším prvkem pro tvorbu lastur sláviček, ale je velmi důležitý pro metabolické procesy u tohoto mlže (Dietz et al. 1994).

6.3 Analýza hlavních komponent

Analýzou PCA se nám potvrdilo, že Ca^{2+} a Mg^{2+} jsou nejdůležitějšími prvky při tvorbě lastur sláviček. S těmito ionty pozitivně koreluje Pb^{2+} , naopak proti těmto iontům stojí Na^+ , který nenabývá většího významu při stavbě lastur. Obsah Ni^{2+} a Cu^{2+} je bez většího významu k ostatním sledovaným iontům.

Naše výsledky vykazují významné rozdíly v obsahu kovů ve schránkách mezi lokalitami i velikostními skupinami. Pro analýzu dat jsme použili GLM s dvěma nezávislými prediktory (lokalita, velikostní skupiny). Zjistili jsme významný vliv ($p < 0,05$) pro faktor lokality. Faktor velikosti mezi skupinami byl významný pro všechny prvky, kromě Ni^{2+} a Pb^{2+} . Mezi faktory byla interakce významná, kromě Mg^{2+} a Pb^{2+} .

Také jsme použili více proměnných PCA pro detekci korelace mezi studovanými prvky.

Byli jsme schopni rozlišit velmi dobře všechny tři sledované lokality. Na Všech lokalitách byl zřejmý trend bioakumulace těžkých kovů (Pb^{2+} , Ni^{2+} a Cu^{2+}). Lokality byly výrazně odlišné v celkovém obsahu těžkých kovů v lasturách. Na těchto základech by se dalo říci, že je možné rozpoznat různé umělé nádrže, jen na základě obsahu v lasturách sláviček. Bioakumulační schopnost tohoto druhu je také velmi užitečná pro identifikaci malých umělých nádrží s velmi nízkými rozdíly v obsahu těžkých kovů.

ZÁVĚR

Moje diplomová práce dokázala, že slávička může být využita k biomonitoringu těžkých kovů v prostředí. Podle našich výsledků se zdá, že je možné úspěšné využití sláviček v hodnocení rozdílných lokalit. Její potenciál jako bioindikačního organismu je využitelný především u malých umělých vodních nádrží (potencionální zdroje pitné vody, rekreační nádrže) jako ukazatel historického zatížení lokality např. těžkými kovy.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Ackerman, J.D., Ether, C.R., Allen, D.G. et Spelt, J.K. (1993): The biomechanics of byssal adhesion in *Dreissena polymorpha* - *Zebra Mussels: Biology, Impact and Control* 68: 265-282.

Ackerman, J.D., Nichols, S.J., Sim, B. et Claudi, R. (1994): A review of the early life history of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): *Comparisons with marine bivalves* - *Canadian Journal of Zoology* 72 : 1169-1179.

Bencko, V. a kol. (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí - *Grada Praha*, 282

Bervoets, L., Vlete, J., Smolders, R. et Blust, R. (2005): Metal accumulation and condition of transplanter zebra musel (*Dreissena polymorpha*) in metal polluted rivers - *Aquatic Ecosystem Health & Management*,. 8(4) : 451-460.

Beyenbach K.W., Freire, C.A., Kinne, R.K., et Kinne-Saifran, E. (1993): Epitheial transport of magnesium in the kidney of fish - *Miner. Elektrolyte Metab.* 19 : 241-249.

Bias, R. et Karbe, L. (1985): Bioaccumulation and partitioning of cadmium within the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas) . *Internationale Revue der gesamten - Hydrobiologie.* 70(1) : 113-125.

Binelli, A., Galassi, S., et Provini, A. (2001): Factors affecting the use of *Dreissena polymorpha* as a bioindicator: the PCB pollution in Lake Como (n. Italy). *Water, Air, and Soil Pollution* 125 : 19-32.

Borcherding, J. et de Ruyter van Steveninck, E.D. (1992): Abundance and growth of *Dreissena polymorpha* larvae in the water column of the River Rhine during downstream transport - *Limnologie Aktuell.* 4 : 29-44.

Bowman, M. F. et Bailey, R. C. (1998): Upper pH tolerance limit of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) - *Canadian Journal of Zoology* 76 (11) : 2119-2123.

Burlakova, L.E., Padilla, D.K., Karatayev, A.Y. et Minchin, D. (2006): Changes in the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* within lakes through time - *Hydrobiologia.* 571 : 133–146.

Camusso M., Balestrini R. et Binelli A., (2001): Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in Lake Como - *Water Air and Soil Pollution* 125(1-4) : 19 – 31

Cole, G.A. (1975): Textbook of Limnology - *C.V. Department of Ecology and Evolutionary biology -Mosby Company,* 283 : 10-12.

Cohen, A.N. et Weinstein, A. (1998): The Potential Distribution and Abundance of Zebra Mussels in California - *San Francisco Estuary Institute,* 1-11

Deaton, L. E., et Greenberg, M.J. (1991): The adaptation of bivalve molluscs to oligohaline and freshwater phylogenetic and physiological aspects - *Malacol. Rev.* 24 : 1-18.

Dietz, T.H., Lessard, D., Silverman, H. et Lynn, J.W. (1994): Osmoregulation in *Dreissena polymorpha*: The importance of Na, Cl, K and particularly Mg - *Biol. Bull. mar. biol. Lab., Woods Hole* 187 : 76–83.

De Lafontaine Y, Casné, F., Blaire, C., Costan, G., Gagnon, P. et Chan, H. (2000): Biomarkers in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) for the assessment and monitoring of water quality of the St. Lawrence River (Canada) - *Aquatic Toxicology*, 50 : 51-71.

Dočekal a kol., (2003): Sborník Atomová absorpční spektrometrie. 170 s.

Fanslow, D.L., Nalepa, T.F. et Lang, G.A. (1995): Filtration Rates of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) on Natural Seston from Saginaw Bay - *Lake Huron* , 21(4): 489-500.

Graves, S. V., et Dietz, T.H. (1982): Cyclic AMP stimulation and prostaglandin inhibition of Na transport in freshwater mussels. *Comp - Biochem. Physiol.* 71A : 65-67.

Graczyk, T. K., Conn, D.B., Marcogliese, D.J., Graczyk, H. et De Lafontaine, Y. (2006): Accumulation of human waterborne parasites by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian freshwater clams (*Corbicula fluminea*) - *Parasitology research*, 89(2) : 107-12.

Hincks, S.S. et Mackie, G.L. (1993): The effects of calcium and alkalinity on the growth and reproductive success of *Dreissena polymorpha* (abstract) - *Agenda and Abstracts, Third International Zebra Mussel Conference '93*, 23-26.

Hincks, S.S. et Mackie, G.L. (1994): The effects of calcium and alkalinity on the reproductive success of adult zebra mussels (abstract) - *4th International Zebra Mussel Conference '94*, March, 7-10.

Hincks, S.S. et Mackie, G.L. (1997): Effects of pH, calcium, alkalinity, hardness, and chlorophyll on the survival, growth, and reproductive success of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Ontario lakes - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 : 2049-2057.

Horohov, J., Silverman, H., Lynn, J.W. et Dietz, T.H. (1992): Ion transport in the freshwater zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) - *Biol. Bull. mar. biol. Lab., Woods Hole*, 183 : 297–303.

Hunter R.D., Toczyłowski S.A., et Janech M.G., (1997): Zebra mussels in a small river: Impact on unionids - *Sixth International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Species Conference, Dearborn*, 11 : 161-186.

Chambers, P.A., Allard, M., Walker, S.L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., Busnarda, J., Munger, K.S., Jefferson, C., Kent, R.A., Wong, M.P. et Adare, K. (1997): Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters - *A review. Water Qual. Res. J. Can.* 32 : 659–713.

Jursík F.(2002): Anorganická chemie kovů - *Vysoká škola chemicko-technologická v Praze*, 1 : 108-140.

Kalač P., et Tříška J., (1998): Chemie životního prostředí - Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 50-102.

Karatayev A., (1995): Factors determining the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* in lakes, dam reservoirs and channels - *Proceedings of The Fifth International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Organisms Conference*, 227-243.

Karatayev, A., Burlakova, L.E. et Padilla, D.K. (1998): Physical factors that limit the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* (Pallas) - *Journal of Shellfish Research*. 17 (4) : 1219-1235.

Karatayev, A. et al. (2006): Growth rate and longevity of *Dreissena polymorpha* (Pallas): a review and recommendations for future study - *Journal of Shellfish Research*, 25(1) : 23-32.

Kraak M.H.S., Scholten, M.C.T., Peeters, W.H.M. et Kock, W.C. (1991): Biomonitoring of heavy metals in the western-european rivers Rhine and Meuse using the fresh-water mussel *Dreissena polymorpha*, *Environ. Pollut.*, 74 : 101-114.

Kobak J., et Nowacki P.,(2007): Light – related behaviour of the zebra mussel, *Fundamental and Applied Limnology - Archiv Hydrobiologie* 169 : 341-352.

Komárek J.,(2000): Atomová absorpční spektrometrie, *Brno: Masarykova univerzita v Brně*, 85.

Konečný Z., (1989): Mlž *Dreissena polymorpha*, potíže, které způsobuje ve vodárenství a zkušenosti s jeho potlačováním v přivaděči surové vody ze štěrkoviště Oplatil sborník aktuální otázky vodárenské biologie. *Sborník 5.celostátního semináře*

Latouche, Y. D. et Mix, M.C. (1982): The effects of depuration, size and sex on trace metal levels in bay mussels. *Mar. Pollut. Bull.*13 : 27–29.

Liška M., Koželuh M.,Válek J., et Strejt J.,(2002): Metodika pro sledování kontaminace říčních ekosystémů těžkými kovy,PCB a OCP, pomocí bioindikátorových organismů *Dreissena polymorpha*, ryb, vybraných druhů makrozoobentosu a nárostu (biofirmy). Povodí Vltavy, Praha

Lijklema, L., Tyson, J.M., et Lesouf, A., (1993): Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: a summary of the INTERURBA, 92 workshop conclusions. *Water Sci. Technol.* 27 : 1–29.

Luschutzky E.F., (2005): Bioaccumulation of heavy metals in the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in the rivers Danube and Drau and its role as a bioindicator organism - *Universität Sien*, 2 : 68-76.

Lynn, J., Misamore, M. et Silverman, H. (1998): Analysis of fertilization and polyspermy in serotonin – spawned eggs of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* – *Molecular Reproduction and Development* 43: 2 : 1098-2795.

Luoma, S.N., (1983): Bioavailability of trace metals to aquatic organisms: a review - *Sci.Total Environ.* 28 : 1–22.

Lucy, F., Sullivan, M. et Minchin, D. (2005): Nutrient levels and the zebra musel population in Lough Key., *Environmental Protection Agency* 5 : 1-21.

Mackie, G.L., Gibbons, W.N., Muncaster, B.W. et Gray, I.M. (1989): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*: A Synthesis of European Experiences and a Preview for North America. A report for the Ontario Ministry of the Environment, *Water Resources Branch, Great Lakes Section*, , Queen's Printer 2 : 256-260.

Mackie G.L., (1991): Biology of the exotic zebra musel, *Dreissena polymorpha*, in relation to native bivalves and its potential impact in Lake St. Clair - *Hydrobiologia* 219 : 251-268.

Mackie, G. Z. et Schloesser, D.W. (1996): Comparative biology of zebra mussel in Europe and North America: an overview - *American Zoology* 36 : 244-258.

McGeer, J., Henningsen, G., Lanno, R., Fischer, N., Sappington, K. et Drexler, J., (2004): Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. *U.S. environmental protection Agency Risk assesment Forum 1.*

McMahon, R. F. (1996): The Physiological Ecology of the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe - *American Zoology.* 36 : 339-336.

McMahon, R. F. (1991): Mollusca: Bivalvia - *Ekology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, 315-399.

Murphy, W. et Dietz, T.H. (1976): The effects of salt depletion on blood and tissue ion concentrations in the freshwater mussel, *Ligumia subrostrata* (Say) - *J. comp. Physiol.* 108 : 233–242.

McCorkle, S. et Dietz, T. H. (1980): Sodium transport in the freshwater Asiatic clam, *Corbicula fluminea* - *Biol. Bull.* 159 : 325-336.

Neary, B. P., et Leach, J.H. (1991): Mapping the potential spread of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Ontario - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 406-415.

Nichols, S.J. (1996): Variations in the reproductive cycle of *Dreissena polymorpha* in Europe, Russia, and North America - *Amer. Zool.*, 36 : 311-325.

Pavliš M., (2003): Možnosti monitoringu těžkých kovů ve vodním prostředí pomocí bioakumulačních organismů a sedimentů na příkladu řeky Moravy, *Diplomová práce*. Olomouc. 139.

Pitter P. (1999): Hydrochemie, *Vydavatelství VŠCHT*, 2 : 52-86.

Sprung, M. (1993): The other life: An account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha* - *Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Kontrol* 2: 39-53.

Richman L., Somers K., (2005): Can we use Zebra and Quagga mussels for biomonitoring contaminants in the Niagara River? *Pollut.* 167 : 155-178.

Ram., J.L. et J.U. Walker. (1993): Effects of deionized water on viability of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* - *Comp. Biochem. Physiol.* 105C(3): 409-414.

Ram, J. L., Fong, P.P., et Kyojuka, K. (1996): Serotonergic mechanisms mediating spawning and ovocyte maturation in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* – *Invertebrate Reproduction and Development* 30 : 29-37.

Ramcharan, C.W., Padilla, D.K., et Dodson, S.I. (1992): Models to predict potential occurrence and density of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha.*, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49(12), 2611-2620.

Ramcharan, Ch. W., Padilla, D. K. et Dodson, S. I. (1997): Models to predict potential occurrence and density of the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha.* *Canadian Journal of Aquatic Sciences* ,49, 2611-2620.

Rainbow, P.S. (2002): Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environ Pollut* ,120, 497–507.

Roditi, H.A., Fischer, N.S. et Sañudo-Wilhelmy, S. (2000): Uptake of dissolved organic carbon and trace elements by zebra mussels - *Nature*, 407: 78–80.

Salazar, M.H. et Salazar, S.M. (1997): Using caged bivalves to characterize exposure and effects associated with pulp and paper mill effluents - *Water Sci. Technol.* 35: 213-220.

Sorba, E.A. et Williamson, D.A. (1997): Zebra Mussel Colonization Potential in Manitoba, Canada. Water Quality Management Section, *Manitoba Environment*, 97-07.

Sprung, M. (1987): Ecological requirements of developing *Dreissena polymorpha* eggs. - *Arch. Hydrobiol. (Suppl.)* 79: 69-86.

Sprung, M. (1993): The other life: an account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha* - *Zebra Mussels, Biology, Impacts, and Control*, 2 : 39-53.

Strayer, D.L. (1991): Projected distribution of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 48 : 1389-1395.

Theede, H., Anderson, I., et Lehnberg, W. (1979): Cadmium in *Mytilus edulis* from German coastal waters - *Ber. dt. wiss. Komm. Meeresforsch.* 27: 147–155.

Vinogradov, G.A., Smirnova, N.F., Sokolov, V.A., et Bruznitsky, A.A. (1993): Influence of chemical composition of the water on the mollusk *Dreissena polymorpha* - *Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control*, 283-293

Vláčilová, A. (2008): Vliv fyzikálně-chemických parametrů na rychlost růstu invazního mlže slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*). Diplomová práce. *UPOL*. 72.

Waller, D. L., Rach, J. J., Cope, W. G. et Marking, L. L. (1993): Toxicity of Candidate Molluscicides to Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) and Selected Nontarget Organisms - *Journal of Great Lakes Research*, 19 (4): 695-702.

Walz, N. (1973): Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* in Lake Konstanz - *Arch Hydrobiologie*, 42: 452-482.

Whittier T.R., Ringold P.L., Herlihy A.T. et Pierson S.M. (2008): A calcium-based invasion risk assessment for zebra and quagga mussels (*Dreissena* spp)- *Front Ecol Environ*, 6(4): 180-184

Weiner, E. R. (2000): Applications of Environmental Chemistry, A Practical Guide for Environmental Professional - *Lewis Publishers*, 276: 145-166.

Wiesner L., Burkhart G. et Fenske, Ch. (2001): Temporal and spatial variability in the heavy-metal content of *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Mollusca: Bivalvia) from the Kleines Haff northeastern Germany - *Hydrobiologia*, 443: 137-145

Wilcox, S. J. et Dietz, T.H. (1995): Potassium transport in the freshwater bivalve *Dreissena polymorpha*. - *J. Exp. Biol.* 198: 861–868.

SEZNAM TABULEK

Tab. 1. Koncentrace olova v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách	27
Tab. 2. Koncentrace mědi v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách	28
Tab. 3. Koncentrace niklu v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách.....	29
Tab. 4. Koncentrace vápníku v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách	31
Tab. 5. Koncentrace hořčíku v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách.....	32
Tab. 6. Koncentrace sodíku v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách	33

SEZNAM GRAFŮ

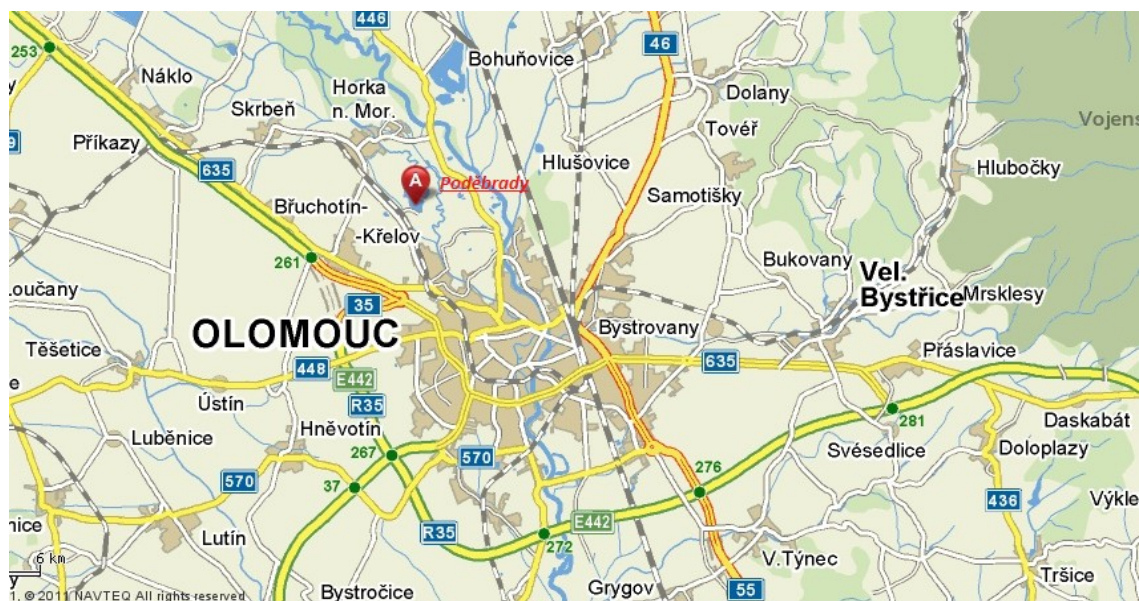
Graf 1. Koncentrace olova v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách	27
Graf 2. Koncentrace mědi v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách.....	28
Graf 3. Koncentrace niklu v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách.....	29
Graf 4. Koncentrace vápníku v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách	31
Graf 5. Koncentrace hořčíku v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách.....	32
Graf 6. Koncentrace sodíku v lasturách sláviček u jednotl. velikost. tříd na lokalitách	33
Graf 7. Analýza hlavních komponent (PCA) založená na korelacích absolutních hodnot obsahu prvku (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+}) v lasturách slávičky. Projekce jednotlivých objektu (cases) 3 sledovaných lokalit na první dvě faktorové osy (procento celkové vysvětlené variability cca. 69%).	34
Graf 8 Analýza hlavních komponent (PCA) založená na korelacích absolutních hodnot obsahu prvku (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+}) v lasturách slávičky. Projekce jednotlivých proměnných (variables) 3 sledovaných lokalit na první dvě faktorové osy (procento celkové vysvětlené variability cca. 69%).	35

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1. Zatopený lom Výkleky [Mapy.cz].....	20
Obrázek 2. Troubecké jezero [Mapy.cz].....	21
Obrázek 3. Poděbrady [Mapy.cz].....	22
Obrázek 4 Lokalizace vodní nádrže Poděbrady na mapě [Mapy.cz].....	54
Obrázek 5 Lokalizace Trubeckého jezera na mapě [Mapy.cz]	54
Obrázek 6 Lokalizace lomu Výkleky na mapě [Mapy.cz].....	55

PŘÍLOHA

Příloha 1. Mapové znázornění lokalit



Obrázek 4 Lokalizace vodní nádrže Poděbrady na mapě [Mapy.cz]



Obrázek 5 Lokalizace Trubeckého jezera na mapě [Mapy.cz]



Obrázek 6 Lokalizace lomu Výkleky na mapě [Mapy.cz]