

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Jsou těžké kovy pro suchozemské stejnonožce zátěží?
Demekologická studie z prostředí města Olomouce

Bc. Eliška Stofferová

Diplomová práce
předložená
na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Mgr. v oboru
Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí práce: RNDr. & Mgr. Ivan H. Tuf, Ph.D.

Olomouc 2009

ABSTRAKT

Stofferová E. Jsou těžké kovy pro suchozemské stejnonožce zátěží? Demekologická studie z prostředí města Olomouce [Diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého. 78 s. + 4 př.

Velká schopnost akumulace těžkých kovů suchozemskými stejnonožci je mezi vědci dobře známa a v současné době je hledán druh vhodný k využití jako bioindikátor znečištění životního prostředí.

Předložená práce se zabývá vlivem těžkých kovů na populační charakteristiky dvou druhů suchozemských stejnonožců, *Porcellium collicola* a *Porcellio scaber*, nachytaných do zemních pastí na 17 lokalitách ve městě Olomouci, odkud byly také odebrány vzorky půd. Celkem 973 jedinců jednoho a 1 201 jedinců druhého druhu bylo změřeno a roztríděno na samce, samice a gravidní samice, u nichž byli spočítáni vyvíjející se potomci v marsupiu. Po zmineralizování půd i organismů byly pomocí plamenné AAS zjištěny celkové koncentrace Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn. V půdách byly navíc stanoveny mobilní obsahy těchto kovů výluhem v roztoku 0,01M CaCl₂. K analýzám zjištěných výsledků byla využita lineární regrese, ANOVA, t-testy a multivariační analýzy PCA a RDA.

Vyluhovatelné množství těžkých kovů, s výjimkou mědi, nelze určit pouze ze znalosti jejich celkového množství, protože souvisí s pH či strukturou půdy. Množství těžkých kovů v půdách Olomouce je příliš nízké na to, aby výrazněji ovlivnilo fekunditu či velikost stejnonožců. Nicméně abundance *P. scaber* je negativně spjata s vyšším příjmem zinku na vápenitých půdách. Akumulace všech kovů je nejen druhově, ale i pohlavně specifická.

Práce je doplněna experimentem zjišťujícím vliv fixačních činidel na koncentraci těžkých kovů detekovaných v samcích a samicích *P. scaber*. Část ručně sesbíraného materiálu byla pouze vysušena, další dvě pak naloženy na 3,5 měsíce buď do 70% etanolu nebo do 10% formalínu. Těžké kovy byly detekovány pomocí AAS. Byla prokázána signifikantní variabilita koncentrací těžkých kovů nejen v organismech pod vlivem různých fixačních kapalin, ale také mezi pohlavími ovlivněnými týměž činidlem.

Klíčová slova: bezobratlí, etanol, fixační činidla, formalín, populační charakteristiky, *Porcellium collicola*, *Porcellio scaber*

ABSTRACT

Stofferová E. Do heavy metals stress terrestrial isopods? Demecological study from the city of Olomouc [Master thesis, in Czech]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University. 78 p. + 4 Ap.

The ability of high heavy metal accumulation by terrestrial isopods is among scientists well-known, thus nowadays a suitable species being a good bioindicator of environmental pollution is seeking.

Presented research studies the effect of heavy metals on population characteristics of two isopod species, *Porcellium collicola* and *Porcellio scaber*. The studied animals were pitfall trapped at 17 localities in the city of Olomouc, from where associated surface soil samples were also collected. Males, females and gravid females were sorted out from total of 973 specimens of the first and 1 201 individuals of the second species. Animals were measured and developing juveniles in females' marsupium counted. Animals and soil samples were mineralised and the analyses of total concentrations of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn by flame AAS were realised. Beyond doses of bioavailable heavy metals were detected in 0,01M CaCl₂ leached soils. Gained results were tested by linear regression, as well as by ANOVA, t-tests and multivariation models (PCA, RDA).

Amounts of bioavailable metals in soils, with the exception of Cu, cannot be determined on the bases of their total contents. They are bounded with pH or soil structure. Fecundity nor size of the isopods were affected by little doses of metals in soils of Olomouc. Nevertheless, abundance of *P. scaber* is negatively associated with higher zinc assimilation on calciferous soils. Heavy metals accumulation is not only species, but also sex specific.

An experiment checking the effect of fixation mediums on a detection of heavy metals' concentrations in males and females of *P. scaber* completed the study. One part of a hand-collected material was just oven-dried, the two others were for 3 and half months soaked in 70% etanol or in 10% formalin. Metal concentrations were detected by AAS. A significant variability of all metals' concentrations in organisms was found not only among different treatments, but also between sexes effected by same fixation medium.

Key words: etanol, fixation mediums, formalin, invertebrates, population characteristics, *Porcellium collicola*, *Porcellio scaber*

PROHLÁŠENÍ

Čestně prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Dr. Ivana H. Tufa s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 12. května 2009

Bc. Eliška Stofferová

OBSAH

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Poděkování	ix
1 Úvod	1
1.1 Charakteristika suchozemských stejnonožců	3
1.1.1 <i>Porcellio scaber</i> (Latreille, 1804)	7
1.1.2 <i>Porcellium collicola</i> (Verhoeff, 1907)	7
1.2 Těžké kovy	8
1.2.1 Chování zájmových těžkých kovů v půdě	11
1.3 Bezobratlí a těžké kovy	14
1.3.1 Stejnonožci a těžké kovy	15
1.4 Základní charakteristika města Olomouce	17
2 Cíle práce	19
3 Materiál a metody	21
3.1 Suchozemští stejnonožci	21
3.2 Půda	22
3.3 Charakteristika vybraných lokalit	23
3.4 Chemické analýzy	23
3.4.1 Půdní reakce	23
3.4.2 Těžké kovy v půdách	24
3.4.3 Těžké kovy v organismech	25
3.5 Statistické analýzy	25
4 Výsledky	27
4.1 Lokality	27
4.1.1 Obecná charakteristika	27
4.1.2 Těžké kovy v půdách	27
4.2 Populační charakteristiky stejnonožců	32
4.2.1 Abundance	32
4.2.2 Poměr pohlaví	36
4.2.3 Fertilita a fekundita	37
4.2.4 Velikost	39
4.2.5 Těžké kovy v organismech	43
4.2.6 Vliv kombinací faktorů na populace stejnonožců	47
4.3 Pokus s fixačními činidly	50
5 Diskuze	52
5.1 Těžké kovy v půdách	52
5.2 Populační charakteristiky stejnonožců	54
5.2.1 Abundance	54
5.2.2 Poměr pohlaví	56
5.2.3 Fertilita a fekundita	56
5.2.4 Velikost	59
5.3 Akumulace těžkých kovů	61
5.4 Pokus s fixačními činidly	65
6 Závěr	67
7 Souhrn	70
8 Použitá literatura	69

Přílohy

SEZNAM TABULEK

Tab. 1: Průměrný běžný, zvýšený a maximální povolený obsah některých těžkých kovů v půdách ČR [mg/kg]	9
Tab. 2: Obsah těžkých kovů ve smetcích z městské komunikace v Plzni	18
Tab. 3: Přehled nachytaných druhů suchozemských stejnonožců a jejich počtů na zkoumaných lokalitách v Olomouci v letech 2006 – 2007	22
Tab. 4: Přehled charakteristik jednotlivých zájmových lokalit.....	28
Tab. 5: Hodnoty základních statistických veličin lineární regrese mezi množstvím těžkých kovů v půdě a některými charakteristikami prostředí.....	31
Tab. 6: Rovnice lineární regrese závislosti vyluhovatelného množství některých těžkých kovů na jejich celkovém množství, resp. na pH.....	31
Tab. 7: Sumární přehled vysvětlené variability hlavních os PCA modelu	32
Tab. 8: Populační charakteristiky obou druhů stejnonožců	33
Tab. 9: Statistické veličiny lineární regrese mezi plodností a celkovým či vyluhovatelným množstvím těžkých kovů v půdě.....	38
Tab. 10: Statistické veličiny lineární regrese mezi velikostí živočicha dle pohlaví a druhu a celkovým či vyluhovatelným množstvím těžkých kovů v půdě.....	40
Tab. 11: Průměrné hodnoty koncentrací těžkých kovů změřených v organech.....	41
Tab. 12: Bioakumulační faktory (BCF) jednotlivých těžkých kovů.....	44
Tab. 13: Statistické veličiny lineární regrese mezi velikostí živočicha dle pohlaví a akumulovaným množstvím těžkých kovů u obou druhů stejnonožců.....	45
Tab. 14: Statistické veličiny lineární regrese mezi akumulací těžkých kovů v organismu a jejich celkovým či vyluhovatelným množstvím v půdě.....	46
Tab. 15: Sumární přehled vysvětlené variability hlavních os RDA modelu pro druh <i>P. collicola</i>	47
Tab. 16: Těsnost korelace faktorů prostředí s hlavními osami RDA modelu pro druh <i>P. collicola</i>	48
Tab. 17: Těsnost korelace charakteristik stejnonožců a hlavních os modelu RDA pro druh <i>P. collicola</i>	48
Tab. 18: Sumární přehled vysvětlené variability hlavních os RDA modelu pro druh <i>P. scaber</i>	48
Tab. 19: Těsnost korelace faktorů prostředí s hlavními osami RDA modelu pro druh <i>P. scaber</i>	49
Tab. 20: Těsnost korelace charakteristik stejnonožců a hlavních os modelu RDA pro druh <i>P. scaber</i>	49
Tab. 21: Míra [%] změny koncentrace těžkých kovů pod vlivem konzervačních činidel oproti kontrole.....	50
Tab. 22: Statistické veličiny dvoucestné ANOVY testující variabilitu průměrných koncentrací těžkých kovů mezi pohlavími, fixačními činidly a jejich interakcemi.....	49

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1: Vliv pH půdy na adsorpci těžkých kovů v půdě.....	10
Obr. 2: Množství vápníku a organického uhlíku v půdách jednotlivých lokalit.....	30
Obr. 3: Závislost výměnného pH na aktivním v půdách jednotlivých lokalit	30
Obr. 4: Podíl vyluhovatelného chromu z jeho celkového množství na jednotlivých lokalitách.....	30
Obr. 5: Podíl vyluhovatelné mědi z jejího celkového množství na jednotlivých lokalitách.....	30
Obr. 6: Podíl vyluhovatelného zinku z jeho celkového množství na jednotlivých lokalitách.....	31
Obr. 7: PCA zkoumaných faktorů prostředí	32
Obr. 8: Výsledek jednocestné ANOVY testující vliv základních charakteristik prostředí na abundanci populace <i>P. collicola</i>	34
Obr. 9: Výsledek jednocestné ANOVY testující vliv základních charakteristik prostředí na abundanci populace <i>P. scaber</i>	34
Obr. 10: Počty chycených jedinců obou druhů na jednotlivých lokalitách.....	35
Obr. 11: Závislost abundance <i>P. collicola</i> na pH půdy a <i>P. scaber</i> na množství vápníku v půdě.....	36
Obr. 12: ANOVA poměru pohlaví <i>P. collicola</i> (A) a <i>P. scaber</i> (B) na jednotlivých lokalitách vyjádřeného jako procento samic.....	36
Obr. 13: Výsledek jednocestné ANOVY testující vliv základních charakteristik prostředí na plodnost samic <i>P. collicola</i>	37
Obr. 14: Výsledek jednocestné ANOVY testující vliv základních charakteristik prostředí na plodnost samic <i>P. scaber</i>	38
Obr. 15: Velikost jedinců <i>P. collicola</i> (A) a <i>P. scaber</i> (B) dle pohlaví na jednotlivých lokalitách.....	39
Obr. 16: Krabicové grafy t-testů velikostí pohlaví <i>P. collicola</i> (A) a <i>P. scaber</i> (B)	40
Obr. 17: Lineární regrese velikosti samic (A) a samců (B) <i>P. collicola</i> na celkovém množství těžkých kovů v půdě	41
Obr. 18: Lineární regrese velikosti samic (A) a samců (B) <i>P. scaber</i> na celkovém množství těžkých kovů v půdě.....	42
Obr. 19: Krabicové grafy t-testů akumulovaného množství těžkých kovů jednotlivými pohlavími <i>P. scaber</i>	44
Obr. 20: Lineární regrese mezi akumulovaným množstvím těžkých kovů v organismu a jeho celkovým nebo vyluhovatelným množstvím v půdě u <i>P. scaber</i>	46
Obr. 21: RDA závislostí faktorů prostředí a populačních charakteristik <i>P. collicola</i>	47
Obr. 22: RDA závislostí faktorů prostředí a populačních charakteristik <i>P. scaber</i>	49
Obr. 23: Střední hodnoty koncentrací těžkých kovů naměřených v organismech ovlivněných různými zásahy	51

PODĚKOVÁNÍ

Na tomto místě bych ráda vyjádřila svou velkou vděčnost vedoucímu mé diplomové práce panu RNDr. & Mgr. Ivanu H. Tufovi, Ph.D., jehož nesmírná ochota, trpělivost a pozitivní naladění mi dodávaly sílu a chuť nejen při výzkumné činnosti a psaní textu, ale dokonce mě přivedly k myšlence ve vědecké práci pokračovat. Vřele děkuji také panu RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D., za jeho ohromnou pomoc s analýzami těžkých kovů. Můj dík patří i panu RNDr. Adamu Vele, jehož znalosti a zkušenosti v oblasti statistického zpracování dat nezanedbatelným dílem přispěly k vyšší úrovni této práce. Poděkovat bych taktéž chtěla celé své rodině, příteli a kamarádům, kteří našli pochopení pro mou dlouhodobou zaneprázdněnost a dennodenně mi vyjadřovali svou podporu.

Všem těmto lidem ještě jednou ze srdce děkuji.

V Olomouci, 12. 05. 2009

1 ÚVOD

„ ... v 60. letech jsme nad přírodou vítězili, v 70. letech jsme snili o panenské přírodě přírodních rájů, v 80. letech jsme začínali uvažovat globálně a od 90. let minulého století se s přírodou učíme žít pod jednou střechou.“

Václav Cílek (2005)

Půda je jednou ze základních složek životního prostředí nezbytných pro neustálý koloběh života. V učebnicích bývá definována jako čtyřfázový systém, skládající se z pevné, kapalně, plynné a organické fáze (White 1997). Organismy v ní žijící se významně podílejí na jejích základních charakteristikách a trvalé obnově. Každý druh edafonu svým specifickým způsobem života přispívá k rozkladným procesům, jejichž jednotlivé fáze jsou propojeny složitými vazbami. Tvoří tak komplexní systém vedoucí ke vzniku a regeneraci, z lidského pohledu asi nejdůležitější a svým způsobem nenahraditelné vlastnosti půdy, tedy její úrodnosti.

Suchozemští stejnonožci (*Isopoda: Oniscidea*) mezi půdní dekompozitory bezesporu patří a svou velikostí od 2 do 30 mm reprezentují skupiny půdní makro- a megafauny (Muchmore 1990; Begon a kol. 1997). Zatímco se jejich role a funkce v rozkladných procesech neustále zpřesňuje (Soma, Saitô 1983; Szlavecz, Maiorana 1998; Kautz a kol. 2002; Zimmer a kol. 2003), byla objevena jejich schopnost akumulace velkého množství těžkých kovů ve srovnání s ostatními půdními živočichy (Hopkin a kol. 1989; 1993; Gräff a kol. 1997). V době, kdy je negativní vliv mnohých těžkých kovů na lidské zdraví obecně známou skutečností a do popředí zájmu se dostává téma globálního ohrožení těžkými kovy, je tato vlastnost suchozemských stejnonožců důležitou informací. Mezi vědci vzplála naděje, že v této skupině živočichů najdou druh, který by se mohl stát snadno dostupným bioindikátorem kontaminace prostředí toxickými látkami (Hopkin a kol. 1986; Drobne 1997; Hornung a kol. 1998; Paoletti, Hassal 1999; Vijver 2005). Nabízí se však ještě odvážnější myšlenka o využití suchozemských stejnonožců, a to k tzv. bioremediaci půd, podobně jako některé druhy žížal (Hodson 2008).

Nicméně poznatek o velkém hromadění těžkých kovů v tělech stejnonožců odstartoval řadu výzkumů zabývajících se mechanismy akumulace různých toxických látek (např. Hopkin a kol. 1986; 1989; Hopkin, Hames 1994; Witzel 2000; Heikens a kol. 2001; Raessler a kol. 2005), souvisejícími fyziologickými procesy (např.

Hopkin, Martin 1982a; 1982b; Köhler a kol. 1996; Witzel 1998; Alikhan 2002a; Tarnawska a kol. 2007a, 2007b), ale také jejich vlivem na změny chování a potravních preferencí stejnonožců (např. Drobne, Hopkin 1995; Weißenburg, Zimmer 2003; Zidar a kol. 2004; 2005; Mann a kol. 2005). Čtyři (mně známé) studie se nezabývají vlivy těžkých kovů na stejnonožce z úrovně jednotlivce, nýbrž studují dopady na celé společenstvo půdních organismů (Grelle a kol. 2000; Haimi, Mätäsniemi 2002; Nahmani, Lavelle 2002; Migliorini a kol. 2004). A konečně, pouze pět výzkumů se dotýká působení těžkých kovů na charakteristiky populace (Donker a kol. 1993; Farkas a kol. 1996; Jones, Hopkin 1996; Jones, Hopkin 1998; Alikhan 2002b). Většina autorů své závěry opírá o zrealizované laboratorní experimenty (např. Drobne 1995; Witzel 2000; Odendaal, Reinecke 2004; Zidar a kol. 2004; Raessler a kol. 2005) nebo o průzkumy vzorků populací odchycených v těžkými kovy silně zatíženém prostředí (např. Hopkin a kol. 1986; Alikhan 1995; Jones, Hopkin 1996; Blanuša a kol. 2002; Hussein a kol. 2006).

Z uvedeného přehledu je zřejmé, že již víme mnoho o působení těžkých kovů na organismus suchozemských stejnonožců za extrémních podmínek. Ale praktických informací o dopadech těžkých kovů na jejich populace z běžného reálného prostředí je zatím stále málo. Proto si kladu otázku: „Jak se žije suchozemským stejnonožcům v lidmi narušeném ne však zcela zničeném prostředí, které je pod nepřilíš vysokým, zato neustálým tlakem imisí těžkých kovů?“

V této práci se zabývám vlivy těžkých kovů na charakter populací dvou druhů suchozemských stejnonožců, *Porcellio scaber* (Latreille, 1804) a *Porcellium collicola* (Verhoeff, 1907), v prostředí města Olomouce.

K výzkumu půdního edafonu neodmyslitelně patří sběr, resp. odchyt, a uložení živočichů v konzervačním činidle až do chvíle jejich zpracování. Hendrickx a kol. (2003) zkoušeli jaký účinek bude mít depozice tří druhů stejnonožců, *Oniscus asellus*, *Philoscia muscorum* a *P. scaber*, po dobu 14 dní v 10% formalínu na koncentrace těžkých kovů v jejich tělech. U všech tří druhů došlo ke stejnému jevu. Zatímco koncentrace mědi signifikantně klesla, koncentrace kadmia, olova a zinku naopak vzrostly. Proto jsem tuto práci doplnila o pokus se dvěma druhy fixačních kapalin, 10% formalínem a 70% etanolem, a zanalyzovala jejich působení na koncentrace těžkých kovů u druhu *P. scaber*.

1.1 Charakteristika suchozemských stejnonožců

Systematické zařazení (Martin, Davis 2001):

říše: živočichové (*Animalia*)

podříše: mnohobuněční (*Metazoa*)

kmen: členovci (*Arthropoda*)

podkmen: korýši (*Crustacea*)

třída: rakovci (*Malacostraca*)

podtřída: *Eumalacostraca*

řád: stejnonožci (*Isopoda*)

podřád: suchozemští stejnonožci (*Oniscidea*)

Řád stejnonožci za své jméno vděčí sedmi párům relativně stejně utvářených hrudních končetin (pereopody), které těmto živočichům o velikosti 2 – 30 mm umožňují pohyb po zemi (Oliver, Meechan 1993).

Z geologického hlediska se jedná o velmi starou skupinou korýšů. Nejstarší zástupce se vyskytoval již v devonu (prvohory). Vývoj suchozemských stejnonožců z druhů žijících na mořském dně však začal až v terciéru, pravděpodobně v oblasti kolem současného Středozevního moře (Sutton 1972; Frankenberger 1944). Osídlit souš a rozšířit se téměř do celého světa (nežijí pouze v oblastech s trvale zmrzlou půdou, v horách nad 4 000 m a v pouštích bez jakékoli vegetace) se jim podařilo díky mnohým adaptacím. Změny tělesné stavby, jako dorzo-ventrálně zploštělé tělo a silné kráčivé hrudní končetiny, vedly k lepší stabilitě a schopnosti unést vodou nenadnášenou tíhu těla při zachování hbitého pohybu. Filtrace mořské vody pro obživu byla nahrazena kousacím a žvýkacím ústním ústrojím, které umožnilo zpracování větších a tvrdších částí nalezené potravy. Nejdůležitější přizpůsobení se však týkalo obrany proti vysychání. Původní břišní končetiny (pleopody) se přeměnily v nepravé vzdušnice tzv. pseudotracheje, povrch exoskeletonu pokryla tuková vrstva a vnější oplození nahradilo vnitřní s ochranou zárodků v tzv. marsupiu (Oliver, Meechan 1993). Na mnohých místech s vhodnými podmínkami vznikla jejich nová vývojová centra, a tak je do dnešní doby popsáno 3 637 druhů (Schmalzfuss 2003). Střední Evropa, a tedy i Česká republika, je však oblastí na suchozemské stejnonožce poměrně chudou, protože jejich rozvoj zde byl ve čtvrtohorách omezen dobami ledovými. Většina současných druhů se na toto území dostala až po posledním glaciálu (Frankenberger 1944; Flasarová 1997).

V Česku tvoří faunu suchozemských stejnonožců zejména druhy středoevropské a druhy s téměř kosmopolitním rozšířením. Pak následují prvky submediteránní, východoevropské, karpatské, alpské, jižní a jihozápadoevropské (Flasarová 1958). Celkem je u nás registrováno pouze 42 druhů, z toho 5 obývá výhradně skleníky (neozoa) (Flasarová 1997). O tom, že jsou tyto živočichové na své prostředí poměrně nenároční, svědčí fakt, že v Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky (Farkač a kol. 2005) je uvedeno pouze 7 druhů, a to 4 druhy v kategorii zranitelní (vulnerable – VU) a 3 druhy v kategorii téměř ohrožení (near threatened – NT).

Suchozemští stejnonožci nejsou svými integumenty zcela ochráněni proti vysychání, proto aktivují v noci a většina z nich se přes den shlukuje na krytých vlhčích místech na povrchu půdy či těsně pod ním (např. hrabanka, pod kameny, pod kůrou, v hničícím dřevě, ve sklepech apod.). Pro větší pevnost a odolnost je jejich kutikula inkrustována uhličitánem vápenatým (CaCO_3). To je pravděpodobně důvod, proč preferují spíše zásadité prostředí s dostatkem výměnné formy vápníku (Den Boer 1961; Sutton 1972; Oliver, Meechan 1993).

Ekologická role stejnonožců spočívá v urychlování koloběhu látek v přírodě, zlepšování půdní struktury a mikrobiální aktivity. Jejich postavení v potravním řetězci je stále nejasné a je podrobováno dalšímu zkoumání (Szlavec, Maiorana 1998; Kautz a kol. 2002; Zimmer a kol. 2003). Obecně jsou stejnonožci považováni za omnivory s preferencí rostlinné stravy. Dřívější studie stejnonožce považují za konzumenty druhého řádu, kteří požírají odumřelé části rostlin až v určité fázi rozkladu, kdy jsou kolonizovány bakteriemi a houbami (Sutton 1972). Později se vědci domnívali, že stejnonožci mohou být i primární dekompozitoři (včetně karnivorů), kteří si svou potravu vybírají jednak podle obsaženého množství taninu a poměru C/N, ale také podle jejího osídlení mikroorganismy. Byli přesvědčeni, že kolonizace mikroorganismy a požívání vlastního trusu jsou nezbytné pro přežití stejnonožců, protože jedině tak získávají nepřístupné živiny a enzymy nezbytné pro efektivnější asimilaci organicky vázaných minerálů. Koprofagie byla navíc považována za adaptaci pro snazší switch-off mezi různými typy potravy (Oliver, Meechan 1993; Warburg 1993; Wolters, Ekschmitt 1997). V dnešní době jsou stejnonožci považováni za dekompozitory prvního řádu, živící se jak na čerstvém, tak na částečně rozloženém opadu. Protože nejsou schopni rozkládat celulózu (chybí jim enzym celulóza), vybírají si potravu podle její stravitelnosti (Flasarová 1997; Zimmer, Topp 1997). K tomuto určení jim pomáhají právě nárosty hub a bakterií, které v ní snižují poměr C/N, resp. zvyšují obsah

fenolických látek. Větší kolonizace značí chutnější, snadněji stravitelnou a nutričně hodnotnou potravu. Jejím pozřením stejnonožec jako bonus navíc získá živiny z mikroorganismů. Koprofagie přichází na řadu teprve tehdy, když je nabízená potrava nevalné kvality, tj. je chudá na živiny nebo je pro stejnonožce špatně stravitelná. Pomáhá jim tedy přežít krátkodobě nepříznivé podmínky (Szlavec, Maiorana 1998; Kautz a kol. 2002; Zimmer a kol. 2003).

Schopnost asimilace živin se u stejnonožců pohybuje v rozmezí 10 – 70 % v nepřímé závislosti na hojnosti a v přímé závislosti na kvalitě potravy (Soma, Saitô 1983; Szlavec, Maiorana 1998). Pokud jí mají dostatek, jsou schopni denně zpracovat i množství odpovídající 3% jejich váhy (Sutton 1972; Oliver, Meechan 1993).

Suchozemští stejnonožci nemají mnoho nepřátel. To je dáno pravděpodobně tím, že ve své slinivkojaterní žláze obsahují poměrně velké množství mědi a zinku, i když nežijí v kontaminovaném prostředí. Aby toto kvantum predátorům neublížilo, musel se u nich vyvinout obranný mechanismus (Hopkin a kol. 1986). Nejčastěji se stávají potravou pavouků (např. šestiočky rodu *Dysdera* jsou jediným známým živočichem živícím se výhradně stejnonožci), sekáčů, stonožek, drabčků, střevlíků, ropuch a rejsků. Hlavní příčinou úmrtí však zůstávají klimatické faktory, a to jak vysoké teploty a přílišné sucho, tak naopak jejich náhlý pokles (Nair 1976; Warburg 1993; Wolters, Ekschmitt 1997).

Za jeden z nejvýraznějších znaků suchozemských stejnonožců je považováno jejich shlukování se na vhodných stanovištích. Jejich stabilní počet však závisí na charakteru celého ekosystému a může se pohybovat od 50 ind./m² (a méně v agrocenózách) do 5 000 ind./m² (a více na travnatých stanovištích). Obecně lze říci, že hustota klesá ve směru travnatá stanoviště → listnaté lesy → smíšené lesy → lužní lesy → agrocenózy. Tento trend je dáván do spojitosti se stabilitou vegetace na povrchu půdy, která má vliv na rozhodující faktory prostředí, jako je vlhkost, teplota a množství úkrytů. Dostupnost potravy není považována za hlavní regulační mechanismus (Al-Dabbagh, Block 1981; Tajovský 1989; Warburg 1993; Wolters, Ekschmitt 1997).

Struktura populace je také ovlivňována řadou faktorů. Vyrovnaný poměr pohlaví je do staršího věku udržován jen výjimečně. U většiny druhů se během života posouvá ve prospěch samic (Warburg 1993; 1994; Nair 1998).

Charakteristickým rysem stejnonožců bývá převažující počet juvenilů v populaci. Jejich proporce se však liší rok od roku v závislosti na počtu samic vstupujících do reprodukce. Různé stáří při první reprodukci je vysvětlováno bimodalitou populace,

tedy nejednotným růstem a vývojem sourozenců a jednotlivců z kohorty v závislosti na mikrohabitatu, klimatických faktorech, dostupné potravě a intra- i interspecifické kompetici. Bimodalita je znakem stabilní vyspělé populace (Nair 1976; 1998; Al-Dabbagh, Block 1981; Warburg 1993; 1994; Wolters, Ekschmitt 1997).

Zaznamená-li (pravděpodobně čichem) dospělý samec přítomnost rozmnožování schopné samice, vyšplhá jí na záda a dojde ke kopulaci. Samci i samice mají párové pohlavní orgány, proto mezi nimi vždy dochází ke dvěma spojením. Samice některých druhů jsou schopny uchovávat spermie od několika samců a vajíčka oplodňují jejich směsí. Multipaternalita tak není u stejnonožců výjimkou. Po oplození se samicím při svlékání mezi hrudními nohama vytvoří zcela uzavřený blanitý vak, tzv. marsupium, který je přichycený ke dvěma až pěti hrudním článkům a je vyplněný speciální, na kyslík a živiny bohatou, kapalinou. Do tohoto vaku samice z obou vaječníků přesunou oplozená vajíčka, krytá dvěma membránami. Ta se postupně vyvinou v embrya, krytá jen jednou membránou a následně v tzv. manka, která již zcela volně plavou v marsupiální kapalině. Vstřebání živného roztoku zapříčiní porod potomků. Manka jsou juvenilním stádiem stejnonožců a na rozdíl od svých rodičů jsou zcela bílá a mají jen 6 párů hrudních článků a nohou. Sedmý článek jim doroste při prvním a poslední pár nohou při druhém svlékání (Sutton 1972; Warburg 1993; Nair 1998).

Vypozorovat nějaké obecné znaky v reprodukční strategii suchozemských stejnonožců je velice obtížné, protože se liší nejen druh od druhu, ale také v závislosti na geografickém rozšíření, sezonalitě prostředí a velikosti, resp. váze samic. Ve střední Evropě je jejich rozmnožování vázáno na střídání ročních období, tedy na intenzitu a délku světla během dne. Dle počátku reprodukce v různých ročních obdobích je možné stejnonožce rozdělit do dvou skupin, na jarní a podzimní. Např. *P. scaber* se běžně rozmnožuje od března do srpna (Warburg 1994). Dvě výrazné strategie byly vypozorovány u suchozemských stejnonožců, iteroparie a semelparie. Přitom jejich výskyt u jednotlivých druhů zůstává záhadou, protože zatím u nich nebyla prokázána žádná souvislost s fylogenezí druhu, geografickým rozšířením ani environmentálními faktory (Warburg 1994). Většina stejnonožců čeledi *Porcellionidae* je iteroparních a mívá 2 – 6 generací ročně, např. *P. scaber* ve Velké Británii přivádí potomstvo na svět 2× do roka, zatímco v Německu až 3×. Naopak se zdá, že např. v čeledi *Armadillidiidae* je poměr semelparních a iteroparních druhů vyrovnán (Warburg 1993). Počet reprodukčních cyklů ovlivňuje teplota, kdy vyšší suma teplot urychluje vývoj zárodků a tím zvyšuje pravděpodobnost další reprodukce ještě tentýž rok. Bylo dokonce zjištěno,

že vývoj vajíček je akcelerován i v přítomnosti většího počtu samců (Warburg 1994; Souty-Grosset a kol. 1998). Množství produkovaných vajíček jednou samicí při jednom rozmnožování se také různí dle druhu a je navíc pozitivně korelováno s velikostí, resp. váhou samice. U čeledi *Porcellionidae* se počet vajíček pohybuje v rozpětí od 12 do 47. Konkrétně druh *P. scaber* mívá většinou mezi 12 a 36 vajíčky, ze kterých se v průměru líhne 13 – 28 jedinců (Brody a kol. 1983; Oliver, Meechan 1993; Warburg 1993; 1994).

1.1.1 *Porcellio scaber* (Latreille, 1804)

Systematické zařazení v rámci podřádu (Martin, Davis 2001):

nadčeleď: *Armadilloidea*

čeleď: *Porcellionidae*

Druh *P. scaber* je české veřejnosti znám pod názvem stínka obecná. Dosahuje délky max. 17 mm. Bývá různě zbarvený, nejčastěji však břidlicově šedě s různobarevnými skvrnkami a množstvím různě velkých trojúhelníkovitých hrbolků (Frankenberger 1959; Sutton 1972; Oliver, Meechan 1993).

Ze svého centra vzniku v západní Evropě byl lidmi zavlečen do celého světa a stal se tak kosmopolitní nejběžnější stínkou vůbec (Frankenberger 1944; 1959). Běžně se vyskytuje na těchto biotopech: svahy a vrcholy kopců, hradní zříceniny a zbořeniště, listnaté a smíšené lesy a jejich okraje, křovinatá stanoviště, louky, neobhospodařované sady, remízy, mokřiny a pobřežní stanoviště, hřbitovy, parky, zahrady a okolí domů, obývané domy, skleníky (Flasarová 1990; Donátová 1998). Jedná se o poměrně otužilý druh, je možné jej najít i v zimě při oblevě či v severní Skandinávii a na Islandu (Frankenberger 1944; 1959; Flasarová 1958).

Zajímavá je jeho behaviorální adaptace na měnící se vlhkostní podmínky prostředí, která má podobu vertikální migrace. Den Boer (1961) zjistil, že podle aktuální vlhkosti vzduchu *P. scaber* aktivně hledá své skrýše tak, aby si udržoval optimální množství vody v těle. To je důvod, proč je možné jej často najít pod kůrou stromů nebo v prasklinách zdí i poměrně vysoko.

1.1.2 *Porcellium collicola* (Verhoeff, 1907)

Systematické zařazení v rámci podřádu (Martin, Davis 2001):

nadčeleď: *Armadilloidea*

čeleď: *Trachelipodidae*

P. collicola je také poměrně běžným druhem vyskytujícím se na celém území České republiky. Dospělci jsou oproti předchozímu druhu výrazně menší a světlejší s hladkou kutikulou (Frankenberger 1959).

Postupně se k nám rozšířil z jihovýchodní Evropy. Jeho postup naším územím dokazují tato data: v roce 1938 sbírán na jižní Moravě (Frankenberger 1942), 1939 nalezen u Prahy (Frankenberger 1940; 1944), 1985 poprvé hlášen z Německa (Flasarová 1993), 1996 chycen v Mostecké pánvi (Flasarová 1996).

Přestože dává přednost méně mokřým lokalitám v listnatých lesích a křovinách, na holých stráních a v lomech obvykle pod tlejícím listím a kameny (Frankenberger 1942; 1944; 1959; Flasarová 1958), je možné jej najít i na březích vod, v blízkosti lesních studánek či v bažinách (Flasarová 1990; Donátová 1998). Často se vyskytuje společně s *P. scaber* (Donátová 1998).

1.2 Těžké kovy

Těžké kovy jsou definovány jako kovy, jejichž atomová hmotnost je větší než 100 g/cm^3 nebo specifická hmotnost větší než 5 g/cm^3 . Této definici odpovídá 38 kovů, z nichž některé patří mezi biotické prvky (např. B, Co, Cu, Fe, Ni, Mn, Mo, Zn), jiné zase mezi tzv. rizikové prvky (např. Cd, Cr, Pb). Biotické prvky jsou ve stopových množstvích pro rostliny nebo pro živočichy esenciální, ve větším objemu však působí fyto- či zootoxicky. U rizikových prvků, mezi něž patří i arsen a selen, byla prokázána akutní nebo chronická toxicita. Mohou mít karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky. Za hlavní vstupní bránu těžkých kovů do tkání všech organismů je považována půda (Cibulka 1991; Beneš 1993).

Původ a množství těžkých kovů v půdě a ostatních složkách přírody je buď přirozený, podmíněný složením hornin a minerálů (tzv. rud, např. galenit PbS , sfalerit ZnS , chalkopyrit CuFeS_2) nebo antropogenní, tj. jako důsledek lidské činnosti. Poznání a oddělení těchto zdrojů je zatím značně komplikované, nicméně pro posouzení eventuální kontaminace půd nezbytné (tab. 1) (Cibulka 1991; Beneš 1993).

Hlavní antropogenní zdroje těžkých kovů v prostředí jsou (Janoušek, Čížek 1993):

- těžba a zpracování rud
- zemědělská činnost (průmyslová i organická hnojiva, pesticidy, aj.)
- spalování fosilních paliv
- odpadní vody a kaly
- výroba, užívání a odpady kovových předmětů, konstrukcí apod.

- výroba, užívání a odpady elektroniky
- chemický průmysl a jeho výrobky
- skládky a spalovny odpadů
- sportovní lov a rybolov
- válečné operace a vojenská cvičení

Konečným úložištěm těžkých kovů jsou sedimenty, kde poutané na koloidy mohou přetrvávat stovky i tisíce let (hlavně Pb a Cu). Koloběh jednotlivých prvků v prostředí však snižuje i půda. Nejvíce je v půdě zadržováno kadmium a arsen, jejichž výstup z půd tvoří maximálně 33 % celkových vstupů. U olova a rtuti dosahují tyto výstupy až 50 % a nikl se zinkem jsou zadržovány pouze z 19 % (Beneš 1994).

Tab. 1: Průměrný běžný, zvýšený a maximální povolený obsah některých těžkých kovů v lehkých a ostatních půdách ČR [mg/kg] (upraveno dle Beneš 1993; Česko, MŽP 1994)

Kov/Půdy	Běžný obsah		Zvýšený obsah		Max. celkový obsah ¹		Max. obsah ve výluhu ²	
	lehké	ostatní	lehké	ostatní	lehké	ostatní	lehké	ostatní
Cd	0,1	0,2	0,4	0,5	0,4	1,0	0,4	1,0
Cr	35,0	75,0	80,0	124,0	100,0	200,0	40,0	40,0
Cu	21,0	30,0	55,0	65,0	60,0	100,0	30,0	50,0
Ni	15,0	23,0	40,0	53,0	60,0	80,0	15,0	25,0
Pb	13,0	31,5	55,0	90,0	100,0	140,0	50,0	70,0
Zn	50,0	87,5	120,0	140,0	130,0	200,0	50,0	100,0

¹ rozklad lučavkou královskou

² výluh roztokem 2 M HNO₃ při poměru půdy k vyluhovacímu 1:10

Pozn. Při dosažení a překročení mezních obsahů těžkých kovů vzniká velké riziko transferu do potravního řetězce, případně ohrožení dalších složek životního prostředí (Gotvaldová 1993).

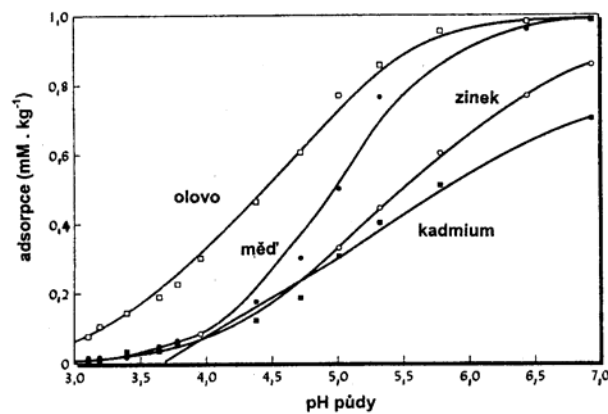
V půdách se kationty těžkých kovů většinou koncentrují v povrchových vrstvách bohatých na humusové látky, kde se vážou na skupiny -COOH huminových kyselin a fulvokyselin. Často se také sorbují na jílových minerálech nebo se sráží na nerozpustné sloučeniny. Vyskytují se zde tedy v různých formách neboli speciích, mezi nimiž dochází k neustálému ustavování rovnováhy. Tyto formy jsou tříděny na (Cibulka 1991; Šimek 2004):

- vodorozpustné (tj. v půdním roztoku)
- výměnné
- organicky vázané
- vázané na oxidy železa a manganu
- vázané na definované sloučeniny (např. uhličitany, fosforečnany, sulfidy)
- vázané ve struktuře silikátů (tzv. zbytková frakce)

Forma, v jaké se těžké kovy v půdě nachází, do značné míry ovlivňuje jejich pohyblivost, přijatelnost pro rostliny či živočichy, a tedy i nebezpečí vstupu do potravního řetězce. Za nejsnáze mobilní nebo potenciálně mobilizovatelné a přijatelné jsou považovány vodorozpustné, výměnné a organicky vázané formy (Beneš 1994).

Vzhledem k výskytu různých forem těžkých kovů v půdě se v dosavadní praxi ustálilo sledování dvou typů obsahů (Beneš 1993):

- celkový obsah (představuje veškerý obsah kovu v půdě, který má určitý vliv na rozpustnost a množství přijatelných forem organismy; jeho znalost je významná při zjišťování biogeochemické akumulace kovu v půdě a funguje i jako jakýsi ukazatel toxicity) a
- přijatelný obsah (značí množství iontů kovu vyměnitelného s kationty jiných prvků, které je možné organismy ihned přijmout).



Obr. 1: Vliv pH půdy na adsorpci těžkých kovů v půdě (dle Brady, Weil 1999 cit. in Šimek 2004)

Obsah a mobilitu těžkých kovů v půdě a také jejich přístupnost pro organismy ovlivňuje řada faktorů. Jsou to jednak faktory statické, tj. člověkem neovlivnitelné, jako je matečná hornina, klimatické podmínky, roční období, geomorfologie terénu apod., jednak faktory dynamické, jako je kvalita humusu, půdní reakce (obr. 1), zrnitost, propustnost, sorpční kapacita, mikrobiální aktivita, redoxpotenciál, celkový chemismus apod. (Cibulka 1991; Beneš 1994).

Přístupnost kovů pro organismy je také ovlivněna vzájemnými interakcemi mezi kovy. Vyšší koncentrace tzv. konkurenčních iontů vedou ke snížení adsorpce ostatních kovů s podobnými vlastnostmi na aktivních centrech, čímž zvyšují jejich mobilitu a přístupnost pro organismy. Jedná se o jev tzv. kompetitivní inhibice. Více olova v roztoku výrazně zvyšuje přijatelnost kadmia, boru, železa a zinku organismy, naopak

snižuje příjem molybdenu a je neutrální k mědi či manganu. Tato interakce funguje i naopak, např. vyšší obsah železa snižuje přijatelnost olova. Podobný vztah je možné vypočítat i u Cd – Zn, Cd – Fe, Cd – Cu (Cibulka 1991).

Forma, ve které se těžký kov do organismu dostane, určuje míru jeho negativního působení. V podobě čistých prvků těžké kovy organismem projdou a jejich toxicita se neprojeví. Pokud jsou však jako kationty nebo ve vazbě na krátkých řetězcích uhlíkatých látek rozpuštěné v tělních tekutinách, přechází přes biologické membrány do tkání a buněk, kde jsou bioakumulovány. Z biochemického hlediska jejich toxicita spočívá ve vysoké afinitě k síře, kterou ve skupině -SH obsahuje mnoho enzymů. Disociace v ionty jim pak umožňuje se sulfohdrylovými skupinami reagovat a nahrazovat zde jiné kovy, jejichž přítomnost je pro normální funkci proteinů nezbytná. Obecně lze říci, že pro rostliny a mikroorganismy jsou nejtoxičtější Hg, Cu, Ni, Pb, Co a Cd (Cibulka 1991; Beneš 1993; Šimek 2004; Valla 2007).

1.2.1 Chování zájmových těžkých kovů v půdě

Chrómový (Cr)

Na kontaminaci půd chrómem se podílejí aplikace čistírenských kalů, průmyslových kompostů, vysokopevných a ocelářských strusek, odpadních kalů a vod z koželužského průmyslu, ale také imise ze spalování uhlí v energetice. Chrómový se též využívá v ocelářství, ke galvanickému pokovování, k barvení tkanin, ke konzervaci dřeva či jako inhibitor koroze v chladících věžích elektráren (MŽP, CENIA 2009).

Mobilita chrómu v půdě závisí na pH, rozložitelnosti půdní organické hmoty, obsahu jílových částic a redoxpotenciálu půdy. Většina půdního chrómu je v málo pohyblivé formě jako Cr^{3+} zabudována ve strukturách oxidů Fe a Al. V oxidačních podmínkách se oxiduje na Cr^{6+} , který je v půdách kyselých i alkalických značně mobilní. Při stejném redoxpotenciálu půdy alkalická reakce podporuje tvorbu podstatně toxičtějšího a mutagenního Cr^{6+} , kyselá reakce naopak Cr^{3+} (Beneš 1994).

Kadmium (Cd)

Přirozený obsah kadmia v půdě se znatelně mění podle matečné horniny, intenzity zvětrávání a následného transportu zvětralin (Cibulka 1991). Hlavními zdroji kontaminace půd kadmíem jsou odpady, imise ze spalování fosilních paliv, energetiky a chemického průmyslu, fosforečná hnojiva, aplikace kalů z čistíren odpadních vod a některých průmyslových kompostů jako organických hnojiv (Beneš 1994).

Pohyb kadmia je celkově v půdním profilu velmi malý (Cibulka 1991). V alkalických půdách jeho rozpustnost klesá a tím ještě více klesá jeho mobilita. S oxidy železa a manganu, jílovými minerály, huminy s vysokou relativní molekulovou hmotností a huminovými kyselinami tvoří málo pohyblivé sloučeniny. Vyšší mobilita kadmia je naopak způsobena $\text{pH} < 5$, vysokou koncentrací Cl^- a fulvokyselinami, se kterými tvoří rozpustné cheláty (Beneš 1994). Zatíženější půdy obsahují spíše výměnné formy, zatímco v nekontaminovaných půdách je kadmium vázáno na oxidy Fe a Mn (Cibulka 1991).

Rostlinami je kadmium přijímáno jak imisním spadem z ovzduší, tak z půdního roztoku kořeny, který je v lineární závislosti na koncentraci volného iontu Cd^{2+} v živném prostředí. Poměr mezi těmito dvěma druhy příjmu, stejně jako citlivost rostlin na toxicitu kadmia se liší druh od druhu. Do organismů se kadmium dostává hlavně alimentární a inhalační cestou. Stejně jako u rostlin se jeho akumulace u jednotlivých živočišných druhů různí v rozsahu od 0,3 do 25 % (Cibulka 1991).

Měď (Cu)

Přírodním zdrojem mědi je zvětrávání hornin, sopečné výbuchy, lesní požáry a rozklad biomasy. Mezi antropogenní činnost zvyšující množství mědi v životním prostředí se řadí zejména těžba a zpracování měděných rud (např. k výrobě elektrických vodičů, trubek, antikoročních plechů, aj.), spalování fosilních paliv a odpadů, vypouštění odpadních vod z povrchové úpravy kovů (galvanizovny), popř. aplikace některých algicidních preparátů (MŽP, CENIA 2009).

Malé množství mědi se vyskytuje v půdním roztoku ve formě iontů Cu^{2+} . Výměnná forma se specificky sorbuje na organickou hmotu, na povrch anorganických částic a sloučenin. Dále měď reaguje s volnými oxidy železa a manganu a konečně, její reziduální forma je vázaná v mřížkách minerálů. Na přístupnost mědi pro organismy má největší vliv pH a přítomnost organické hmoty (Beneš 1994).

Měď je v půdě silně sorbována. Rostliny ji přijímají jen v malém množství ve formě Cu^{2+} , proto je v nich její nadměrné hromadění jen výjimečné. Obsah mědi v sušině rostlin se pohybuje v rozmezí 1 – 20 ppm a je většinou pevně vázán v kořenech rostlin, odkud se do nadzemních částí dostává jen minimálně (Beneš 1994).

Nikl (Ni)

Jedná se o pátý nejhojnější prvek zemského jádra, ale v zemské kůře je jeho zastoupení nižší. Hlavními přírodními zdroji jsou půdní prach a vulkanická činnost. Za významné

antropogenní zdroje, které v globálu tvoří asi tři čtvrtiny celkových emisí, lze řadit spalování těžkých topných olejů, těžbu niklových rud a rafinaci niklu, spalování odpadu a výrobu železa a oceli. Emise niklu jsou asi ze 70 % transportovány na delší vzdálenosti, zatímco zbylých 30 % rychle sedimentuje v blízkosti zdroje (ČHMÚ – ÚOČO 2006).

Pohyblivost niklu v půdě, ať už v pevném či kapalném skupenství (v podobě $\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$), je výrazně negativně ovlivněna vyšším pH, a také tvorbou anorganických komplexů či sloučenin s huminovými kyselinami, fulvokyselinami a oxidy železa i hliníku (Mellis a kol. 2004).

Olovo (Pb)

Přirozeně se v životním prostředí olovo vyskytuje jako konečný produkt radioaktivního rozpadu uranu a thoria. Zvětráváním se dostává do půdy a sorbuje se na jílové minerály a oxidy Fe a Mn. Antropogenní činnost však jeho množství v prostředí značně zvyšuje, a to emisemi z dopravy, energetiky i kovohutí, odpady z olovnatých hutí a drtíren rud, ale také aplikací agrochemikálií, čistírenských kalů a průmyslových kompostů. Před ukončením prodeje olovnatého benzínu v roce 2001 (Česko, MDS 1999) byla naměřena koncentrace olova v povrchové vrstvě až 350 mg/kg ve vzdálenosti do 30 m od komunikací se silným automobilovým provozem. Ve vzdálenosti 100 m a více však již nebylo možno kontaminaci prokázat (Wood 1995).

V půdách patří olovo mezi nejméně pohyblivé prvky vůbec. Mobilizace či vyluhování půdním roztokem nebo kyselým deštěm se u tohoto prvku příliš neuplatňuje (Cibulka 1991). Jeho soli, nejčastěji PbCO_3 a PbSO_4 , jsou velmi málo rozpustné. Navíc se snadno adsorbuje na jílovou koloidní frakci a humus, takže dochází k jeho akumulaci na povrchu půdy. Jeho mobilitu navíc snižuje vyšší pH. Naopak fulvokyseliny mohou olovo chelatizovat a tak zvyšovat jeho pohyblivost a přístupnost pro rostliny (Beneš 1994).

Toxický vliv olova na půdní a mikrobiální aktivitu je výrazně vyšší v jílovitých než v písčítých půdách. Mnohé bakterie jej biotransformují na organickou formu, tzv. tetraetylolovo, která je těžkým nervovým jedem, rychle pronikajícím tukovými tkáněmi a poškozujícím především centrální nervový systém a reprodukční orgány. Toxicitu olova umocňují jeho společné fyzikálně-chemické vlastnosti s vápníkem, které mu umožňují vstupovat do podobných interakcí s různými biologickými systémy, např. enzymy či transportními systémy (Cibulka 1991; Beneš 1994).

U rostlin se předpokládá zejména pasivní adsorpce imisního spadu. Olovo je pak následně ukládáno v kořenech (až z 90 %) (Cibulka 1991).

Zinek (Zn)

Vysoké koncentrace zinku v půdě se v přirozených podmínkách příliš často nevyskytují. Jeho obsah je výrazně zvýšen v městských aglomeracích, v blízkosti důlních hald a úpraven rud, při používání čistírenských kalů a městských odpadů jako hnojiva. Zinek je po železe, mědi a hliníku čtvrtým průmyslově nejvíce vyráběným kovem, využívá se jako antikorozi ochranný materiál především železa a jeho slitin. S mědí tvoří mosaz, ale použití nachází i při výrobě galvanických článků, barviv, impregnačních prostředků k ochraně dřeva, ve farmacii k výrobě deodorantů či léčiv (MŽP, CENIA 2009).

Za nejběžnější a nejpohyblivější formu zinku je považován kationt Zn^{2+} , který se v zásaditém prostředí sorbuje hlavně na jílnaté částice, na druhotné oxidy Fe, Mn, Al a na organickou hmotu. Vysoký obsah Ca, obzvláště v půdách s pH přes 6, může způsobit tvorbu nerozpustných málo přijatelných sloučenin zinku. Inhibici příjmu rostlinami také způsobuje přítomnost Cu^{2+} , Mg^{2+} a někdy i fosforu. V kyselém prostředí bývá adsorbce Zn^{2+} snížena konkurujícími kationty, zejména Fe^{3+} , což vede ke snadné mobilizaci a vymývání (Beneš 1994).

Obsah zinku v rostlinách bývá 25 – 100 ppm a akumuluje se převážně v kořenech. Ve vyšších koncentracích je fyto toxický (Beneš 1994).

1.3 Bezobratlí a těžké kovy

Do živých organismů se těžké kovy z životního prostředí dostávají třemi cestami:

- povrchem těla (transkutánně)
- potravou (alimentární cestou)
- vdechovaným vzduchem (inhalační cestou)

Za zásadní jsou pak považovány první dva způsoby, které u jednotlivých živočichů nabývají různého významu. Organismy bez pevné pokožky přijímají významné dávky těžkých kovů jak přes povrch těla tak potravou (např. žížaly, roupice, plži, ale také chvostokoci). Zatímco živočichové s pevným exoskeletem (korýši, brouci, apod.) přijímají polutanty zejména v potravě (Gräff a kol. 1997; Heikens a kol. 2001; Nahmani, Lavelle 2002). Tyto rozdílné vstupy polutantů do těl organismů vedly k odlišným adaptacím k jejich toxickým účinkům. První skupina živočichů je buď schopna těžké kovy z těla efektivně vylučovat a udržovat si tak stálou homeostázu, nebo

je k nim extrémně tolerantní. U živočichů z druhé kategorie, kam patří i suchozemští stejnonožci, se vyvinul účinný způsob rozpoznání těžkých kovů již v potravě. Uvědomělou konzumací pak dokáží regulovat jejich množství v těle (Gräff a kol. 1997). Tyto bezpečnostní mechanismy však nefungují neomezeně. S délkou a intenzitou expozice se jejich funkčnost snižuje (Knigge, Köhler 2000).

Míra akumulace jednotlivých těžkých kovů se liší nejen mezi rody, ale i druhy. Obecně platí, že nejvíce se s těžkými kovy musí vypořádávat saprofágové, kteří je také nejvíce hromadí, potom fytofágové a nejméně pak predátoři. K biomagnifikaci podél trofického řetězce tedy pravděpodobně nedochází (Gräff a kol. 1997; Heikens a kol. 2001; Migliorini a kol. 2004).

Je důležité mít na vědomí, že kontaminace prostředí těžkými kovy je komplexní záležitost. Jsou ovlivněni živočichové, stejně tak vegetace. Jejich vzájemná provázanost formuje na lokalitě společenstvo. Mírné až střední znečištění může dokonce vést ke zvýšení biodiverzity. Pomalejší dekompozice má za následek hromadění organické hmoty, což podporuje živočichy na ni vázané (Grelle a kol. 2000).

1.3.1 Stejnonožci a těžké kovy

Mnohé druhy stejnonožců se vyskytují v silně kontaminovaných půdách v blízkosti těžby či průmyslového zpracování rud (Jones, Hopkin 1996; Grelle a kol. 2000; Haimi, Mätäsniemi 2002; Migliorini a kol. 2004). V posledních letech se tak staly poměrně hojně zkoumanou skupinou živočichů s ohledem na jejich schopnost akumulovat ve svých tělech velké množství těžkých kovů. Vědcům tak svítla naděje, že by se některé druhy (např. *P. scaber*, *Oniscus asellus* či *Porcellio laevis*) mohly stát modelovými pro výzkum kontaminace životního prostředí toxickými látkami (Hopkin a kol. 1986; Hopkin, Hames 1994; Drobne 1997; Hornung a kol. 1998; Odendaal, Reinecke 1999a; Paoletti, Hassall 1999; Hassall a kol. 2005; Vijver 2005).

Stejnonožci dokáží naakumulovat každý kov do určité pro ně únosné míry, tzv. bod saturace. Tuto úroveň si pak udržují po poměrně dlouhou dobu i při vyšší koncentraci polutantu v prostředí (Donker, Bogert 1991; Calhõa a kol. 2006). Je však evidentní, že si tito korýši na pozvolnou zátěž dokáží zvyknout. Tato aklimatizace se mj. projevuje i schopností vydržet a v těle nahromadit větší množství kovu (Coenen-Stass 1998; Weißenburg, Zimmer 2003).

Stálá hladina kovu v organismu je suchozemskými stejnonožci udržována zejména aktivním odmítáním kontaminované potravy (Odendaal, Reinecke 1999a; Zidar a kol.

2004; 2005). Jak dokáží množství kovu v potravě rozeznat zatím zůstává záhadou (uvažuje se o změně chuti potravy či přes speciální chemoreceptory). Přesto je zjevné, že vždy raději dají přednost méně znečištěné stravě. S touto adaptací souvisí i míra asimilace kovu, která je vyjádřena tzv. biokoncentračním faktorem (BCF). Ten udává poměr mezi množstvím kovu v těle vůči množství kovu v prostředí. S vyšší zátěží se BCF daného kovu snižuje (Alikhan 1995; Calhôa a kol. 2006). Nižší příjem potravy má za následek menší růst a vede až ke snížení hmotnosti či vyšší mortalitě. Tento jev však může také souviset s vyšším výdajem energie na detoxifikaci organismu (Alikhan 1995; Odendaal, Reinecke 1999a; 2004; Weißenburg, Zimmer 2003; Zidar a kol. 2004; 2005; Calhôa a kol. 2006).

S toxickými látkami uvnitř těla se stejnonožci vypořádávají díky několika adaptacím (Alikhan 2002a). Jednak se v buňkách vylučuje stresový hormon hsp70, aby je chránil proti toxickým účinkům (Knigge, Köhler 2000; Schill, Köhler 2004) a jednak jsou přijaté těžké kovy z větší části ukládány v inertní formě do speciálních buněk slinivkojaterní žlázy nebo-li hepatopankreatu (Alikhan 1972; Hopkin, Martin 1982b; 1985; Odendaal, Reinecke 1999b). Větší B-buňky, které vyčnívají do dutiny hepatopankreatu a mohou být během 24 hodin stráveny (Hames, Hopkin 1991), obsahují jednak rezervní zásoby tuků a glykogenu (Alikhan 1972; Hopkin, Martin 1982b; Storch 1982), sekreční centra různých trávicích enzymů (Storch 1982), ale také inkluze plné molekul železa a jiných kovů (Hopkin, Martin 1982b). Struktura menších S-buněk je tvořena tuhými kulovitými zrnky mědi, síry, fosforu, vápníku, popř. železa. V těchto měchýřcích se ukládají toxické kovy jako kadmium, nikl, olovo, rtuť nebo zinek (Hopkin, Martin 1982b; Prosi, Dallinger 1988; Köhler a kol. 1996; Tarnawska a kol. 2007a). S-buňky zůstávají v těle živočicha nezměněny až do jeho smrti (Witzel 1998). Oba typy buněk jsou olemovány tuhým materiálem, ve kterém je možné detekovat zásoby zinku a olova (Hopkin, Martin 1982b). Značné množství některých kovů (Cr, Ni) bývá ukládáno do vnější kostry čili exoskeletonu, odkud může být při pravidelném svlékání vyloučeno z těla ven (Raessler a kol. 2005).

Některé těžké kovy živočichové ve větší míře hromadí i na nekontaminovaných lokalitách. Týká se to dvou esenciálních kovů, mědi a zinku (Migliorini a kol. 2004). Měď je hlavní stavební jednotkou hemocyaninu, tj. dýchacího proteinu tělní tekutiny bezobratlých (Alikhan 2002a), zinek je zase nezbytnou součástí mnoha enzymů, např. karbondihydrogenázy (Gräff a kol. 1997). Aby živočichové měli dostatek esenciálních kovů stále k dispozici, jsou v nezatiženém prostředí schopni jejich zvýšené asimilace.

Nadbytečné množství ukládají do hepatopankreatu, odkud si je v případě potřeby mohou odebírat (Hopkin, Martin 1982b; Witzel 2000).

Zdá se, že ve stresovém prostředí dochází u stejnonožců k evolučním změnám v reprodukčním cyklu tak, aby vychovali co nejvíce potomků. Jedinci jsou schopni rozmnožování i při velmi vysokém obsahu těžkých kovů v těle (Jones, Hopkin 1996). Toxicita kovů způsobuje vyšší mortalitu, proto samice vstupují do reprodukce dříve a navíc vydávají energii na detoxikaci organismu, jsou proto menší a mají nižší hmotnost a tudíž jsou i méně plodné. Do reprodukce však alokují stejné množství zdrojů jako v čistém prostředí. Přesto jsou však samice schopny vychovat více životaschopných potomků (Donker a kol. 1993; Farkas a kol. 1996; Alikhan 2002b).

Účinek těžkých kovů na organismy může být změněn jejich interakcemi. Např. kombinace Cd a Zn má antagonistický efekt. Tyto dva kovy si konkurují o prostory v S-buňkách, proto je v tomto případě kadmium z těla snadno vyloučeno a navíc k tomu není spotřebovávána energie (Witzel 2000; Odendaal, Reinecke 2004). Podobný vztah je i mezi Cd a Cu. Nikl zase vyřazuje zinek z transkripce regulačních proteinů (Tarnawska a kol. 2007b).

1.4 Základní charakteristika města Olomouce

Krajské město Olomouc o rozloze 10 337 ha se rozkládá na rovinatém povrchu střední části Hornomoravského úvalu v nivě řeky Moravy a jejích přítoků řeky Bystřice a Mlýnského potoka. Jeho střed leží v nadmořské výšce 219 m n. m. na zeměpisných souřadnicích 49°45' severní šířky a 17°15' východní délky (SmO 2008).

Podnebí města charakterizuje klimatický region T3, který je teplý, s průměrnými ročními teplotami (7)8 – 9 °C, a mírně vlhký, s průměrným ročním úhrnem srážek 550 – 650(700) mm (Česko, MZe 1998; ČUZK 2008).

Geologické podloží tvoří usazeniny karbonského stáří (břidlice, droby, křemence, vápence), na kterých leckde spočívají terciérní usazeniny (jíly, písky, šterky). Místy se objevuje mocnější kvartérní pokryv tvořený sprašemi, sprašovými hlínami, říčními a nivními usazeninami (GeoWeb 1999; © Arcdata, ČSÚ, ČGS, CENIA 2003).

Půdní pokryv je s ohledem na protékající řeky tvořen zejména fluvizeměmi (modálními, kambickými, glejovými), luvickými černozeměmi, příp. pelozeměmi, regozeměmi či kambizeměmi. Jedná se většinou o půdy středně těžké až těžké, bezskeletovité (celkový obsah skeletu 10 – 25 %) a hluboké (více jak 60 cm) (Česko,

MZe 1998; ČUZK 2008a; 2008b). Dle Gotvaldové (1993) se u všech těchto typů půd projevuje sklon k acidifikaci, dále jsou charakterizovány nízkou retencí rizikových látek, sníženými pozadovými hodnotami (u pískovců a žul), středními hodnotami u ostatních typů a zvýšenými transferovými faktory. U těchto půd jsou proto doporučovány přísné limity (tab. 1).

Město Olomouc je již od 19. století spjata s rozvojem průmyslu, a to zejména strojírenského (př. Moravské železářny a. s., Obráběcí stroje Olomouc s. r. o., ISH a. s., ISH Čerpadla a.s.) a potravinářského (př. Hanácký masokombinát a.s., Nestlé Česko s. r. o. – závod Zora, Olma a. s., Solné mlýny Olomouc a. s.). Je zde možné najít i průmysl farmaceutický, chemický, elektrotechnický, zpracovatelský umělých hmot, stavební a polygrafický (© MmO 2003). Podle databáze Českého statistického úřadu (2007) bylo k 31. 12. 2007 v Olomouci registrováno 2 557 průmyslových subjektů.

Přestože těžké kovy nejsou v dopravě dominantním typem polutantů, je třeba ji akceptovat jako jejich významný zdroj (Janoušek, Čížek 1993). Přes zákaz prodeje olovnatého benzínu v roce 2001 (Česko, MDS 1999) zůstává olovo díky své vysoké akumulaci schopnosti výrazným kontaminantem půdy podél komunikací (Wood 1995). V emisích ze spalovacích motorů (nečistoty v benzínu, těžké kovy z olejů a lubrikantů, mikroskopické oděry z motorů) a v prachových úletech z provozovaných vozidel (např. litinové brzdové systémy) se však nachází i další těžké kovy (tab. 2) (Janoušek, Čížek 1993).

Tab. 2: Obsah těžkých kovů ve smetcích z městské komunikace v Plzni (dle Janoušek, Čížek 1993)

Prvek	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Obsah [mg/kg]	45	0,3	19	64	89	1,2	< 5	14	260	0,7	350

Na druhou stranu podle monitoringu ČHMÚ (ÚOČO 2006) nebyl v roce 2006 na žádné měřící stanici v Olomouci překročen limit pro emise těžkých kovů.

Poměrně velký objem průmyslu, zvyšující se zatížení automobilovou dopravou (ČHMÚ – ÚOČO 2006) a opakující se záplavy řeky Moravy, to jsou důvody k předpokladu, že jsou půdy města Olomouce poměrně výrazně zatíženy těžkými kovy. Tato domněnka je navíc podpořena výzkumem Kočaře a Šarapatky (2007), kteří zjistili, že fluvizemě v bezprostředním okolí města opravdu vykazují nadlimitní koncentraci těžkých kovů. Obsahy jimi měřených rizikových prvků v půdách klesají v pořadí Zn → Cd → Ni → Cu → Pb.

2 CÍLE PRÁCE

Hlavní motivací k realizaci výzkumu bylo přispět k poznání využití suchozemských stejnonožců jako bioindikátorů kontaminace životního prostředí těžkými kovy, ale také poznat skutečné nebezpečí hrozící stejnonožcům žijícím v městském prostředí z jeho znečištění těžkými kovy.

Ze studia dostupné literatury jasně vyšel najevo nedostatek demekologických výzkumů, tedy studií zabývajících se vlivy těžkých kovů na populace suchozemských stejnonožců. Primárním úmyslem práce je proto ověřit hypotézu (1), že těžké kovy nemají vliv na základní charakteristiky populací jak druhu *Porcellio scaber* tak i *Porcellium collicola*, tj. na jejich abundanci, poměr pohlaví, velikostní strukturu, podíl gravidních samic a jejich fekunditu. Současně je cílem také prověřit (2) závislost vyluhovatelných těžkých kovů na některých faktorech prostředí (jako pH, množství opadu, obsah organického uhlíku v půdě apod.) a vliv těchto faktorů na populaci. Dalším záměrem je zjistit (3) rozdílnost bioakumulace těžkých kovů u samců, samic a gravidních samic jednotlivých druhů a tato zjištění porovnat.

Posledním výstupem tohoto výzkumu by měla být jasná informace (4), zda, popř. jak 70% etanol či 10% formalín ovlivní naměřenou koncentraci těžkých kovů v uchovávaných vzorcích.

3 MATERIÁL A METODY

3.1 Suchozemští stejnonožci

V předložené práci jsem pro stěžejní výzkum vlivu těžkých kovů na suchozemské stejnonožce použila v 70% etanolu uložené živočichy (ze sbírky Dr. Tufa, Olomouc), kteří byli nachytáni do 90 zemních pastí (jako fixační činidlo posloužil 10% formalín) na 30 lokalitách ve městě Olomouci při zpracovávání dvou diplomových prací na Katedře ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci v letech 2006 a 2007 (Navrátil 2007; Riedel 2008). S ohledem na vypovídací schopnosti statistických analýz jsem ze všech 13 druhů disponibilních suchozemských stejnonožců vybrala 2 nejpočetněji zastoupené s přibližně shodným počtem chycených jedinců na zkoumaných lokalitách – *Porcellio scaber* (Latreille, 1804) a *Porcellium collicola* (Verhoeff, 1907) – a to jen z těch lokalit, kde minimálně u jednoho druhu byl počet chycených jedinců vyšší než 30. Tomuto kritériu odpovídalo množství chycených živočichů na 17 lokalitách (tab. 3).

Materiál jsem zpracovávala s pomocí binokulárního stereomikroskopu Olympus SZ40 se zabudovaným měřítkem. K porovnání velikostí jedinců jsem zvolila šířku hlavy (vzdálenost vnějších okrajů očí). Tento parametr je vhodnější než délka těla (jelikož jedinci se různě stácejí) i než běžně používaná hmotnost, která může být fixačními médii ovlivněna (Hendrickx a kol. 2003). Vybrané jedince jsem dále roztříдила na samce (M), samice (F), gravidní samice (FG) a juvenilní jedince (juv.), tj. všichni ti, kteří byli menší než nejmenší samec každého druhu. U gravidních samic jsem vypreparovala obsah marsupia a určila počet a stupeň vývoje potomků (vajíčka, embrya, manka).

V doplňujícím experimentu, kde jsem zkoumala vliv konzervačních činidel na změřenou koncentraci těžkých kovů u druhu *P. scaber*, jsem všechny analyzované jedince ručně sesbírala v září 2008 na zahradě přiléhající k rodinnému domu č. p. 31 na ulici Charbulova ve městě Brně. Tyto živočichy jsem usmrtila v 70% etanolu, roztříдила na samce, samice a gravidní samice a rozdělila do tří zhruba stejně velkých skupin. Dva soubory stínek jsem na 3,5 měsíce naložila do fixačních tekutin, jeden do 70% etanolu a druhý do 10% formalínu, zatímco jedince ze třetí skupiny jsem nechala ihned po usmrcení týden volně sušit na vzduchu.

Následovala příprava k analýzám (kap. 3.4.3).

Tab. 3: Přehled nachytných druhů suchozemských stejnonožců a jejich počtů na zkoumaných lokalitách v Olomouci v letech 2006 – 2007 (dle Navrátil 2007; Riedel 2008)

Lokalita	<i>A. versicolor</i>	<i>P. scaber</i>	<i>P. collicola</i>	<i>A. vulgare</i>	<i>T. rathkei</i>	<i>H. riparius</i>	<i>C. convexus</i>	<i>O. asellus</i>	<i>M. pruinosis</i>	<i>T. pusillus</i>	<i>P. spinicornis</i>	<i>P. hoffmannseggi</i>	<i>L. hyrnorm</i>
1	0	2	19	6	15	6	1	2	0	0	0	0	0
2	0	19	12	33	6	0	0	3	1	0	0	4	0
3	0	19	2	0	17	11	139	17	0	0	0	0	0
4	0	251	32	1	37	6	0	0	0	2	0	0	0
5	0	16	18	2	6	40	0	0	0	0	0	0	0
6	3	24	5	4	4	3	0	0	0	0	0	0	0
7	1	407	87	58	4	3	0	0	0	0	0	0	0
8	0	9	39	35	2	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	44	4	12	5	2	6	0	7	0	0	1	0
10	9	11	101	52	3	12	0	0	0	0	0	0	0
11	123	19	100	0	29	11	0	0	0	0	0	0	0
12	165	263	188	1	12	13	2	1	7	0	0	0	0
13	1	4	46	43	6	18	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	13	12	33	0	0	0	0	0	1	0	0
15	430	20	12	7	16	20	0	19	9	0	8	0	0
16	2	1	75	27	12	60	1	0	0	0	0	0	0
17	2	11	1	25	7	0	1	0	0	0	0	0	0
18	0	3	39	29	10	6	0	0	0	0	1	0	0
19	0	46	43	2	21	45	0	0	0	1	1	0	0
20	3	21	2	139	100	6	0	0	0	0	0	5	0
21	1	6	34	0	1	9	0	5	0	0	1	0	2
22	0	1	7	0	6	32	0	6	0	13	0	0	0
23	123	2	21	4	3	4	0	15	0	2	3	0	0
24	0	1	11	4	3	6	0	0	1	0	0	0	0
25	2	4	9	4	28	29	0	1	2	1	0	0	0
26	1077	18	1	7	0	0	2	0	1	0	0	0	0
27	0	41	4	0	6	2	0	0	0	0	0	0	0
28	31	3	81	104	7	9	3	1	0	1	3	0	0
29	0	1	93	9	6	14	0	4	0	0	1	0	0
30	0	68	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Σ	1973	1335	1099	620	406	367	155	74	28	20	19	10	2
Σvýb.	-	1201	973	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Pozn. Šedě jsou zvýrazněny v této práci zkoumané druhy a lokality.

3.2 Půda

Vzorky půd k analýzám těžkých kovů jsem odebrala v březnu 2008 z vybraných 17 lokalit v Olomouci. Na každé lokalitě jsem místo odběru situovala do středu mezi dříve uložené zemní pasti a pomocí přístroje Mio A701 s GPS navigací iGo7 zaznamenala jeho zeměpisné souřadnice (Příloha I, II). Ze čtverce o velikosti 20×20 cm jsem bez hrabanky plastovou lžící odebrala svrchní vrstvu půdy do hloubky 5 – 10 cm

a uložila ji do pevného PE sáčku. Všechny vzorky jsem pak nechala sušit na volném vzduchu při teplotě do 20 °C do konstantní hmotnosti.

Množství těžkých kovů v půdě je také závislé na její kvalitě (Šimek 2004), proto jsem u zájmových lokalit zjistila kódy BPEJ s jejich charakteristikami (Česko, MZe 1998; ČUZK 2008a; 2008b).

3.3 Charakteristika vybraných lokalit

Půdní vlastnosti, množství opadu i přítomná vegetace mohou ovlivnit jednak biodostupnost těžkých kovů v půdě pro organismy a jednak populační charakteristiky zkoumaných stejnonožců, proto je jejich znalost důležitá k porozumění a vysvětlení zjištěných skutečností (Cibulka 1991; Šimek 2004; Valla 2007; Navrátil 2007; Riedel 2008).

Z toho důvodu jsem u každé lokality zaznamenala její důležité základní charakteristiky – kód BPEJ (ČÚZK 2008a; 2008b), zrnitost půdy, obsah organického dusíku a vápníku v půdě, pH půdy (kap. 3.4.1), dominantní druhy rostlin (s pomocí Deyl, Hísek 1980; Kubát a kol. 2002), pokryvnost stromového, bylinného patra a opadu a umělost lokality. Některé z těchto vlastností (obsah vápníku a organického uhlíku, zrnitost půdy, umělost lokality, pokryvnost stromového, bylinného patra a opadu) jsem převzala z již zmiňovaných diplomových prací (Navrátil 2007; Riedel 2008).

3.4 Chemické analýzy

Veškeré analýzy a přípravy vzorků na ně jsem konzultovala s Dr. Hekerou z Katedry ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci (KEŽP, UPOL) a realizovala je v místní chemické laboratoři.

3.4.1 Půdní reakce

Oba typy půdní reakce jsem zjišťovala potenciometricky standardním postupem (Valla 2007).

Aktivní reakce (vyjadřuje okamžitý stav volných vodíkových iontů v půdním vodním roztoku): Do 100ml PET lahví jsem na digitálních laboratorních vahách navázila 5 g suché proseté půdy, kterou jsem pomocí skleněného válce zalila 25 ml destilované vody. PET lahve jsem řádně uzavřela a nechala 5 minut třepat na laboratorní rotační

třepačce zn. LT 2. Protřepané vzorky jsem přefiltrovala a ihned měřila tzv. $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ kalibrovaným digitálním potenciometrickým pH-metrem zn. Insa, typ MPH 44LN.

Výměnná reakce (je charakterizována změnou pH způsobenou vodíkovými ionty vytěsněnými z organominerálního sorpčního komplexu roztokem neutrální soli): Do 100ml PET lahví jsem na digitálních laboratorních vahách navážila 10 g suché proseté půdy a zalila jsem ji 20 ml 0,01M roztokem CaCl_2 ze skleněného válce. Tyto vzorky jsem nechala laboratorní rotační třepačkou zn. LT 2 třepat 30 minut a bez filtrace jsem ihned měřila jejich tzv. $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ na kalibrovaném digitálním pH-metru zn. Insa, typ MPH 44LN.

3.4.2 Těžké kovy v půdách

Koncentrace šesti těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) v půdách měřil pan Dr. Hekera, KEŽP UPOL, na plamenovém atomovém absorpčním spektrofotometru (AAS) zn. Avanta Σ , pro větší přesnost vždy ve dvou exemplářích připravených ze vzorků půd z jednotlivých lokalit. Do statistických analýz jsem pak použila aritmetický průměr z obou zjištěných hodnot.

Pro kontrolu přesnosti a správnosti stanovení jsem do každé série zařadila slepý vzorek, tzv. blank.

Celkový obsah těžkých kovů: Vlastnímu měření těžkých kovů předcházela mineralizace vzorků půd. Do teflonových kelímků jsem na laboratorních vahách navážila 0,1 g suché proseté půdy. V digestoři jsem do nich pipetami přidala 3 ml 65% HNO_3 , 2 ml 96% H_2SO_4 a 1 ml 40% HF. Vše jsem promíchala, kelímky uzavřela a vložila do čistých a suchých mineralizačních hnízd přístroje zn. Plazmatronika-Wrocław BM-1S. Po řádném uzavření jsem spustila program č. 71 (postup mineralizace: 1`/50 %, 30`/0 %, 1`/60 %, 30`/0 %, 2`/70 %, 30`/0 %, 2`/80 % + 10` chlazení) a následně program č. 82 (postup mineralizace: 20`/100 % + 10` chlazení). Zmineralizované vzorky jsem v digestoři přelila do 50ml skleněných baněk, doplnila destilovanou vodou do 50 ml a přelila do označených uzavíratelných 50ml PET zkumavek.

Obsah mobilních těžkých kovů: Pro extrakci mobilních forem těžkých kovů z půd, tj. výměnných a vodorozpustných, jsem použila 0,01M roztok CaCl_2 . Ten svým složením a koncentrací napodobuje průměrný půdní roztok a Ca^{2+} vytěsňuje kationty ostatních prvků do roztoku. Zdá se, že je to vůbec nejlepší činidlo pro zjištění biologicky dostupných forem těžkých kovů (Houba a kol. 1996; Menzies a kol. 2007; Valla 2007).

Do 100ml uzavíratelných PET nádob jsem navázila 5 g zeminy, přidala 50 ml 0,01M CaCl_2 a nechala třepat 2 hodiny na laboratorní třepače zn. LT 2. Poté jsem směsi přefiltrovala přes skládaný filtrační papír a čirý roztok připravila ke stanovení těžkých kovů do popsaných 50ml PET zkumavek.

3.4.3 Těžké kovy v organismech

Roztříděné jedince jsem uložila do označených papírových sáčků, vysušila je v laboratorní sušičce při 60 °C 12 hodin a rozmělnila je ve třecí misce (používané nástroje jsem mezi jednotlivými vzorky čistila filtračním papírem namočeným v 70% etanolu).

Základní navážka organického materiálu do čistých teflonových kelímků byla 0,2 g, resp. 0,1 g, k níž jsem v digestoři napipetovala 3 ml 65% HNO_3 a 2 ml 30% H_2O_2 . Směs jsem promíchala a uzavřené teflonové kelímky vložila do mineralizačních hnízd přístroje zn. Plazmatronika-Wrocław BM-1S. K mineralizaci jsem použila program č. 83 (postup mineralizace: 10`/100% + 10` chlazení). Zmineralizovaný materiál jsem v digestoři přelila do 50ml skleněných baněk, doplnila destilovanou vodou do 50 ml, přefiltrovala a přelila do označených uzavíratelných 50ml PET zkumavek.

Koncentrace těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) v takto připravených vzorcích spolu s blankem opět analyzoval pan Dr. Hekera, KEŽP UPOL, na plamenovém AAS zn. Avanta Σ .

Množství suchozemských stejnonožců bylo bohužel dostačující jen v některých skupinách, proto se podařilo změřit těžké kovy pouze u samic druhu *P. collicola* z lokalit 7, 11, 12, u samců i samic druhu *P. scaber* z lokalit 4, 7, 12, 30 a gravidních samic druhu *P. scaber* z lokality 7.

Pro vyjádření míry akumulace jednotlivých těžkých kovů živočichy se v běžné praxi uvádí tzv. biokoncentrační faktor (BCF) (Blanuša a kol. 2002; Hussein a kol. 2006; Gál a kol. 2008), který se počítá jako podíl koncentrace těžkého kovu v organismu a celkové koncentrace těžkého kovu v půdě (Hussein a kol. 2006). Proto jsem BCF spočítala pro ty skupiny stejnonožců, v jejichž tělech se koncentrace těžkých kovů podařila změřit.

3.5 Statistické analýzy

Základní popisné statistické charakteristiky lokalit a populací obou druhů stejnonožců včetně jejich znázornění v grafech (složené sloupcové, spojnicové a lineární regrese)

jsem zpracovala v programu MS Excel 2003. Tento program s jeho modulem Analýza dat jsem také využila k vyšetření rozdílů naměřených těžkých kovů v organizmech v rámci experimentu s konzervačními činidly. Pro tento účel jsem využila dvoucestnou, resp. jednocestnou ANOVU a doplnila ji Sheffeho testem mnohonásobného porovnání, popř. Studentovým t-testem.

Závislost jednotlivých charakteristik, ať už mezi či uvnitř populací a prostředí, byla testována v programu Statistica CZ 8 pomocí lineární regrese. K potvrzení rozdílnosti zjištěných hodnot těžkých kovů či demografických charakteristik mezi pohlavími a druhy byly použity vhodné t-testy (dle proměnných), ke kterým byly vytvořeny krabicové grafy s fousky. Jednocestná ANOVA s následným Tukeyho post hoc testem s výhodou posloužila u kategoriálních dat.

Nepřímá lineární gradientová analýza PCA, nebo-li Analýza hlavních komponent, byla provedena za účelem získat vizuální představu o vzájemných souvislostech mezi faktory prostředí a zjistit případné skryté závislosti mezi nimi a neznámými činiteli. Obdobně byla použita přímá lineární gradientová analýza RDA, nebo-li Redundanční analýza, kterou byly testovány vzájemné vazby mezi charakteristikami populací a faktory prostředí. Tyto analýzy, před nimiž proběhla standardizace či centrování dat podle závislých proměnných, byly realizovány v programu CANOCO for Windows 3.5[©] s následným vykreslením ordinačních diagramů v programu CanoDraw for Windows 3.5[©].

Při zpracovávání dat a statistických analýzách jsem využívala poznatků získaných z literatury Herben, Münzbergová (2001) a Hendl (2004).

K tvorbě tématické ortofotomapy mapy s vyznačenými zájmovými lokalitami mi posloužil program ESRI® ArcMapTM 9.2.

4 VÝSLEDKY

4.1 Lokality

4.1.1 Obecná charakteristika

Všechny zájmové lokality realizovaného výzkumu se nacházejí v blízkém okolí centra Olomouce (Příloha I; fotografie viz Příloha IV).

Půdu na většině lokalit pokrývá chudé bylinné patro, zatímco pokryvnost patra stromového je poměrně vysoká. Ačkoliv lineární regrese mezi množstvím opadu a vegetačním pokryvem není statisticky signifikantní (opad-byliny: $p = 0,628$, $R = 0,127$; opad-stromy: $p = 0,102$, $R = 0,169$), ze získaných dat lze určitou pozitivní závislost vypočítat (viz tab. 4). Hodnocení struktury půdy dle Navrátila (2007) a Riedela (2008) odpovídá charakteristikám zjištěných kódů BPEJ. Celkem pět těchto kódů popisuje půdu studovaných ploch: 3 02 0 0, 3 13 0 0, 3 20 0 1, 3 56 0 0, 3 58 0 0 (Příloha III).

Aktivní pH zkoumaných půd poměrně dobře koreluje s výměnným ($p = 0,000$; $R = 0,909$; obr. 3), jehož hodnoty jsou průměrně o 0,58 jednotek nižší než hodnoty aktivního pH, což odpovídá běžné situaci u lesních či zemědělských půd (MŽP 2009). Kyselost půd se pohybuje od mírně (6,14), resp. středně kyselých (5,06) po středně (8,17), resp. mírně (7,52) zásadité (tab. 4).

Celkové množství organického uhlíku v půdách bylo na většině lokalit naměřeno v rozmezí od 2 do 4 % (střední hodnota 3,57), nicméně vyskytly se i extrémy s 0,83 % (lokality 4) či 13,43 % (lokality 11). Koncentrace vápníku se střední hodnotou 4,74 g/kg vykazuje podstatně nižší variabilitu (tab. 4, obr. 2).

4.1.2 Těžké kovy v půdách

Průměrné hodnoty těžkých kovů naměřené v půdách všech zájmových lokalit zobrazuje tabulka 4. Ze všech kovů nejvyšších koncentrací dosahuje zinek, naopak nejméně bylo zjištěno kadmia a olova, jejichž koncentrace téměř vždy nedosahují bodů detekce (Cd – 5 mg/kg; Pb – 22,5 mg/kg) použitého spektrofotometru. Chrom, měď, nikl i zinek na několika různých lokalitách překračují hygienické limity stanovené MŽP (Česko 1998), na lokalitě 27 tyto meze dokonce překračují tři kovy zároveň (Cr, Cu, Ni). Nejnižší znečištění bylo zjištěno na lokalitě 16, kde 4 z 6 kovů nedosahují bodů detekce spektrofotometru.

Tab. 4: Přehled charakteristik jednotlivých zájmových lokalit

Lokalita	Byliny ¹	Stromy ¹	Opad ¹	Umělost ²	Struktura půdy ³	pH aktivní	pH výměnné	Ca [g/kg]	C [%]	Cd ⁴ [mg/kg]	Cr ⁴ [mg/kg]	Cu ⁴ [mg/kg]	Ni ⁴ [mg/kg]	Pb ⁴ [mg/kg]	Zn ⁴ [mg/kg]	Cr ⁵ [mg/kg]	Cu ⁵ [mg/kg]	Zn ⁵ [mg/kg]
4	1	4	4	3	1	7,19	6,84	3,33	0,83	< 5,00	64,00	18,50	26,00	< 22,50	139,25	23,50	15,00	17,00
6	1	1	1	4	2	6,71	5,99	2,71	2,24	< 5,00	104,25	< 13,75	47,25	< 22,50	134,50	27,00	< 13,75	47,75
7	2	3	1	3	1	7,22	7,05	2,28	2,36	< 5,00	102,25	< 13,75	52,75	< 22,50	213,25*	31,75	< 13,75	18,50
8	1	4	4	2	1	7,56	7,11	3,57	2,13	< 5,00	62,75	19,25	< 21,50	< 22,50	122,25	41,00*	15,75	6,75
9	3	1	1	3	2	7,69	7,13	5,96	3,83	< 5,00	53,25	18,75	< 21,50	< 22,50	137,00	27,75	16,75	< 6,00
10	1	2	4	4	1	8,02	7,43	7,66	2,45	< 5,00	57,50	27,50	28,75	< 22,50	126,00	39,50	19,25	< 6,00
11	4	2	2	4	4	7,94	7,11	5,47	13,43	< 5,00	85,50	65,50	38,50	< 22,50	259,75*	38,00	19,75	9,00
12	2	4	2	4	4	7,17	6,44	2,20	5,13	< 5,00	63,25	163,50*	38,50	39,50	449,25*	50,25*	23,75	31,00
13	1	4	1	1	3	7,49	6,84	6,73	6,07	< 5,00	76,50	47,75	24,00	< 22,50	205,00*	44,00*	29,25	13,75
16	1	2	4	2	2	7,38	6,84	2,75	1,75	< 5,00	59,50	< 13,75	< 21,50	< 22,50	137,00	44,00*	< 13,75	20,50
18	3	4	4	1	2	6,23	5,70	6,19	3,50	< 5,00	60,00	137,00*	33,75	28,75	155,50	57,25*	28,00	35,75
19	2	4	4	2	2	6,14	6,25	6,14	2,02	< 5,00	76,25	19,25	< 21,50	< 22,50	167,00	59,25*	19,00	32,50
21	4	3	3	1	1	6,24	5,06	4,71	3,46	< 5,00	88,50	20,00	29,75	< 22,50	200,75*	71,75*	17,75	38,23
27	1	4	2	2	2	7,53	6,92	4,52	3,32	< 5,00	205,00*	156,75*	197,25*	< 22,50	138,50	58,50*	35,00	17,00
28	4	3	4	3	3	7,83	7,20	3,25	2,24	< 5,00	117,00	30,50	53,75	< 22,50	405,75*	62,25*	25,00	20,25
29	3	3	4	2	2	7,91	7,16	5,77	4,42	< 5,00	179,75	19,75	36,75	< 22,50	102,75	77,50*	18,50	11,50
30	1	1	1	3	3	8,17	7,52	7,40	1,53	< 5,00	110,75	24,00	24,75	< 22,50	317,50*	80,75*	19,25	11,75
Ø ⁶	-	-	-	-	-	7,32	6,74	4,74	3,57	< 5,00	92,12	47,60	42,22	< 23,87	200,65	49,06	20,19	20,19

¹ ordinální vyřazení odhadu procentuální pokrývnosti země či obilny: 1 – 0-25 %, 2 – 25-50 %, 3 – 50-75 %, 4 – 75-100 % (Navrátil 2007);

² vizuální hodnocení lokalit: 1 – relativně nenarušené prostředí bez zjevných antropogenních zásahů, 2 – určité menší úpravy a zásahy, sečení, hrabání opadu, apod., 3 – velké terénní úpravy, zářezy, skládky stavebních materiálů, 4 – plochy často a výrazně lidmi ovlivňované či využívané (Navrátil 2007);

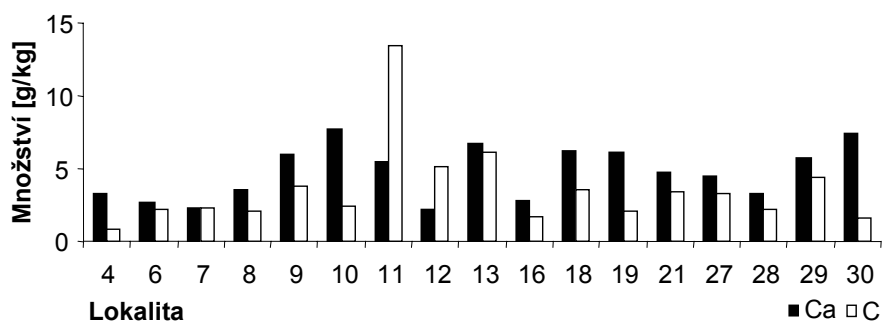
³ vyřazení kvality půdy: 1 – jílovitá, 2 – hlinitá, 3 – písčítá, 4 – výrazně skeletovitý jeden z předchozích typů půdy (Navrátil 2007);

⁴ celkový obsah těžkých kovů v půdě;

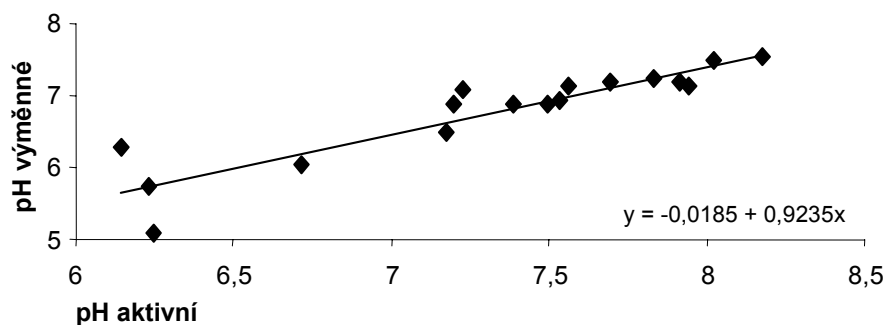
⁵ vyluhovatelný obsah těžkých kovů v půdě;

⁶ pokud byla změřena koncentrace pod bodem detekce, pak byla ve výpočtech použita hodnota bodu detekce;

* překročen hygienický limit pro „ostatní“ půdy stanovený MŽP ČR (Česko, MŽP 1994; tab. 1).

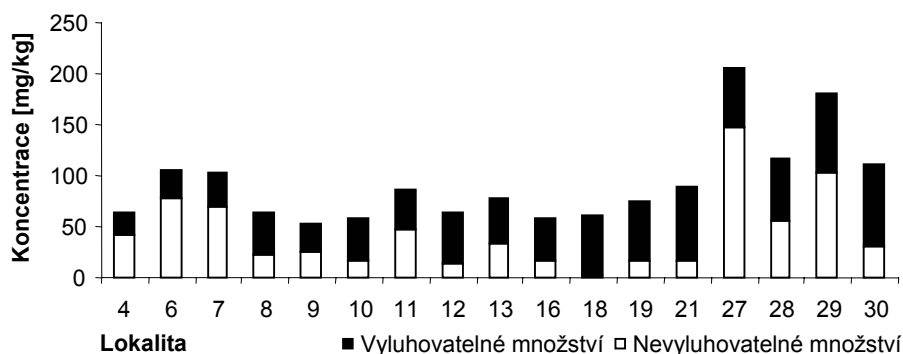


Obr. 2: Množství vápníku a organického uhlíku v půdách jednotlivých lokalit

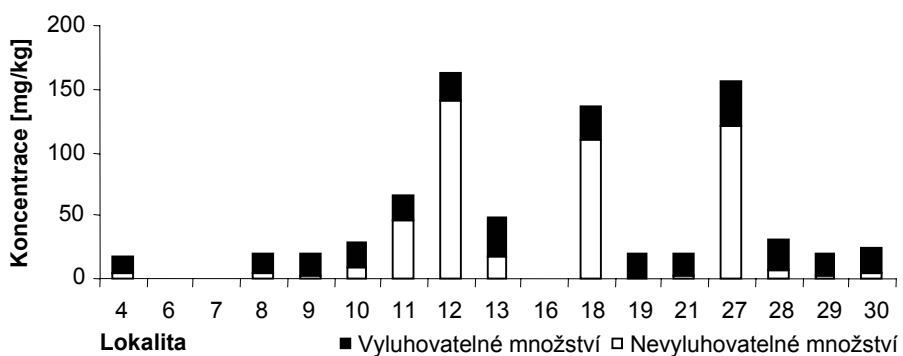


Obr. 3: Závislost výměnného pH na aktivním v půdách jednotlivých lokalit

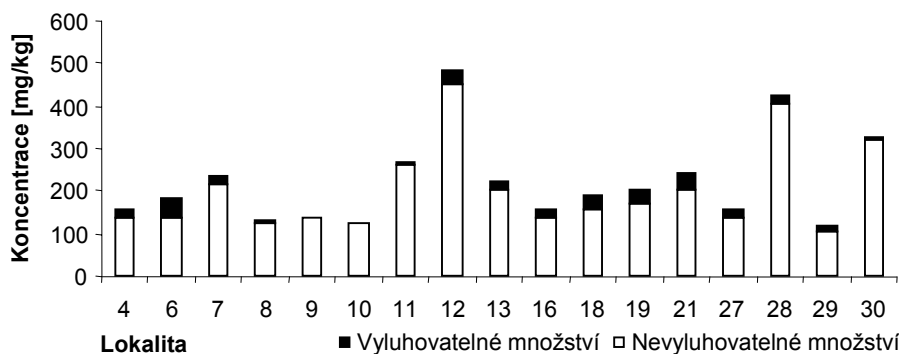
Vyluhovatelné množství se podařilo změřit pouze u chromu, mědi a zinku, u ostatních kovů byly jejich koncentrace pod bodem detekce (tab. 4). U těchto kovů tvoří mobilní forma průměrně 58 %, 67 % a 13 % jejich celkového množství (obr. 4, 5, 6). Pouze hodnoty chromu převyšují určený limit MŽP pro vyluhovatelné množství, a to dokonce na 11 lokalitách (tab. 4).



Obr. 4: Podíl vyluhovatelného chromu z jeho celkového množství na jednotlivých lokalitách



Obr. 5: Podíl vyluhovatelné mědi z jejího celkového množství na jednotlivých lokalitách
Pozn. Celkové množství mědi na lok. 6, 7 a 16 bylo pod bodem detekce.



Obr. 6: Podíl vyluhovatelného zinku z jeho celkového množství na jednotlivých lokalitách

Statisticky signifikantní pozitivní regrese mezi celkovým a vyluhovatelným množstvím se projevila u chromu a mědi. Naopak u zinku byla prokázána poměrně silná negativní závislost na pH, a to o něco více na výměnném než na aktivním (tab. 5, 6).

Jiné závislosti mezi charakteristikami prostředí a množstvím těžkých kovů v půdě se pomocí lineární regrese neprojevily (tab. 5).

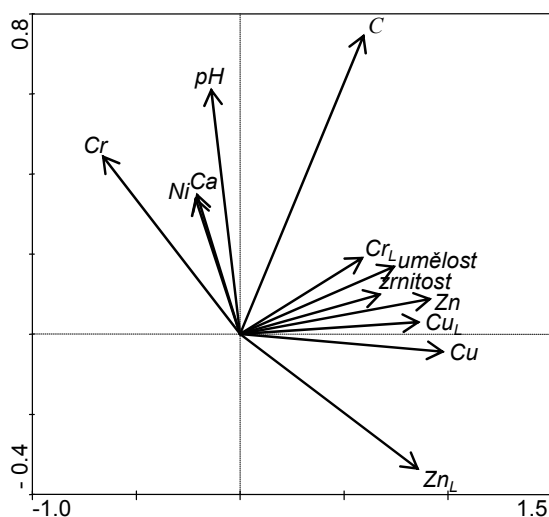
Tab. 5: Hodnoty základních statistických veličin lineární regrese mezi množstvím těžkých kovů v půdě a některými charakteristikami prostředí

		Závislé proměnné							
		Celkové množství			Vyluhovatelné množství				
		Cr	Cu	Ni	Zn	Cr	Cu	Zn	
Nezávislé proměnné	Aktivní pH	p	0,351	0,625	0,738	0,533	0,987	0,712	0,000
		R	0,241	0,128	0,088	0,163	0,004	0,097	0,835
		R ²	0,058	0,016	0,008	0,026	0,000	0,009	0,697
	Výměnné pH	p	0,533	0,453	0,820	0,775	0,650	0,925	0,000
		R	0,163	0,195	0,060	0,075	0,199	0,025	0,859
		R ²	0,026	0,038	0,004	0,006	0,094	0,001	0,737
	Ca	p	0,967	0,839	0,552	0,389	0,156	0,157	0,141
		R	0,011	0,053	0,155	0,223	0,350	0,359	0,372
		R ²	0,000	0,003	0,024	0,050	0,129	0,129	0,138
	C	p	0,950	0,253	0,959	0,414	0,804	0,460	0,457
		R	0,017	0,294	0,014	0,212	0,065	0,192	0,193
		R ²	0,000	0,086	0,000	0,045	0,004	0,037	0,037
Celkové množství Cr/Cu/Zn	p					0,047	0,001	0,640	
	R					0,489	0,730	0,122	
	R ²					0,239	0,533	0,015	

p – pravděpodobnost (srov. s $\alpha = 0,05$); R – Pearsonův korelační k.; R² – Spearmanův korelační k.

Tab. 6: Rovnice lineární regrese závislostí vyluhovatelného množství některých těžkých kovů na jejich celkovém množství, resp. na pH

Závislost	Rovnice regrese
vyluhovatelného množství Cr na celkovém množství Cr	$y = 30,548 + 0,201x$
vyluhovatelného množství Cu na celkovém množství Cu	$y = 16,362 + 0,087x$
vyluhovatelného množství Zn na aktivním pH	$y = 141,296 - 16,575x$
vyluhovatelného množství Zn na výměnném pH	$y = 133,151 - 16,789x$



Obr. 7: PCA zkoumaných faktorů prostředí
Pozn. Index L značí vyluhovatelné množství těžkých kovů.

Názornou představu o vzájemných souvislostech mezi jednotlivými faktory prostředí podává diagram PCA, Analýzy hlavních komponent (obr. 7), která velkou většinu variability zkoumaných faktorů vysvětluje hned pomocí první osy (tab. 7). Z modelu byly vyřazeny faktory, které nemají na množství těžkých kovů v půdě rozhodující vliv.

V diagramu jsou patrné dvě výraznější samostatné skupiny, v rámci kterých mají zkoumané faktory pozitivní vztah. První zahrnuje pH, obsah vápníku v půdě a celkové množství niklu a chromu. Druhou skupinu tvoří celkové i vyluhovatelné množství mědi, celkové množství zinku, vyluhovatelné množství chromu, struktura půdy a umělost. Mobilní obsah zinku stojí zcela samostatně v opozici k pH a množství vápníku v půdě, což značí negativní závislost těchto prvků.

Tab. 7: Sumární přehled vysvětlené variability hlavních os PCA modelu

Osa	1	2	3	4
Variabilita vysvětlená danou osou	0,826	0,084	0,046	0,043
Celkové procento variability vysvětlené závislými proměnnými	82,600	91,100	95,700	100,000

4.2 Populační charakteristiky stejnonožců

Základní populační charakteristiky obou druhů stejnonožců jsou shrnuty v tabulce 8. Celkem bylo analyzováno 2 174 jedinců suchozemských stejnonožců, z toho 973 jedinců *Porcellium collicola* a 1 201 jedinců *Porcellio scaber*.

4.2.1 Abundance

Oba druhy se na všech lokalitách vyskytují společně, ale pouze s výjimkou lokality 19 je vždy výrazně více početně zastoupen jen jeden z nich. Na 10 ze 17 lokalit početně převažuje *P. collicola*, a to i přesto, že celkově bylo chyceno o 10,5 % jedinců tohoto druhu méně (obr. 10).

Na početnost obou druhů mají evidentně vliv ty charakteristiky prostředí, které jsou pro potřeby práce vyjádřeny na ordinální škále, tj. pokryvnost bylinného, stromového patra a opadu, struktura půdy a umělost prostředí. Zatímco zvyšující se skeletovitost

Tab. 8: Populační charakteristiky obou druhů stejnonožců

Lokalita	<i>Porcellium collicola</i>										<i>Porcellio scaber</i>							
	M	F	Počet			Velikost [mm]				M	F	Počet			Velikost [mm]			
			FG ¹	juv. ²	VS ³	M	F	FG	juv. ²			FG ¹	juv. ²	VS ³	M	F	FG	juv. ²
4	6	25	1	1	20	1,31	1,03	1,25	0,55	82	161	11	8	11	1,70	1,58	2,14	0,66
6	1	4	1	0	35	1,05	1,33	1,25	-	10	14	7	0	26	1,91	1,81	2,24	-
7	18	66	3	3	6	0,95	1,07	1,05	0,50	144	262	17	1	37	1,68	1,58	2,08	0,70
8	12	26	7	1	14	0,90	1,01	1,23	0,40	0	9	4	0	39	-	2,04	2,16	-
9	0	4	1	0	0	-	0,97	1,00	-	14	30	3	0	16	1,88	1,76	2,17	-
10	50	50	6	1	11	0,97	1,01	1,12	0,55	4	7	1	0	12	1,78	0,88	-	-
11	34	66	14	0	8	0,92	1,01	1,13	-	6	12	3	1	3	1,53	1,52	1,37	0,60
12	46	142	33	0	9	1,00	1,14	1,14	-	108	155	3	1	8	1,66	1,60	1,03	0,55
13	18	28	1	0	18	0,99	1,01	1,15	-	0	4	0	0	0	-	2,15	-	-
16	27	48	2	0	5	0,94	1,00	1,00	-	0	1	0	0	0	-	2,00	-	-
18	11	28	8	0	4	0,96	0,94	1,13	-	0	3	0	0	0	-	1,65	-	-
19	22	20	0	1	0	0,92	0,86	-	0,55	9	34	3	2	25	1,73	1,55	1,82	0,65
21	9	25	3	0	10	0,80	1,05	1,05	-	2	4	0	0	0	1,95	1,04	0,00	-
27	0	4	0	0	0	-	1,15	-	-	18	22	4	0	27	1,86	1,68	2,19	0,60
28	40	39	10	2	9	0,94	0,92	1,05	0,58	0	3	0	1	0	-	1,47	-	-
29	28	65	14	0	11	0,83	0,91	1,06	-	0	1	0	0	0	-	1,00	-	-
30	0	1	0	1	0	-	1,00	-	0,55	25	43	2	0	0	1,83	1,62	1,98	-
Σ/Ø⁴	322	641	104	10	11	0,96	1,02	1,11	0,46	422	765	58	14	19	1,77	1,58	1,74	0,54

¹ z celkového počtu samic;

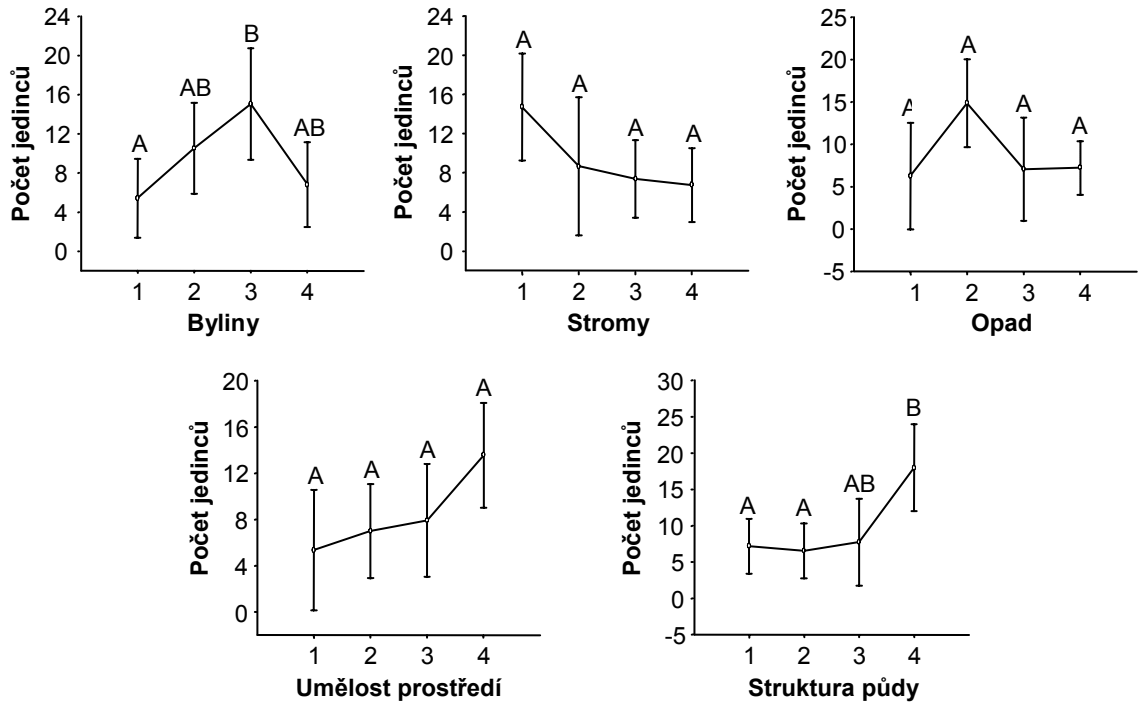
² juvenilové, tj. všichni jedinci menší než nejmenší samec;

³ vývojová stádia v marsupiu gravidních samic, tj. vajíčka, embrya a manka;

⁴ Σ značí součet jedinců u M, F, FG a juvenilů; Ø značí průměrnou hodnotu počtu VS (jen z lokalit kde byla chycena aspoň jedna gravidní samice) a velikostí.

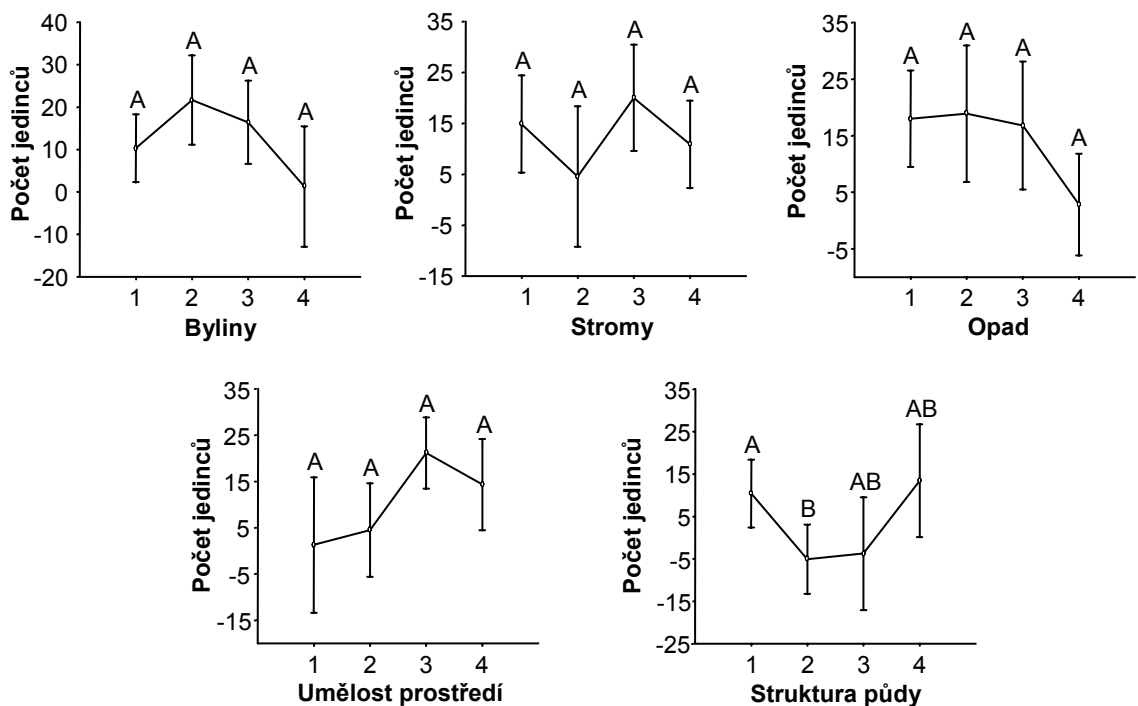
Pozn. Pokud je uvedeno nula vývojových stádií v marsupiu, přestože na lokalitě byly chyceny gravidní samice znamená to, že tyto samice byly ve stádiu post partum, tj. těsně po „porodu“, kdy je ještě marsupium patrné, ale potomci v něm již nejsou.

půdy či umělost prostředí početnost obou druhů spíše zvyšuje, v případě pokryvnosti bylinného patra tomu tak je jen do hodnoty 3, resp. 50 – 75 %. Pokryvnost stromového patra a opadu způsobují u sledovaných druhů stejnonožců v zásadě opačný efekt. Abundance *P. collicola* se snižuje s vyšším zastoupením stromů na lokalitě, analogicky působí procento opadu na druh *P. scaber* (obr. 8, 9).



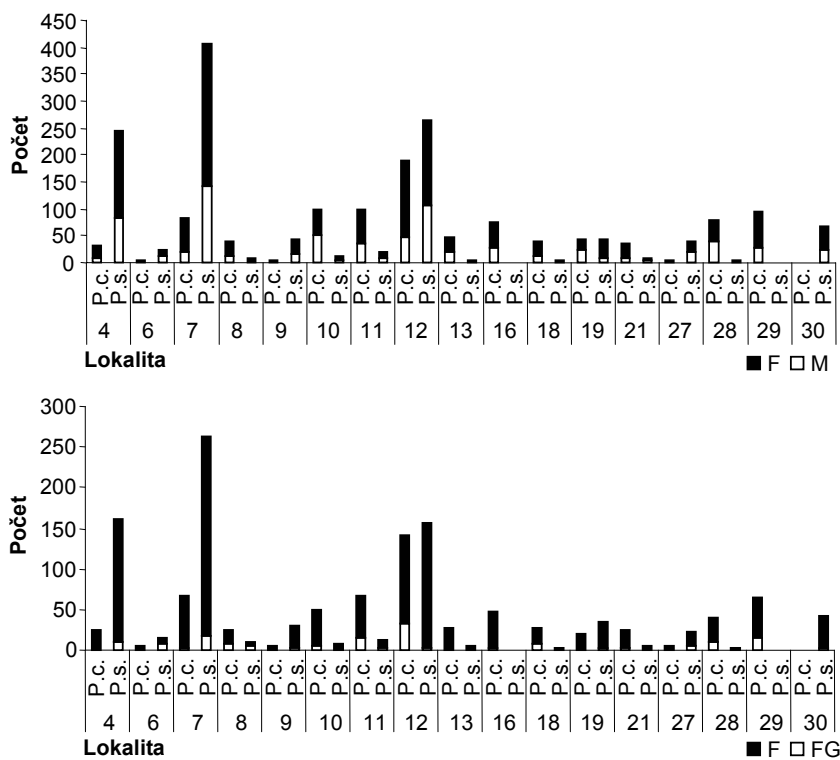
Obr. 8: Výsledek jednocestné ANOVY testující vliv základních charakteristik prostředí na abundanci populace *P. collicola*

Pozn. A, B – značí signifikantní rozdíly mezi počty jedinců.



Obr. 9: Výsledek jednocestné ANOVY testující vliv základních charakteristik prostředí na abundanci populace *P. scaber*

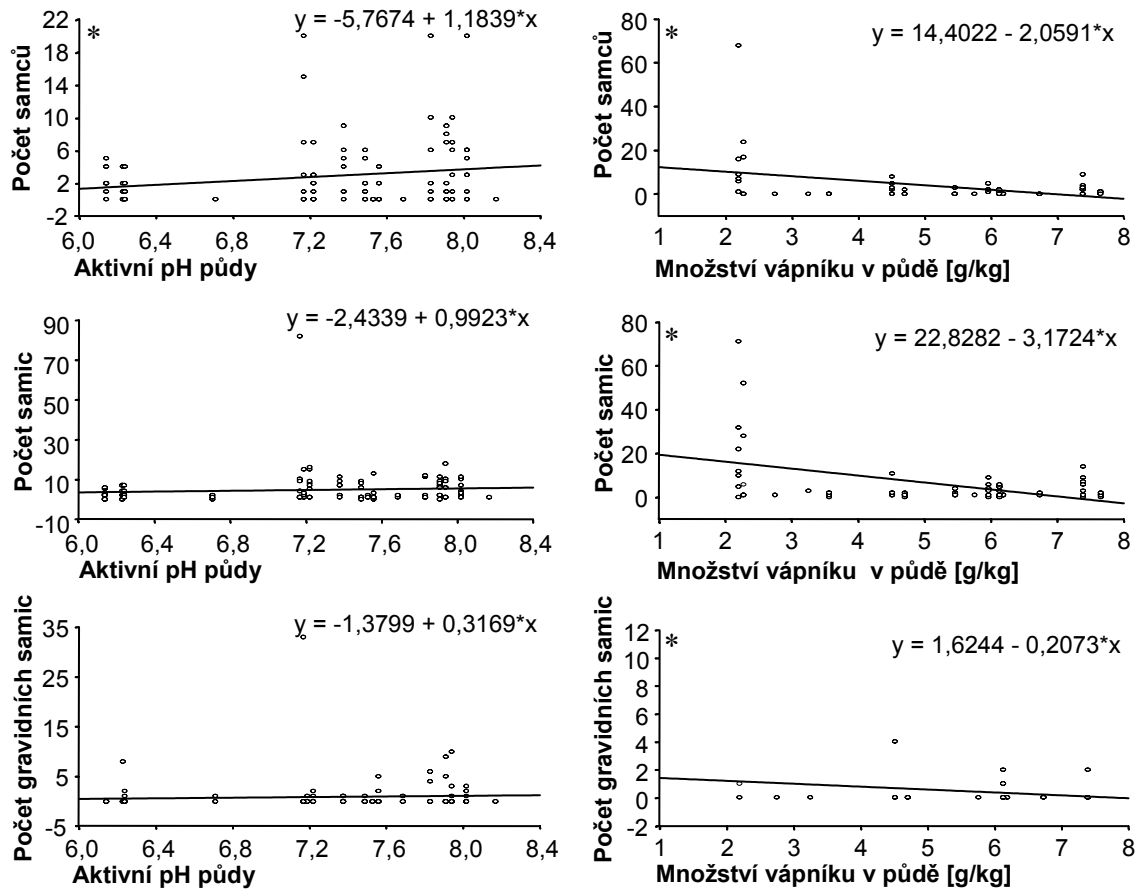
Pozn. A, B – značí signifikantní rozdíly mezi počty jedinců.



Obr. 10: Počty chycených jedinců obou druhů na jednotlivých lokalitách
Pozn. P.c. – *P. collicola*; P.s. – *P. scaber*.

Výsledky statistických lineárních regresí prokázaly, že pH i množství vápníku v půdě mají vliv na abundance studovaných stejnonožců. Tyto vlastnosti ani jejich vliv však nejsou pro oba druhy shodné. Nejvýraznější vliv na početnost druhu *P. collicola* má pH půdy, s jehož zvyšující se kyselostí se signifikantně zvyšoval počet chycených samců ($p = 0,048$, $R = 0,187$). Obdobný, i když už ne významný trend vykazovaly samice i gravidní samice *P. collicola*. Abundance *P. scaber* je zase nejvíce ovlivněna množstvím vápníku v půdě. S jeho vyšší koncentrací se významně snižoval počet chycených samců ($p = 0,000$, $R = -0,380$), samic ($p = 0,000$; $R = -0,430$) i gravidních samic ($p = 0,040$, $R = -0,218$) na daných lokalitách (obr. 11).

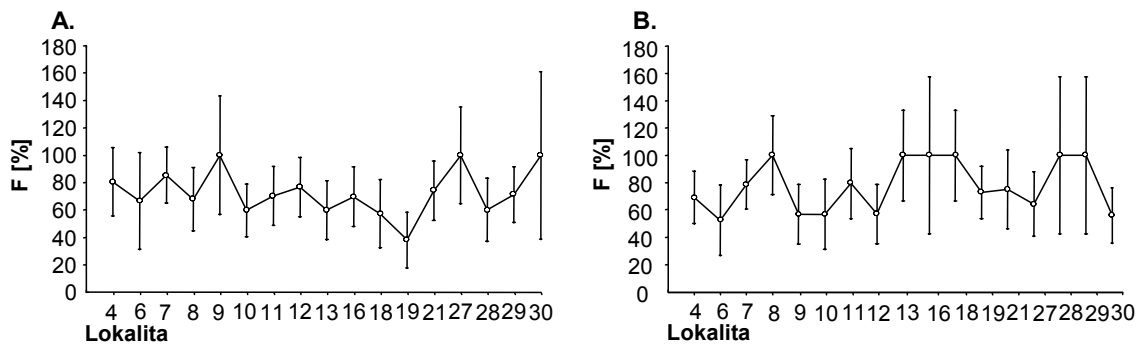
Zdá se, že abundance obou druhů s množstvím těžkých kovů v prostředí příliš nesouvisí. Byla prokázána pouze pozitivní závislost mezi počtem samic *P. collicola* a celkovou koncentrací zinku v půdě ($p = 0,030$, $R = 0,527$). Ačkoliv obdobnou tendenci bylo možné z dat vypočítat i u mědi pro oba druhy a zinku pro obě pohlaví *P. scaber*, nebyly již tyto signifikantní. Opačný, ale nevýznamný trend vykazují závislosti počtu na chromu a niklu obou pohlaví i druhů.



Obr. 11: Závislost abundance *P. collicola* na pH půdy a *P. scaber* na množství vápníku v půdě
Pozn. * značí signifikantní závislost

4.2.2 Poměr pohlaví

U obou druhů jednoznačně dominují samice (*P. collicola* 66 %, resp. *P. scaber* 64 %), které byly, na rozdíl od samců, chyceny na každé lokalitě (obr. 10). Přestože se poměr pohlaví mezi lokalitami statisticky významně neliší ($p_{PC} = 0,161$, resp. $p_{PS} = 0,136$; obr. 12), jen na 3, resp. 4 se blíží stavu 1:1. Častěji se oba druhy vyskytují v poměru M:F 1:2, a to zejména *P. scaber*, u kterého byl zaznamenán na 7 lokalitách. Je důležité zmínit, že druh *P. collicola* se na 5 lokalitách vyskytuje v poměru 1:4.

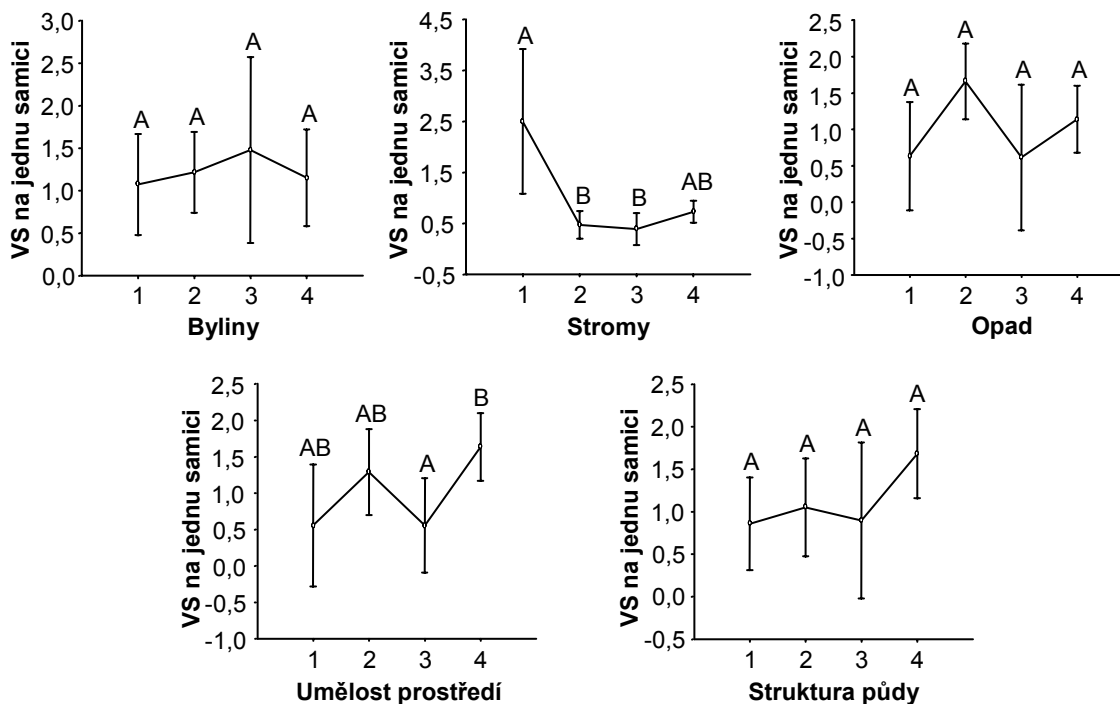


Obr. 12: ANOVA poměru pohlaví *P. collicola* (A) a *P. scaber* (B) na jednotlivých lokalitách, vyjádřeného jako procento samic

4.2.3 Fertilita a fekundita

Tabulka 8 ukazuje, že samic *P. collicola* bylo chyceno méně než samic *P. scaber*, ale gravidních samic má první druh 2× více. Názorným příkladem je lokalita 12, kde jsou oba druhy zastoupeny zhruba stejným počtem samic, ale gravidních samic *P. collicola* zde bylo chyceno asi 10× více. S počtem chycených gravidních samic *P. collicola*, resp. *P. scaber* u obou druhů poměrně výrazně pozitivně koreluje počet chycených samců ($p = 0,004$, $R = 0,660$, resp. $p = 0,000$, $R = 0,795$) i samic ($p = 0,000$, $R = 0,922$, resp. $p = 0,000$, $R = 0,892$).

Samice *P. scaber* jsou plodnější než samice *P. collicola*. Ve svém marsupiu mají průměrně o 8 (26,7 %) vyvíjejících se potomků více (tab. 8). U tohoto druhu také lineární regrese prokázala pozitivní závislost plodnosti na velikosti samic ($p = 0,016$, $R = 0,318$).

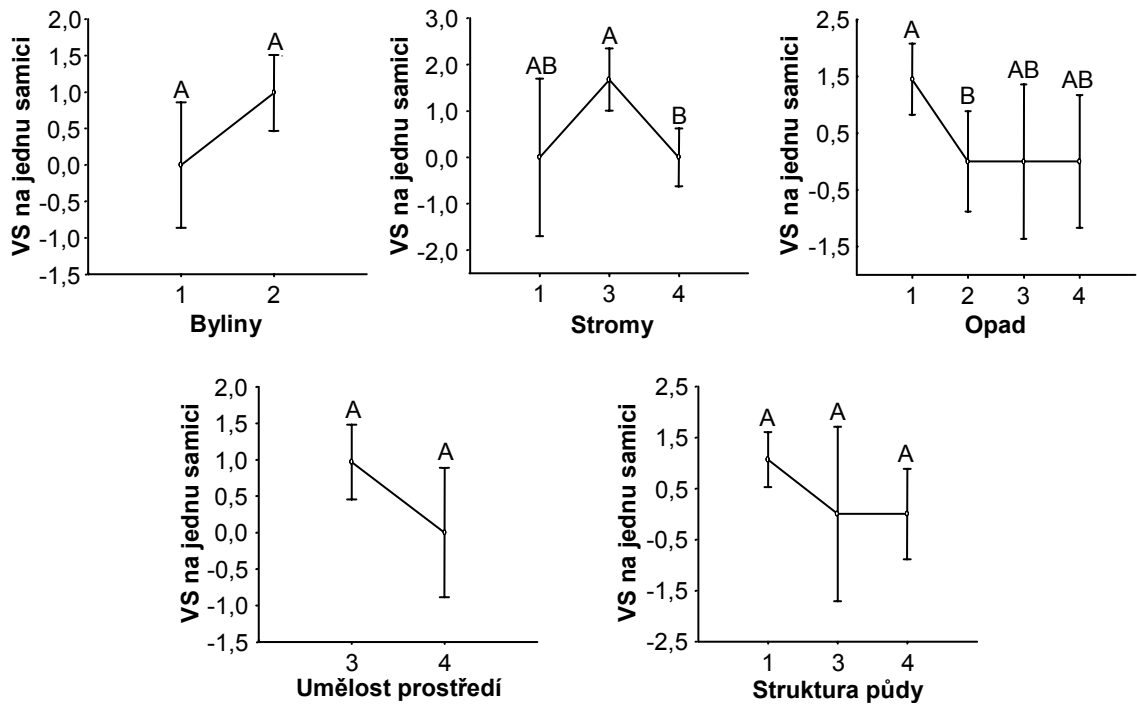


Obr. 13: Výsledek jednocestné ANOVY testující vliv základních charakteristik prostředí na plodnost samic *P. collicola*

Pozn. VS = vývojové stádium v marsupiu; samice = gravidní i negravidní.

A,B – značí signifikantní rozdíly v počtu VS.

Dle analýzy ANOVA (obr. 13), hodnotící fertilitu, resp. fekunditu samic při různých podmínkách prostředí, plodnost samic *P. collicola* výrazně ovlivňuje stromové patro. S jeho procentuálním zastoupením 25 % a více významně ubývá počet vyvíjejících se zárodků v marsupiu. Plodnost samic *P. scaber* je obdobně ovlivněna pokryvností opadu. V případě faktoru byliny, resp. umělost prostředí nebyly u tohoto druhu chyceny žádné gravidní samice při hodnotách 3 a 4, resp. 1 a 2 (obr. 14).



Obr. 14: Výsledek jednocestné ANOVY testující vliv základních charakteristik prostředí na plodnost samic *P. scaber*

Pozn. VS = vývojové stádium v marsupiu; samice = gravidní i negravidní.

A,B – značí signifikantní rozdíly v počtu VS.

Jak se zdá, těžké kovy mají výraznější dopad na plodnost *P. scaber* než na *P. collicola*. Počet vyvíjejících se potomků je pozitivně korelován s celkovým množstvím chromu a niklu v půdě a naopak negativně je spjat s celkovou koncentrací zinku v půdě. Na fekunditu druhu *P. collicola* má kladný vliv jen měď, kdy byla prokázána závislost na jejím celkovém množství v půdě (tab. 9).

Tab. 9: Statistické veličiny lineární regrese mezi plodností a celkovým či vyluhovatelným množstvím těžkých kovů v půdě

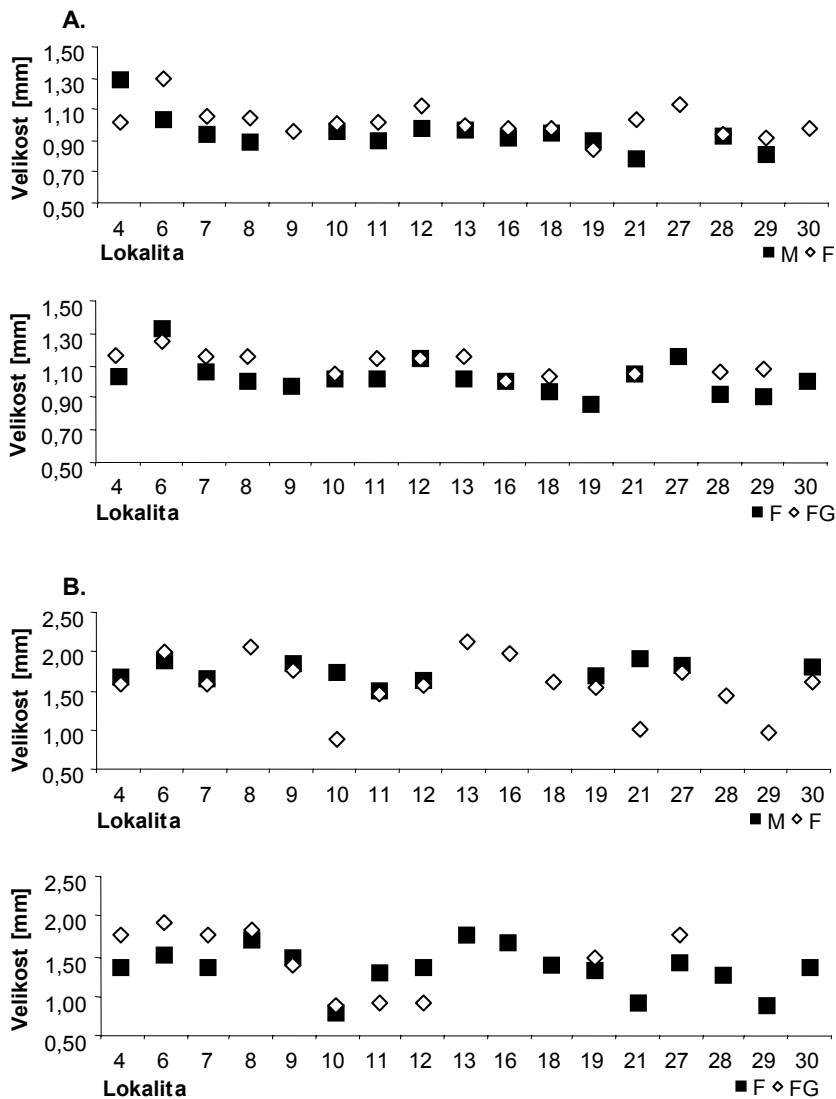
Kov c.m.	Stat. veličiny	<i>P. collicola</i>	<i>P. scaber</i>	Kov v.m.	Stat. veličiny	<i>P. collicola</i>	<i>P. scaber</i>
Cr	p	0,285	0,004	Cr	p	0,110	0,177
	R	0,042	0,104		R	0,063	-0,049
	R ²	0,002	0,011		R ²	0,004	0,002
Cu	p	0,040	0,066	Cu	p	0,254	0,957
	R	0,081	-0,067		R	0,045	0,002
	R ²	0,007	0,004		R ²	0,002	0,000
Ni	p	0,783	0,027	Ni	pod bodem detekce		
	R	-0,011	0,080				
	R ²	0,000	0,006				
Zn	p	0,078	0,006	Zn	p	0,681	0,987
	R	0,070	-0,099		R	-0,016	-0,001
	R ²	0,005	0,010		R ²	0,000	0,000

c.m. – celkové množství; v.m. – vyluhovatelné množství;

p – pravděpodobnost (srov. s $\alpha = 0,05$); R – Pearsonův korelační k.; R² – Spearmanův korelační k.

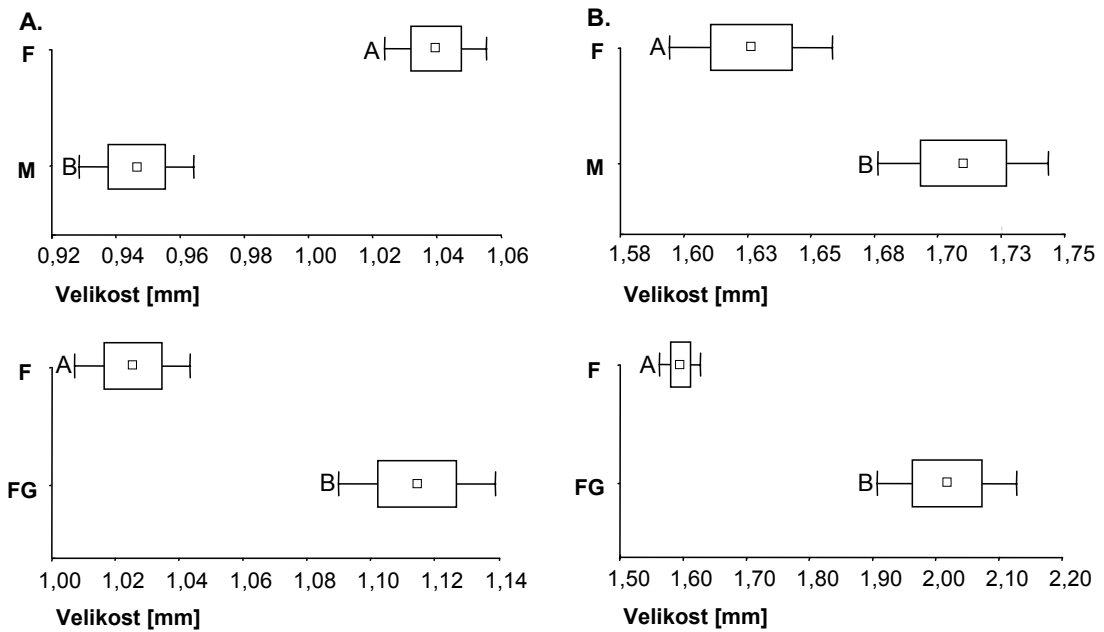
4.2.4 Velikost

P. collicola je výrazně menší druh než *P. scaber*, což je dobře patrné z naměřených šířek hlav obou druhů (tab. 8, obr. 15). Ale oba druhy se výrazně liší ve velikosti jednotlivých pohlaví. Zatímco samci *P. collicola* jsou menší než samice, u *P. scaber* je tomu právě naopak (obr. 16). Gravidní samice obou druhů jsou dle t-testu větší než ne gravidní (obr. 16), ale v případě *P. scaber* se objevily dvě výjimky, a to na lokalitách 11 a 12 (obr. 15).



Obr. 15: Velikost jedinců *P. collicola* (A.) a *P. scaber* (B.) dle pohlaví na jednotlivých lokalitách

Nebyla prokázána žádná souvislost mezi základními charakteristikami prostředí a velikostí stejnonožců. Jinak je tomu v případě závislosti velikosti živočichů na množství těžkých kovů v půdě (tab. 10). Velikost samic *P. collicola* vykazuje signifikantně pozitivní závislost na celkovém množství mědi, niklu a zinku, naopak signifikantně negativní závislost na celkovém i vyluhovatelném množství chromu.



Obr. 16: Krabicové grafy t-testů velikostí pohlaví *P. collicola* (A.) a *P. scaber* (B.)
Pozn. A, B – značí signifikantní rozdíly velikostí pohlaví

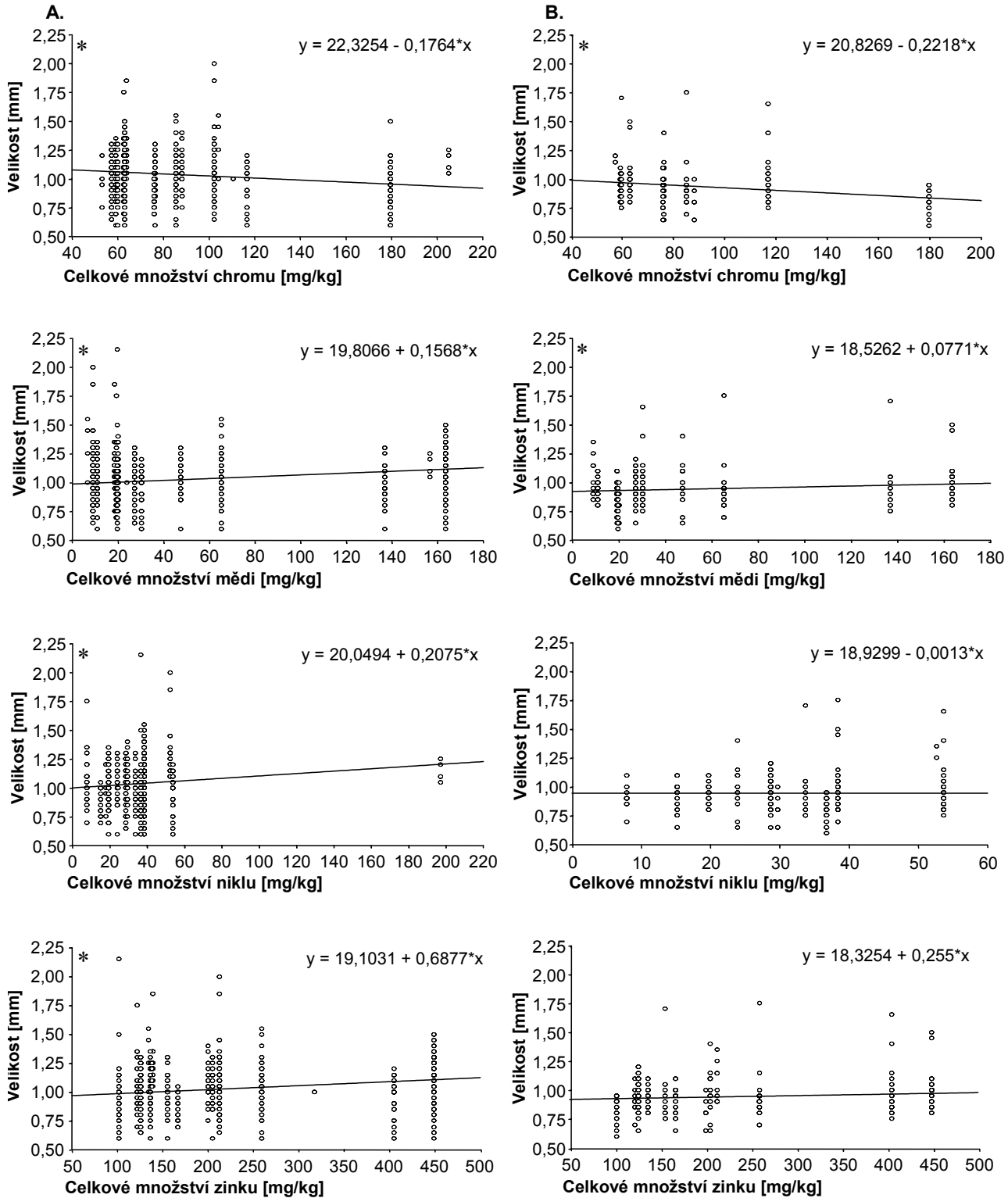
Tab. 10: Statistické veličiny lineární regrese mezi velikostí živočicha dle pohlaví a druhu a celkovým či vyluhovatelným množstvím těžkých kovů v půdě

Kov	Statistické veličiny	<i>P. collicola</i> - F	<i>P. collicola</i> - M	<i>P. scaber</i> - F	<i>P. scaber</i> - M
Cr – c.m.	p	0,000	0,000	0,320	0,061
	R	-0,160	-0,238	0,036	0,091
	R ²	0,026	0,057	0,001	0,008
Cr – v.m.	p	0,001	0,000	0,309	0,270
	R	-0,132	-0,259	-0,037	0,054
	R ²	0,017	0,067	0,001	0,003
Cu – c.m.	p	0,000	0,028	0,628	0,441
	R	0,234	0,123	-0,018	-0,038
	R ²	0,055	0,015	0,000	0,001
Cu – v.m.	p	0,311	0,278	0,957	0,303
	R	0,040	0,061	0,002	0,050
	R ²	0,002	0,004	0,000	0,003
Ni – c.m.	p	0,027	0,993	0,347	0,209
	R	0,087	-0,001	0,034	0,061
	R ²	0,008	0,000	0,001	0,004
Zn – c.m.	p	0,000	0,079	0,145	0,099
	R	0,219	0,098	-0,053	-0,080
	R ²	0,048	0,010	0,003	0,007
Zn – v.m.	p	0,452	0,013	0,016	0,472
	R	0,030	-0,138	-0,087	0,035
	R ²	0,001	0,019	0,008	0,001

c.m. – celkové množství; v.m. – vyluhovatelné množství;

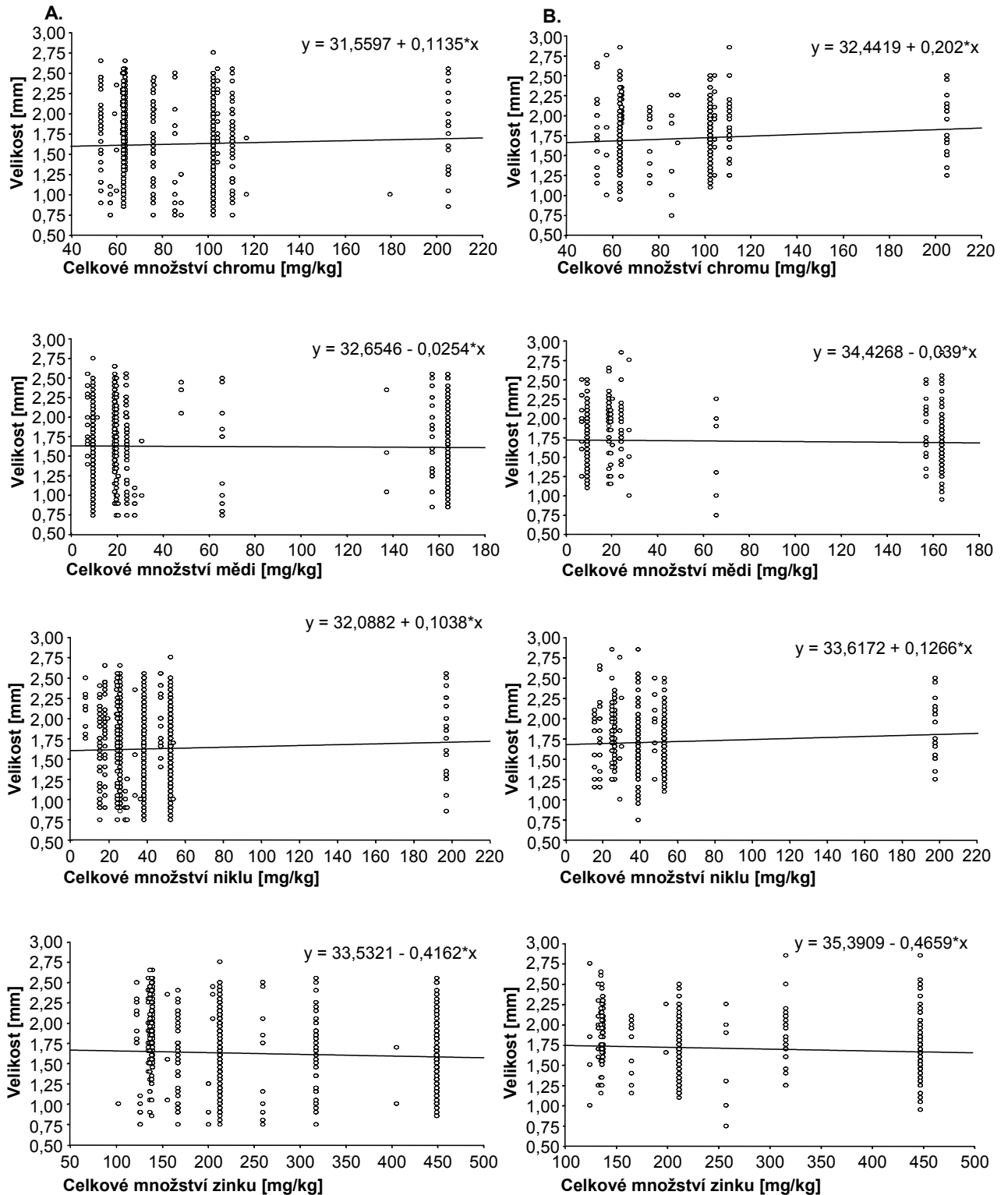
p – pravděpodobnost (srov. s $\alpha = 0,05$); R – Pearsonův korelační k.; R² – Spearmanův korelační k.

Velmi podobně se jeví závislosti velikosti na koncentracích těžkých kovů v půdě u samců tohoto druhu. Rozdíl je patrný pouze ve vazbě na nikl a zinek. U zinku nebyl pozitivní trend velikosti na celkovém množství těsně prokázán, ale zato byla zjištěna negativní korelace s vyluhovatelným množstvím (obr. 17).



Obr. 17: Lineární regrese velikosti samic (A.) a samců (B.) *P. collicola* na celkovém množství těžkých kovů v půdě
Pozn. * značí signifikantní závislost.

Zdá se, že těžké kovy velikost druhu *P. scaber* příliš neovlivňují (obr. 18). Pouze jedna lineární regrese byla signifikantní, a to negativní závislost velikosti samic na vyluhovatelném množství zinku v půdě. Negativní tendenci lze však vyzorovat také v případě celkového množství zinku i mědi u obou pohlaví. Naopak kladnou vazbu vykazuje velikost obou pohlaví na celkovém množství chromu a niklu v půdě.



Obr. 18: Lineární regrese velikosti samic (A.) a samců (B.) *P. scaber* na celkovém množství těžkých kovů v půdě

4.2.5 Těžké kovy v organismech

Přestože se, díky nízké citlivosti spektrofotometru, podařilo změřit množství těžkých kovů v tělech suchozemských stejnonožců jen na 3, resp. 4 lokalitách (tab. 11), získaná data poskytla několik zajímavých výsledků.

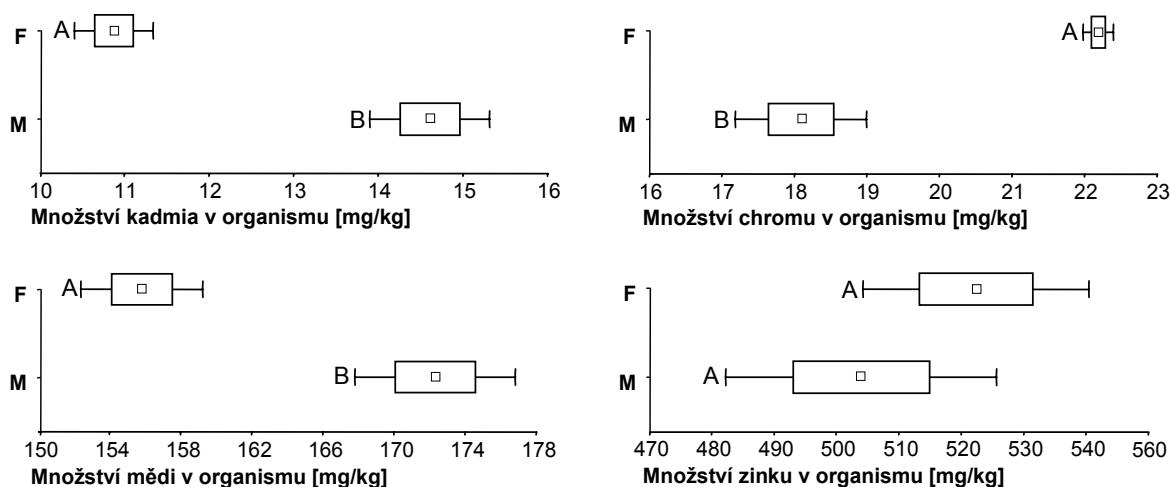
Tab. 11: Průměrné hodnoty koncentrací těžkých kovů změřených v organismech

Lokalita	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
<i>P. collicola - F</i>						
7	19,87	37,18	142,95	22,44	31,41	573,08
11	6,92	47,69	269,23	32,31	35,38	1225,38
12	< 5,00	32,04	202,91	< 21,50	< 22,50	434,95
<i>P. scaber - M</i>						
4	16,89	17,78	189,29	< 21,50	< 22,50	496,24
7	20,88	< 15,50	120,75	< 21,50	36,25	430,38
12	< 5,00	16,50	217,50	< 21,50	< 22,50	431,75
30	14,15	49,53	218,40	21,70	< 22,50	1262,74
<i>P. scaber - F</i>						
4	9,13	22,13	169,00	< 21,50	< 22,50	547,46
7	17,38	19,88	111,75	< 21,50	30,75	423,50
12	< 5,00	23,63	217,38	< 21,50	< 22,50	439,88
30	9,42	29,86	163,52	< 21,50	< 22,50	1344,44
<i>P. scaber - FG</i>						
7	6,67	24,76	104,76	< 21,50	27,14	479,52

Všechny měřené těžké kovy jsou oběma druhy bioakumulovány, i když Ni a Pb u *P. scaber* ve velmi malém množství (tab. 11). Nejvyšších koncentrací v tělech obou druhů dosahuje zinek, nicméně dle vypočítaných hodnot biokoncentračního faktoru (BCF) je živočichy nejvíce hromaděna měď. Poměrně vysokých BCF dosahuje také kadmium (tab. 12). Použité t-testy srovnávající střední hodnoty nahromaděných těžkých kovů u samců a samic *P. scaber* ukázaly, že samci kumulují více kadmium a měď, samice jen chrom (obr. 19). Srovnáním BCF samic a gravidních samic *P. scaber* lze zjistit, že gravidní samice kadmia, mědi i olova hromadí ještě méně než negravidní a naopak chromu, niklu a zinku více. Na základě komparace BCF obou druhů můžeme říci, že samice *P. collicola* akumulovaly všechny těžké kovy více než samice *P. scaber* a pouze kadmium a olovo hromadily méně než samci *P. scaber*. Z důvodu rozdílných lokalit, ze kterých samice obou druhů pochází, nebylo provedeno srovnání pomocí t-testů.

Tab. 12: Bioakumulační faktory (BCF) jednotlivých těžkých kovů

	Lokalita	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<i>P. collicola - F</i>							
	7	> 3,97	0,36	> 10,40	0,86	> 1,40	2,69
	11	> 1,39	0,56	4,11	0,61	> 1,57	4,72
	12	-	0,51	1,24	< 0,30	-	0,97
<i>P. scaber - M</i>							
	4	> 3,38	0,28	10,23	< 0,33	-	3,56
	7	> 4,18	0,14	> 8,78	< 0,25	> 1,61	2,02
	12	-	0,26	1,33	< 0,20	-	0,96
	30	> 2,83	0,45	9,10	0,88	-	3,98
<i>P. scaber - F</i>							
	4	> 1,83	0,35	9,14	< 0,43	-	3,93
	7	> 3,48	0,19	> 8,13	< 0,16	> 1,37	1,99
	12	-	0,37	1,33	< 0,24	-	0,98
	30	> 1,88	0,27	6,81	< 0,58	-	4,23
<i>P. scaber - FG</i>							
	7	> 1,33	0,24	> 7,62	< 0,22	> 1,21	2,25



Obr. 19: Krabicové grafy t-testů akumulovaného množství těžkých kovů jednotlivými pohlavími *P. scaber*
 Pozn. A, B – značí signifikantní rozdíly akumulovaného množství

Pozn. koncentrace niklu a olova byly většinou pod bodem detekce, proto nebyly t-testy těchto dvou kovů provedeny

Jak ukázaly výpočty lineární regrese, koncentrace těžkých kovů v tělech organismů souvisí s jejich množstvím v půdě (tab. 14). Kumulace kovů oběma druhy je vždy těsněji spjata s jeho vyluhovatelným než s celkovým množstvím. Závislost chromu u *P. collicola* na celkovém množství vykazuje pozitivní trend, zatímco na vyluhovatelném negativní. Obdobný trend lze vypočítat v případě zinku u *P. scaber*, kdy kladná závislost na celkovém množství nebyla signifikantní, ale negativní na vyluhovatelném

už ano. Se zvyšujícím se množstvím mědi a niklu v prostředí hromadí *P. collicola* tyto kovy v těle více, zinek zase naopak méně. *P. scaber* podobně jako předešlý druh hromadí měď tím víc, čím víc je jí v prostředí. Stejně tak přijímá chrom. Opačně je tomu u niklu (obr. 20).

Byla prokázána souvislost mezi akumulací některých těžkých kovů a velikostí živočicha (tab. 13), a to zejména u samic *P. collicola*. Je zajímavé, že chrom a nikl je většími samicemi *P. collicola* hromaděn méně, zatímco většími samci *P. scaber* více. Naopak tyto dva druhy a pohlaví vykazují kladný trend mezi velikostí těla a množstvím nashromážděného zinku. Akumulace olova samicemi *P. collicola* navíc vykazuje signifikantní negativní závislost na jejich velikosti. U samic *P. scaber* nebyl žádný trend zaznamenán.

Tab. 13: Statistické veličiny lineární regrese mezi velikostí živočicha dle pohlaví a akumulovaným množstvím těžkých kovů u obou druhů stejnonožců

Kov	Statistické veličiny	<i>P. collicola</i> - F	<i>P. scaber</i> - M	<i>P. scaber</i> - F
Cd	p	0,177	0,600	0,311
	R	-0,091	0,028	-0,041
	R ²	0,001	0,001	0,002
	Rovnice	$y = 22,384 - 0,593x$	$y = 33,410 + 0,270x$	$y = 32,738 - 0,604x$
Cr	p	0,000	0,026	0,164
	R	-0,233	0,117	0,057
	R ²	0,054	0,014	0,003
	Rovnice	$y = 27,756 - 1,600x$	$y = 32,187 + 0,894x$	$y = 27,978 + 1,850x$
Cu	p	0,201	0,715	0,609
	R	-0,086	0,019	-0,021
	R ²	0,007	0,000	0,000
	Rovnice	$y = 23,449 - 0,810x$	$y = 33,295 + 0,296x$	$y = 32,726 - 0,414x$
Ni	p	0,000	0,070	0,306
	R	-0,241	0,096	-0,042
	R ²	0,058	0,009	0,002
	Rovnice	$y = 24,195 - 1,221x$	$y = 31,970 + 1,649x$	$y = 32,482 - 0,019x$
Pb	p	0,000	0,599	0,701
	R	-0,229	-0,028	-0,016
	R ²	0,052	0,001	0,000
	Rovnice	$y = 23,580 - 1,314x$	$y = 34,013 - 0,120x$	$y = 32,299 - 0,123x$
Zn	p	0,001	0,022	0,772
	R	0,219	0,121	0,012
	R ²	0,048	0,015	0,000
	Rovnice	$y = 23,749 - 0,294x$	$y = 31,864 + 0,385x$	$y = 31,849 + 0,045x$

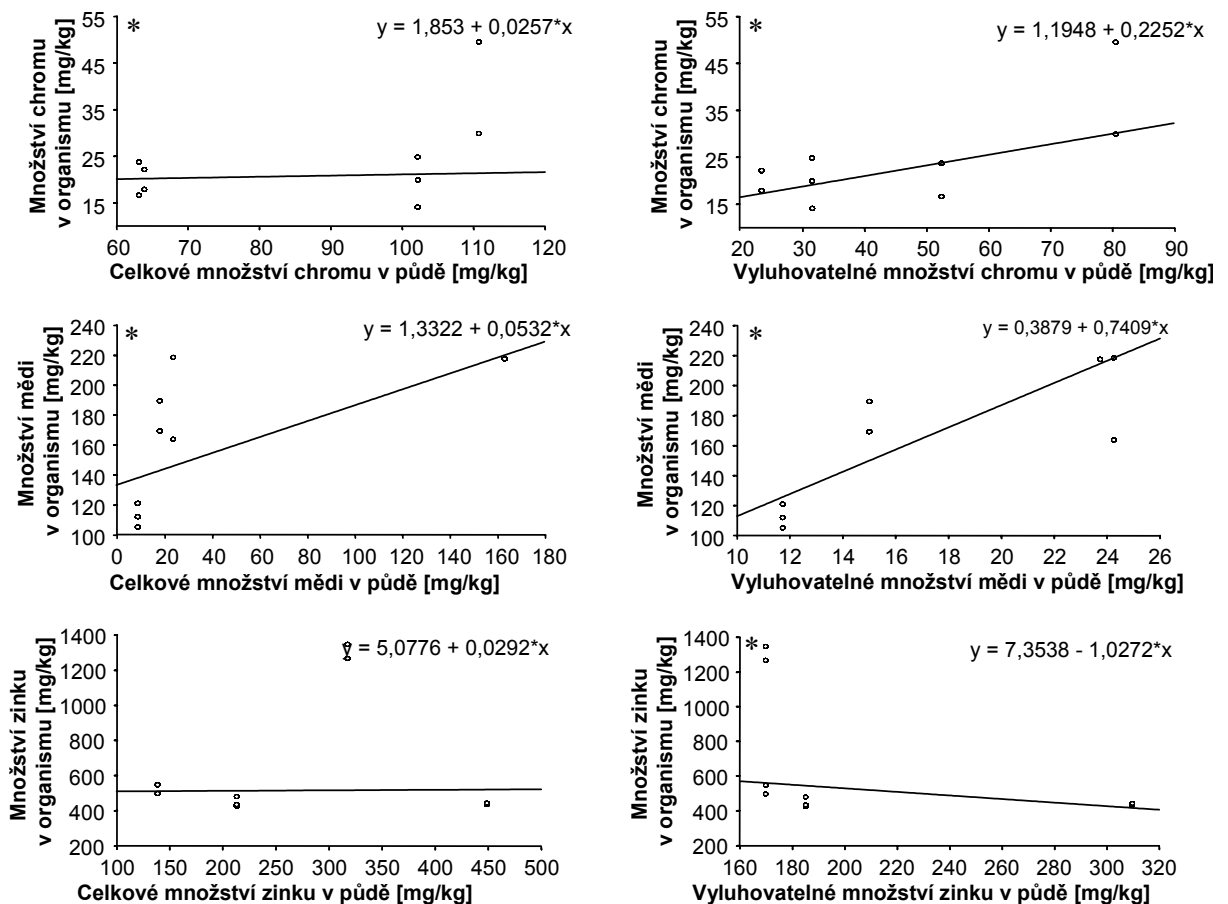
p – pravděpodobnost (srov. s $\alpha = 0,05$); R – Pearsonův korelační k.; R² – Spearmanův korelační k.

Tab. 14: Statistické veličiny lineární regrese mezi akumulací těžkých kovů v organismu a jejich celkovým či vyluhovatelným množstvím v půdě

Kov	Statistické veličiny	<i>P. collicola</i>		<i>P. scaber</i>	
		c. m.	v. m.	c.m.	v.m.
Cr	p	0,000	0,000	0,008	0,000
	R	0,530	-0,627	0,085	0,587
	R ²	0,281	0,394	0,007	0,344
	Rovnice	$y = 2,158 + 0,196x$	$y = 5,538 - 0,422x$	$y = 1,853 + 0,026x$	$y = 1,195 + 0,225x$
Cu	p	0,000	0,000	0,000	0,000
	R	0,328	0,589	0,805	0,896
	R ²	0,107	0,347	0,649	0,803
	Rovnice	$y = 1,801 + 0,022x$	$y = 0,997 + 0,523x$	$y = 1,332 + 0,053x$	$y = 0,388 + 0,741x$
Ni	p	0,001	pod	0,000	pod
	R	0,220	bodem	-0,206	bodem
	R ²	0,049	detekce	0,042	detekce
	Rovnice	$y = 0,721 + 0,289x$		$y = 1,233 - 0,050x$	
Zn	p	0,000	0,000	0,624	0,000
	R	-0,562	-0,906	0,016	-0,273
	R ²	0,315	0,820	0,000	0,074
	Rovnice	$y = 12,135 - 1,641x$	$y = 13,687 - 3,179x$	$y = 5,080 + 0,029x$	$y = 7,354 - 1,027x$

c.m. – celkové množství; v.m. – vyluhovatelné množství;

p – pravděp. (srov. s $\alpha = 0,05$); R – Pearsonův korelační k.; R² – Spearmanův korelační k.



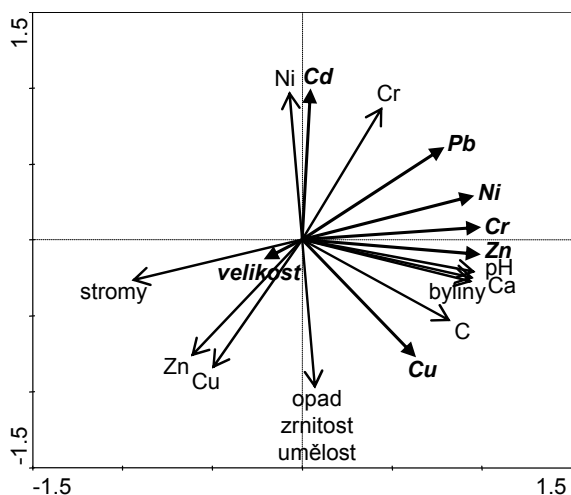
Obr. 20: Lineární regrese mezi akumulovaným množstvím těžkých kovů v organismu a jeho celkovým nebo vyluhovatelným množstvím v půdě u *P. scaber*

Pozn. * značí signifikantní závislost.

4.2.6 Vliv kombinací faktorů na populace stejnonožců

Souvislosti mezi faktory prostředí, těžkými kovy i charakteristikami stejnonožců, jako pohlaví, velikost, akumulované těžké kovy, byly analyzovány ordinační metodou RDA, protože délka gradientu testu DCA zdaleka nepřesáhla hodnotu 4. Analýzy byly provedeny pro každý druh zvlášť a obě byly statisticky významné ($F = 138,548$; $p = 0,002$; resp. $F = 77,8$; $p = 0,002$). Výsledky obou testů se však liší.

K vysvětlení celkové variability charakteristik samic¹ *P. collicola* stačily pouze dvě kanonické, tj. definované známými faktory prostředí, a jednou nekanonickou osou (tab. 15). Hned první osa, s níž velmi těsně pozitivně koreluje pH, množství Ca, pokryvnost bylin a dá se říci, že i množství C, postihuje poměrně velké procento variability, 38,2 %. Na těchto faktorech prostředí jednoznačně závisí množství kumulovaného chromu, niklu a zinku, do jisté míry též olova a mědi. Situaci přehledně znázorňuje obrázek 21. Naopak hromadění kadmia s těmito faktory prostředí nesouvisí. To je částečně podporováno větším celkovým obsahem chromu a niklu v prostředí, tlumeno zase množstvím opadu, větší skeletovitostí půdy i umělostí prostředí.



Obr. 21: RDA závislostí faktorů prostředí a populačních charakteristik *P. collicola*
 pozn. → faktory prostředí
 → **charakteristiky stejnonožců**

ovlivněna zástínem stromů či koncentrací zinku a mědi v prostředí. Z tabulek 16 a 17 je však zřejmé, že tyto faktory ji ovlivňují minimálně a je tedy zcela závislá na jiném, nesledovaném činiteli.

Tab. 15: Sumární přehled vysvětlené variability hlavních os RDA modelu pro druh *P. collicola*

Osa	1	2	3	4
Variabilita vysvětlená danou osou	0,382	0,039	0,579	0,000
Korelace charakteristik stejnonožců a faktorů prostředí	0,949	0,450	0,000	0,000
Kumulativní procento vysvětlené variability charakteristik stejnonožců danou osou	38,200	42,100	100,000	0,000
Kumulativní procento vysvětlené variability korelace faktorů prostředí a charakteristik stejnonožců danou osou	90,800	100,000	0,000	0,000

¹ U druhu *P. collicola* byly testovány pouze samice, protože jen u nich se podařilo změřit množství akumulovaných těžkých kovů.

Tab. 16: Těsnost korelace faktorů prostředí s hlavními osami RDA modelu pro druh *P. collicola*

Faktor prostředí	Osa			
	1	2	3	4
Cr	0,430	0,401	0,000	0,000
Cu	-0,482	-0,388	0,000	0,000
Ni	-0,069	0,449	0,000	0,000
Zn	-0,596	-0,350	0,000	0,000
pH	0,927	-0,096	0,000	0,000
Ca	0,917	-0,115	0,000	0,000
C	0,796	-0,245	0,000	0,000
Byliny	0,911	-0,126	0,000	0,000
Stromy	-0,913	-0,122	0,000	0,000
Opad	0,069	-0,449	0,000	0,000
Struktura půdy	0,069	-0,449	0,000	0,000
Umělost	0,069	-0,449	0,000	0,000

Tab. 17: Těsnost korelace charakteristik stejnonožců a hlavních os modelu RDA pro druh *P. collicola*

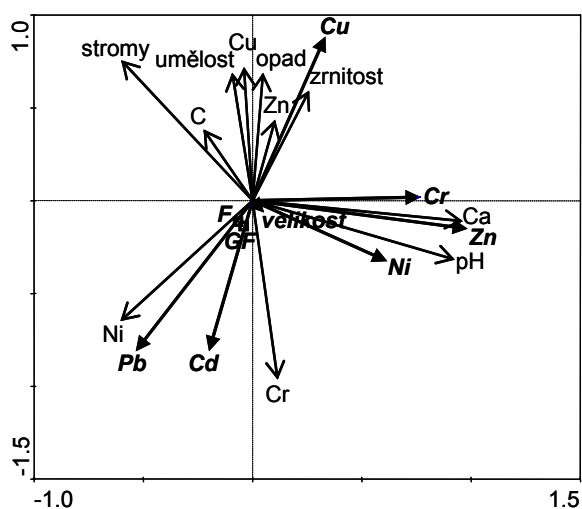
Charakteristika stejnonožců	Osa			
	1	2	3	4
Cd	0,047	0,999	0,000	0,000
Cr	0,997	0,083	0,000	0,000
Cu	0,634	-0,773	0,000	0,000
Ni	0,957	0,292	0,000	0,000
Pb	0,791	0,612	0,000	0,000
Zn	0,995	-0,096	0,000	0,000
Velikost	-0,213	-0,129	0,969	0,000

V modelu RDA pro druh *P. scaber* jsou všechny 4 hlavní osy kanonické a celkem postihují pouze 10,2 % variability charakteristik stejnonožců, z čehož 7,4 % je vysvětleno první osou (tab. 18).

Tab. 18: Sumární přehled vysvětlené variability hlavních os RDA modelu pro druh *P. scaber*

Osa	1	2	3	4
Variabilita vysvětlená danou osou	0,074	0,024	0,004	0,000
Korelace charakteristik stejnonožců a faktorů prostředí	0,910	0,518	0,074	0,071
Kumulativní procento vysvětlené variability charakteristik stejnonožců danou osou	7,400	9,800	10,200	10,200
Kumulativní procento vysvětlené variability korelace faktorů prostředí a charakteristik stejnonožců danou osou	72,700	95,700	99,500	100,000

Diagram (obr. 22) znázorňuje tři zřetelně oddělené skupiny vzájemně spjatých faktorů, resp. charakteristik. První soubor, který je též nejtěsněji korelován s první osou, tvoří pH a množství vápníku, jakožto vysvětlujícími proměnnými zejména akumulovaného množství zinku, ale také chromu a niklu (tab. 19, 20).



Obr. 22: RDA závislostí faktorů prostředí a populačních charakteristik *P. scaber*

pozn. → faktory prostředí

→ **charakteristiky stejnonožců**

V další skupině, též ještě poměrně dobře avšak negativně korelované s první osou, se nachází celková koncentrace niklu a pokrývnost stromového patra. Na těchto faktorech závisí akumulace olova, které je však spolu s kadmíem výrazněji ovlivněno společnou přítomností chromu a niklu v půdě. Poslední seskupení ukazuje společný vliv pokrývnosti stromů a opadu, struktury půdy, umělosti prostředí, ale i celkové koncentrace mědi na množství mědi hromaděné stejnonožci. Velikost

a pohlaví nejsou sledovanými faktory nijak výrazně ovlivněny, nicméně gravidita samic určitou souvislost s akumulací olova a kadmia vykazuje (tab. 20).

Tab. 19: Těsnost korelace faktorů prostředí s hlavními osami RDA modelu pro druh *P. scaber*

Faktor prostředí	Osa			
	1	2	3	4
Cr	0,106	-0,506	-0,004	-0,012
Cu	-0,035	0,380	-0,039	-0,030
Ni	-0,559	-0,341	-0,021	-0,023
Zn	0,098	0,232	-0,049	-0,042
pH	0,853	-0,167	-0,004	-0,009
Ca	0,886	-0,058	0,012	0,008
C	-0,209	0,205	-0,049	-0,042
Stromy	-0,555	0,397	0,006	0,013
Opad	0,046	0,365	0,020	0,047
Struktura půdy	0,242	0,313	-0,042	-0,034
Umělost	-0,086	0,364	-0,041	-0,031

Tab. 20: Těsnost korelace charakteristik stejnonožců a hlavních os modelu RDA pro druh *P. scaber*

Charakteristika stejnonožců	Osa			
	1	2	3	4
Cd	-0,200	-0,811	0,292	0,198
Cr	0,770	0,020	-0,047	-0,070
Cu	0,334	0,885	-0,224	-0,117
Ni	0,617	-0,327	0,110	0,040
Pb	-0,535	-0,811	0,001	-0,078
Zn	0,984	-0,151	0,041	-0,010
F	-0,007	-0,030	0,047	0,025
GF	-0,075	-0,138	-0,003	-0,017
Velikost	0,037	-0,044	-0,059	0,007

4.3 Pokus s fixačními činidly

Z provedených statistických analýz (tab. 22) je evidentní, že obě zkoumaná fixační činidla významným způsobem ovlivňují naměřenou koncentraci těžkých kovů v organismech, které byly po určitý čas (v rámci této práce 3,5 měsíce) v těchto činidlech naloženy. Získaná data ukázala, že činidla se ve svém působení na koncentrace těžkých kovů liší nejen mezi jednotlivými kovy, ale i mezi pohlavími (obr. 23). Na druhou stranu, oproti kontrole se obsahy těžkých kovů vlivem obou konzervačních činidel vždy změnilo stejným způsobem, tj. buď se zvýšily (kadmium, měď, nikl), snížily (olovo, zinek) nebo zůstaly stejné (chrom), s výjimkou zinku u samic. Míra změny se však u většiny kovů pro obě činidla i pohlaví lišila (tab. 21). Například koncentrace kadmia se u samců a samic naložených v etanolu snížila téměř shodně o 47 %, resp. 46 %. Naproti tomu formalín snížil obsah kadmia v samcích až o 48 %, ale v samicích o 36 %. Z uvedených procentuálních změn koncentrací těžkých kovů jsou také patrné rozdíly naměřených obsahů kovů ve vzorcích naložených v odlišných činidlech. U samců naložených v etanolu tak bylo naměřeno o 42 % olova více jak v kontrolním vzorku, ale o 56 % méně jak ve vzorku naloženém ve formalínu. U samic však nebyl zjištěn žádný rozdíl v působení činidel na obsah olova. Vliv formalínu je navíc různý u jednotlivých pohlaví, kdy u samců byla naměřena vyšší koncentrace mědi, olova a zinku jak u samic. Na ostatní tři kovy, nikl, chrom a kadmium, působí formalín u obou pohlaví stejně.

Tab. 21: Míra [%] změny koncentrace těžkých kovů pod vlivem konzervačních činidel oproti kontrole

Kov	Pohlaví		Etanol		Formalín
Kadmium	M	↓	47	↓	48
	F	↓	46	↓	36
Chrom	M	–	–	–	–
	F	–	–	–	–
Měď	M	↓	21	↓	24
	F	↓	25	↓	30
Nikl	M	↓	50	↓	62
	F	↓	79	↓	72
Olovo	M	↑	42	↑	98
	F	–	–	–	–
Zinek	M	↑	30	↑	11
	F	↑	21	–	–

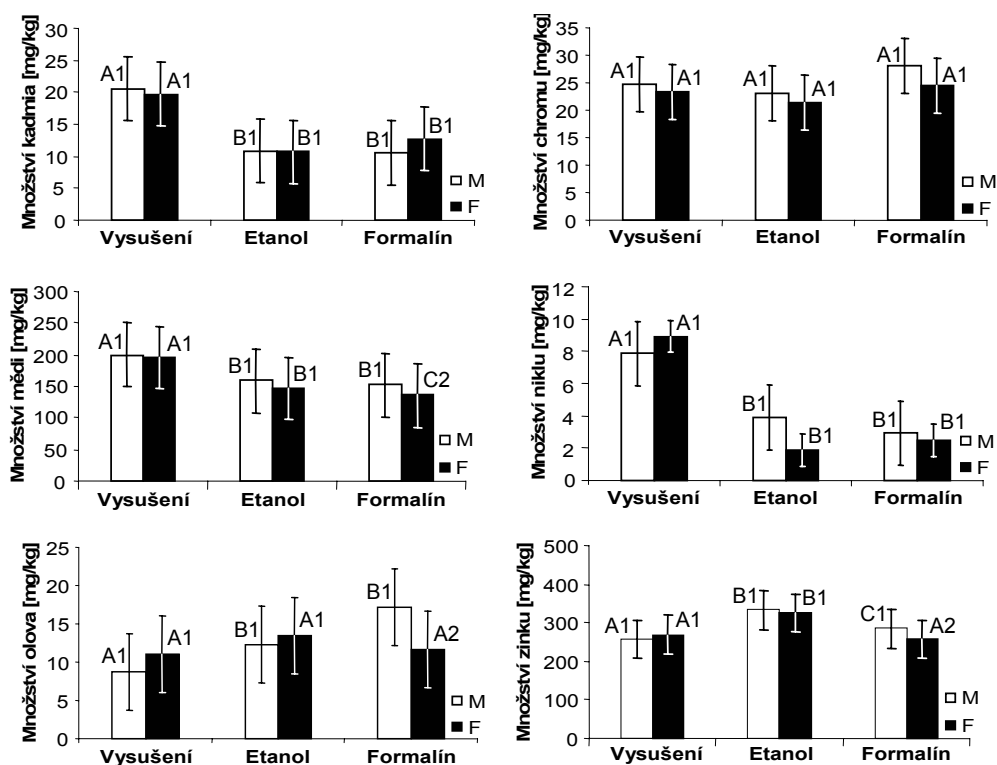
Pozn. oproti kontrole se koncentrace kovu signifikantně:

↓ snížila, ↑ zvýšila, – zůstala nezměněna.

Tab. 22: Statistické veličiny dvoucestné ANOVY testující variabilitu průměrných koncentrací těžkých kovů mezi pohlavími, fixačními činidly a jejich interakcemi

Kov	Proměnná	p	F	F-krit
Kadmium	Pohlaví	0,545	0,389	4,747
	Činidlo	0,000	86,351	3,885
	Interakce	0,193	1,893	3,885
Chrom	Pohlaví	0,327	1,046	4,747
	Činidlo	0,381	1,046	3,885
	Interakce	0,895	0,112	3,885
Měď	Pohlaví	0,001	18,403	4,747
	Činidlo	0,000	181,957	3,885
	Interakce	0,158	2,158	3,885
Nikl	Pohlaví	0,542	0,395	4,747
	Činidlo	0,000	23,837	3,885
	Interakce	0,294	1,357	3,885
Olovo	Pohlaví	0,586	0,313	4,747
	Činidlo	0,019	5,624	3,885
	Interakce	0,032	4,649	3,885
Zinek	Pohlaví	0,139	2,519	4,747
	Činidlo	0,000	71,859	3,885
	Interakce	0,028	4,875	3,885

p – pravděpod. (srov. s $\alpha = 0,05$); F – test. kritérium; F-krit. – krit. hod.



Obr. 23: Střední hodnoty koncentrací těžkých kovů naměřených v organismech ovlivněných různými zásahy

Pozn. A, B, C – značí signifikantní rozdíly mezi zásahy
1, 2 – značí signifikantní rozdíly mezi pohlavími.

5 DISKUZE

5.1 Těžké kovy v půdách

V půdách se běžně zjišťují dvě koncentrace těžkých kovů, jednak jejich celkové množství, ale také tzv. vyluhovatelné množství, tedy mobilní forma daného kovu, kterou mohou organismy přijmout do svého těla. Půdy města Olomouce jsou nejvíce kontaminovány zinkem (prům. hodnota 200,65 mg/kg) a chromem (prům. hodnota 92,12 mg/kg), nejméně olovem (prům. hodnota < 23,87 mg/kg) a kadmiiem (prům. hodnota < 5 mg/kg). Vyluhovatelné množství se podařilo změřit u chromu, mědi a zinku. Výsledky ukazují, že koncentrace mobilní formy chromu souvisí jak s jeho celkovým množstvím v půdě, tak s jiným, nesledovaným faktorem. Vyluhovatelné množství mědi jednoznačně závisí na jejím celkovém množství v půdě, ale zinek je spjat s pH půdy.

Dle předpokladu celkové koncentrace mědi, niklu a zinku všech lokalit alespoň dosáhly, ale častěji překročily hodnoty naměřené v půdách v okolí Olomouce (Kočař, Šarapatka 2007). Naopak nízké obsahy kadmia i olova se s jejich množstvím v okolí města v zásadě shodují, s výjimkou olova na lokalitách 12 a 18. S těmito dvěma lokalitami jsou navíc spjaty oproti ostatním nápadně vysoké koncentrace mědi, jež byla změřena také na lokalitě 27 spolu s výjimečně vysokým obsahem niklu a chromu. Olovo a měď jsou v městských ekosystémech hlavně antropogenního původu, zdrojem niklu a chromu je spíše horninové podloží (Manta a kol. 2002; Gál a kol. 2008). Zvýšené koncentrace těchto kovů na daných lokalitách je možné vysvětlit jednak blízkostí parkoviště a seřazovacího nádraží (lokalita 12), tiskárny (lokalita 18) nebo teplárny firmy Dalkia (lokalita 27), která ve svých kotlech spaluje zejména hnědé a černé uhlí, popř. lehký topný olej a biomasu (Chrást 2006). Celkově jsou půdy Olomouce nejvíce kontaminovány zinkem, jehož koncentrace přesáhly stanovený limit MŽP na 7 lokalitách (Česko, MŽP 1994). Toto zatížení je pravděpodobně spojeno s rozvinutým strojírenským průmyslem, zpracováním železa a také s přítomností již zmíněné teplárny. To, že je přítomnost zinku spojena s lidskou činností, také potvrdila PCA analýza jasnou vazbou jeho celkového množství na umělost prostředí.

V letech 1993 až 1996 bylo provedeno důkladné geochemické mapování hlavního města Prahy, při kterém bylo odebráno 495 vzorků půd a byly změřeny koncentrace 15 stopových prvků (Ďuriš 2005). Ačkoli jsou to hodnoty již 13 let staré poskytují

zajímavé srovnání. Průměrné obsahy kadmia, mědi, niklu, ale i zinku, u kterého se vyskytlo pár lokalit s extrémními koncentracemi (až dvojnásobek nejvyšších hodnot v Olomouci), dosahovaly v Praze stejných koncentrací jako v Olomouci. Olova však bylo v hlavním městě několikanásobně více (stř. hodnota 68 mg/kg), chromu zase méně (stř. hodnota 28 mg/kg). Srovnáním naměřených koncentrací všech kovů s hodnotami z jiných evropských měst (Manta a kol. 2002; Madrid a kol. 2006; Gál a kol. 2008) lze zjistit, že se od těchto hodnot výrazněji liší koncentrace olova a chromu. Olova bylo v Olomouci naměřeno nápadně méně, chromu naopak více. Olomouc se tedy od Prahy stejně jako od ostatních evropských měst odlišuje v koncentracích chromu a olova. Obsah těchto dvou kovů v půdě je spojován zejména s kvalitou horninového podloží, kdy chrom je vázán na bazické, olovo zase na kyselé horniny (Beneš 1994; Ďuriš 1995). To by mohl být, s ohledem na spíše zásadité podloží Olomouce (GeoWeb 1999), další z důvodů vysokého zatížení chromem a poměrně nízkých koncentrací olova v jeho půdách.

Obecně se celkové množství těžkých kovů nepovažuje za dobrý prediktor jejich vyluhovatelného obsahu, resp. biodostupnosti pro organismy (Vijver 2005; Menzies a kol. 2007), přesto někteří autoři pozitivní závislost téměř u všech kovů našli (Gray, McLaren 2006; Jamali a kol. 2006; Gál a kol. 2008). Tato zjištění korespondují s mými výsledky lineární regrese, kdy vyluhovatelná množství chromu i mědi pozitivně korelují s jejich celkovým množstvím. U zinku však tato závislost potvrzena nebyla, ale byla zjištěna souvislost mezi její mobilní formou a pH. Stejný závěr byl prezentován ve studii zabývající se vlivem organických kyselin na vyluhovatelné množství kadmia, olova a zinku. Zvýšení kyselosti vedlo k přibývání vyluhovatelného množství u všech zkoumaných kovů, avšak nejvíce právě u zinku (Schwab, Zhu 2008).

PCA analýza potvrdila, že rozhodujícím faktorem, na němž závisí množství dostupné mědi pro organismy, je její celkové množství v půdě. Ve shodě s lineární regresí byl také vyhodnocen dominantní faktor pro zinek, tím je pH půdy. Tato analýza však upozornila na ne zcela jednoznačnou závislost vyluhovatelného chromu na jeho celkovém množství a našla větší vazbu jeho mobilní formy na jiný nesledovaný faktor prostředí, který je spjatý se strukturou půdy a umělostí prostředí. Však také lineární regrese závislosti vyluhovatelného chromu na jeho celkovém množství byla jen těsně signifikantní ($p = 0,047$). Tomu, že na chrom pravděpodobně více působí jiný neznámý faktor prostředí napovídá i poměr jeho vyluhovatelného množství k celkovému. Gál a kol. (2008) ve svém výzkumu provedeném ve městě Renfrewshire ve Skotsku zjistili,

že se měď a zinek snadno vymývají do půdního roztoku, zatímco chrom tvoří spíše nerozpustné formy. Toto však nesouhlasí s výsledky z Olomouce, kde je mobilního zinku k jeho celkovému množství nápadně méně než u chromu a mědi. Vysvětlení rozdílu u zinku je nasnadě, v Olomouci je vyšší pH půd než v Renfrewshiru a s vyšším pH se zinek snáz sorbuje na jílnaté částice, druhotné oxidy Fe, Mn Al a na organickou hmotu (Beneš 1994). Co se týče chromu, je situace komplikovanější. Důvod různého podílu pohyblivých forem je možné hledat v odlišném redoxpotenciálu půdy, kdy oxidační podmínky zvyšují jeho pohyblivost (Beneš 1994). To by také mohl být onen neznámý faktor prostředí, nalezený modelem PCA. Pro potvrzení této hypotézy by však bylo nutné provést bližší výzkum, protože údaje o redoxpotenciálu půd nejsou ani z jednoho z měst k dispozici.

Shrnu-li výsledky diskutované v této kapitole, pak mohu konstatovat, že Olomouc i přes rozvinutý průmysl není těžkými kovy výrazně zamořena. Odhad vyluhovatelného množství těžkých kovů, s výjimkou mědi, není možné uskutečnit pouze na základě jejich celkové koncentrace. Jednotlivé kovy jsou ovlivňovány dalšími faktory prostředí, jako je pH, zrnitost půdy či redoxpotenciál.

5.2 Populační charakteristiky stejnonožců

5.2.1 Abundance

Přestože se oba druhy zkoumaných stejnonožců vyskytují, s výjimkou jediné lokality, na všech lokalitách společně, vždy převažuje jen jeden z nich. Vysvětlením může být negativní závislost *Porcellio scaber* na množství vápníku v půdě či protichůdné nároky obou druhů na charakter biotopu. Vliv těžkých kovů je pravděpodobně poměrně malý, protože jako signifikantní byla vyhodnocena pouze závislost počtu samic *Porcellium collicola* na celkovém množství zinku.

Oba druhy zkoumaných stejnonožců jsou u nás velice běžné (Frankenberger 1944; 1959), mají velmi podobné ekologické nároky a často se vyskytují společně (Flasarová 1990; Donátová 1998). Jisté odlišnosti mezi nimi však existují. Jednou z nich je jejich původ. *P. collicola* se k nám rozšířil z jihovýchodní Evropy (Frankenberger 1942), zatímco *Porcellio scaber* má původ v Evropě západní a snáší i poměrně nízké teploty (Frankenberger 1944; 1959; Flasarová 1958). Různé mikroklimatické podmínky mohou být tedy jeden z důvodů, proč na jedné lokalitě převažuje jeden a na jiné druhý druh. Dalším rozdílem je zjištěná středně silná negativní závislost početnosti samců, samic

i gravidních samic *P. scaber* na množství vápníku v půdě, která se u *P. collicola* neprojevila. Z dostupných informací o *P. scaber* a dalších stejnonožcích je evidentní, že jejich nároky na vápník zvláště čerstvě po svlékání jsou poměrně vysoké (Ziegler a kol. 2005; Ziegler 2008) a dá se předpokládat, že tato potřeba vede spíše k pozitivní závislosti na něm (Wolters, Ekschmitt 1997). Důvod nižší abundance v místech s vyšší koncentrací vápníku je tedy nutné hledat ve spojitosti s jiným vlivem. Jak bylo zmíněno, model PCA našel pozitivní souvislost mezi množstvím vápníku a niklu, resp. chromu. Vzhledem k tomu, že lineární regrese závislosti početnosti *P. scaber* na niklu, resp. chromu nebyla signifikantní, dá se o možném nepříznivém působení těchto dvou kovů pouze hypotetizovat. Tato hypotéza je však podpořena faktem, že zmíněné kovy mají na svědomí nižší počet bentických bezobratlých v řekách i mokřadech (Mary, Marmonier 2000; Barret, Mcbrlen 2007; Marchese a kol. 2008). Proti ní zase hovoří velmi nízké BCF obou kovů u obou druhů a fakt, že jsou stejnonožci schopni se těchto kovů zbavovat při pravidelném svlékání (Raessler a kol. 2005). Další souvislosti jsou diskutovány v kap. 5.3.

Zajímavý výsledek, ukazující rozdílnost nároků obou druhů stejnonožců, podala ANOVA vlivu pokryvnosti stromového patra a opadu na jejich abundanci. Zatímco na *P. collicola* jednoznačně negativně působí vyšší počet stromů na lokalitě, *P. scaber* ubývá v důsledku většího opadu i počtu bylin. Jak osově souměrné působí grafy vlivu opadu na početnost *P. collicola* a stromů na *P. scaber*. Je tedy zřejmé, že počet stromů a množství opadu jsou další faktory odlišující preference lokalit obou druhů.

Dle Navrátila (2007) a Riedela (2008) stejnonožci svým rozšířením a abundancí nejvíce reagují na umělost prostředí. Speciálně *P. collicola* v jejich výzkumech vykazoval výraznou pozitivní vazbu na umělá prostředí. Přestože analýza ANOVA nebyla signifikantní, pozitivní trend je evidentní. Výraznější závislost však početnost vykazuje na struktuře půdy, která je s umělostí prostředí v Olomouci nedílně svázána. Jak bylo řečeno, nachází se zde zejména fluvizemě a luvické černozemě, tedy nivní jílovité přirozeně bezskeletovité půdy, které sem byly po staletí přinášeny řekou Moravou. Obsahují-li tyto šterk a větší kameny, je to důsledek lidské činnosti. Právě na skeletovitých půdách byla zaznamenána nejvyšší abundance, která zároveň byla signifikantně odlišná od půd jílovitých. *P. scaber* na tyto sledované faktory reaguje nejednoznačně.

Lineární regrese mezi množstvím těžkých kovů a početností nebyly příliš průkazné. Objevil se pouze pozitivní trend obou druhů v závislosti na mědi a zinku. Nicméně jak

je uvedeno v kap. 5.1 celkové množství těchto těžkých kovů evidentně souvisí s umělostí prostředí a strukturou půdy. Také Grelle a kol. (2000) ve své práci uvádí, že na abundanci půdních bezobratlých má vliv organická hmota a struktura půdy, nikoli kontaminace těžkými kovy.

Z tohoto rozboru tedy jednoznačně vyplývá, že početnost obou druhů se spíše odvíjí od základních charakteristik prostředí, ne od množství těžkých kovů v půdě. Druh *P. collicola* je nejvíce ovlivněn strukturou půdy, zatímco *P. scaber* množstvím vápníku v ní.

5.2.2 Poměr pohlaví

Na většině lokalit u obou druhů výrazně převažuje počet samic nad počtem samců. Nejčastěji se tak poměr pohlaví blíží 1:2, u *P. collicola* však také 1:4. Jednocestná ANOVA vyhodnotila rozdíly v poměru pohlaví obou druhů na jednotlivých lokalitách jako nevýznamné.

Poměr pohlaví u suchozemských stejnonožců je obecně málokdy vyrovnaný, většinou převažují samice (Sutton 1972; Warburg 1993; Achouri, Charfi-Cheikhrouha 2005). Ačkoli dle mezinárodní studie (Hornung a kol. 2009), kde byly studovány změny poměru pohlaví u několika populací 4 druhů stejnonožců v zemních pastech během roku, není převaha samic vždy jednoznačná. Na jaře v zemních pastech spíše převažovali samci, od brzkého léta zase samice. Přestože je jev vysvětlován měnící se aktivitou jednotlivých pohlaví, je možné, že se jejich poměr v populacích stejnonožců skutečně mění. Jak ukazuje další výzkum zabývající se pouze druhem *P. scaber*, výraznější převaha samic během reprodukčního období se jejich zvýšenou mortalitou snižuje a na začátku jara bývá poměr 1:1. Průměrně však dosahuje hodnot 1:2 (Nair 1998). V jiné terénní studii, zkoumající adaptace populací *P. scaber* v souvislosti s jejich reprodukcí v místech znečištěných těžkými kovy, byla zjištěna shodně převaha samic (cca 63 %) na zatížených i kontrolní lokalitě (Donker a kol. 1993).

Z těchto údajů vyvozují, že i v této práci zdokumentovaná, mezi lokalitami neodlišná přesila samic je přirozeným jevem nezávislým na faktorech prostředí, včetně množství těžkých kovů.

5.2.3 Fertilita a fekundita

Zdá se, že ani plodnost stejnonožců není těžkými kovy v Olomouci příliš ovlivněna. Byla potvrzena silná závislost mezi počtem gravidních samic a celkovým počtem všech

jedinců daného druhu. Ačkoliv samice *P. collicola* jsou schopny ve svém marsupiu nosit o čtvrtinu vyvíjejících se potomků méně než samice *P. scaber*, celkově je gravidních samic *P. collicola* nápadně více. Jejich plodnost výrazně negativně ovlivňuje větší počet stromů na lokalitě, zatímco fekunditu samic *P. scaber* obdobně ovlivňuje pokryvnost opadu. Vliv těžkých kovů na plodnost obou druhů je velmi malý. Signifikantní, ale slabě korelované, se ukázaly být pouze pozitivní závislosti plodnosti na celkovém množství mědi u *P. collicola*, chromu a niklu u *P. scaber*, u něhož byla též významná negativní závislost na celkovém množství zinku.

Neprovedeme-li bližší průzkum pohlavních orgánů samic i samců, lze na jejich fertilitu usuzovat pouze z počtu gravidních samic. Nicméně jak se ukázalo, jejich počet se odvíjí od celkového počtu všech jedinců, což potvrdila lineární regrese, ale tento fakt lze také vyzorovat z probíraných testů ANOVY a RDA *P. scaber*. U tohoto druhu nebyla chycena jediná gravidní samice, klesl-li průměrný počet nachytaných jedinců pod 5. Závislost je to logická, protože nízký počet zástupců jednoho druhu snižuje šanci, že se potkají dvě odlišná pohlaví schopná reprodukce. Jak se zdá, fertilita s charakterem prostředí příliš nesouvisí.

Vědci nejčastěji spojují fekunditu s velikostí samice, kdy čím větší samice tím více vyvíjejících se potomků v marsupiu. Tento vztah platí nejen v rámci jednoho, ale i mezi druhy (Sutton 1972; Oliver, Meechan 1993; Warburg 1994; Jones, Hopkin 1996; Dangerfield, Telford 1995; Nair 1998; Achouri, Charfi-Cheikhrouha 2006). Je tedy zřejmé, že větší počet gravidních samic *P. collicola* než *P. scaber* je vlastně kompenzací nižší plodnosti samic, která je dána jejich menší velikostí.

Nicméně nenašla jsem jedinou práci, která by se zabývala vlivem běžných faktorů prostředí, jako je pH, struktura půdy, pokryvnost bylin, stromů a opadu, apod. na fekunditu stejnonožců bez souvislosti s velikostí samice. Výsledky ANOVY testující vliv těchto charakteristik na počet vyvíjejících se potomků v marsupiu takovou závislost naznačují. Srovnáním výsledných grafů s grafy analýz vlivu stejných charakteristik prostředí na početnost stejnonožců je evidentní, že jak početnost tak fekundita jsou faktory prostředí ovlivňovány obdobným způsobem. Na rozdíl od početnosti, kterou nejvýrazněji ovlivňuje struktura půdy, je plodnost *P. collicola* nejvíce spjata se stromovým patrem, kdy jeho pokryvnost 25 % a více významně snižuje počet potomků na jednu samici. V případě *P. scaber* není situace tak jednoznačná, ale zdá se, že důležitou roli ve snižování fekundity hraje vyšší pokryvnost opadu. Jak stromy, tak opad zastíňují zemský povrch, čímž také snižují jeho teplotu. Vývoj potomků

v marsupiu je však s teplotou úzce spjat. Nabízí se tedy vysvětlující hypotéza, že gravidní samice aktivně vyhledávají teplejší stanoviště, aby urychlily jejich vývoj. Tento předpoklad podporuje výzkum Dangerfielda a Hassalla (1994), kteří pod vyhřátým kmenem našli významně více gravidních samic než v okolní chladnější půdě, ale také Tufa a Jeřábkové (2008), kteří při vyšších teplotách vzduchu zaznamenali zvýšenou aktivitu gravidních samic.

Byl-li zkoumán vztah kombinace několika těžkých kovů k plodnosti, pak byla vždy prokázána negativní závislost (Donker a kol. 1993; Jones, Hopkin 1996; Alikhan 2002b). Ačkoliv Alikhan (2002b) upozornil na to, že samice z kontaminovaných ploch mají sice méně vajíček a embryí, ale vychovávají z nich více životaschopných mank a juvenilů než samice z nekontaminovaných oblastí. Důvod hledá v možném vzniku genetické rezistence vůči toxicitě těžkých kovů. Nižší fekundita samic ze zatížených lokalit je vysvětlována jejich vyšším výdejem energie na detoxifikaci organismu a při stále stejné alokaci do reprodukce jim už nezbyvá na růst. Alternativní vysvětlení poukazuje na fakt, že těžké kovy způsobují dřívější úmrtnost, proto samice musí volit trade-off mezi rychlostí růstu, časem reprodukce a přežíváním (Donker a kol. 1993; Jones, Hopkin 1996). Zkrátka, rozmnožující se samice jsou menší, a proto méně plodné. Na druhou stranu Farkas a kol. (1996), kteří zkoumali toxicitu mědi na druh *P. scaber*, zjistili, že při jejích mírně vyšších dávkách (100 mg/kg) v potravě přibýlo gravidních samic a více jich také potomky vychovalo. Koncentrace mědi 500 mg/kg a více však plodnost snižovala. S tímto poznatkem souhlasí výsledky závislosti plodnosti *P. collicola* na koncentraci mědi, zjištěné v této práci. Ostatní získaná data jsou se závěry uvedených autorů spíše v kontrastu, jen s výjimkou negativního vlivu zinku na fekunditu *P. scaber*. Ale převažující pozitivní vliv jednotlivých těžkých kovů souhlasí s výsledky vazby velikosti samic na ně (více viz kap. 5.2.4). Je důležité uvést, že všechny signifikantní závislosti mají velmi nízký Pearsonův korelační koeficient. Příčinou slabých závislostí jsou pravděpodobně velmi nízké koncentrace těžkých kovů v půdách. Výzkumy zabývající se vlivem těžkých kovů na rozmnožování stejnonožců byly provedeny na jedincích pochytaných v okolí kovohutí či dolů, tedy na územích těžkými kovy silně zamořených.

Výsledky této kapitoly ukazují, že fertilita suchozemských stejnonožců nezávisí na faktorech prostředí a jejich fekundita je silně pozitivně závislá na velikosti samic, ale souvisí také s charakterem prostředí, ve kterém populace žije. Znečištění těžkými kovy

v Olomouci je pravděpodobně tak nízké, že nemá na plodnost stejnonožců větší vliv než základní vlastnosti biotopu.

5.2.4 Velikost

Signifikantně odlišné velikostní proporce vykazují oba druhy mezi pohlavími. Samice *P. collicola* jsou větší než samci, zatímco samice *P. scaber* jsou menší než samci. Naopak, u obou druhů jsou gravidní samice větší než negravidní, s výjimkou lokalit 11 a 12, kdy jsou gravidní samice *P. scaber* menší než negravidní samice. Nízké korelační koeficienty vykazují signifikantní závislosti velikosti obou druhů na množství těžkých kovů v půdě. Tyto závislosti se mezi druhy liší.

Menší velikost samic než samců *P. scaber* zjištěná v této práci je opravdu překvapující, protože se obecně předpokládá pravdivost opaku, který navíc podporují data ze studií Donkera a kol. (1993) a Jonese a Hopkina (1996), získaná z kontaminovaných i nekontaminovaných ploch. Dle modelu RDA však velikost obou druhů stejnonožců více ovlivňují jiné, mnou nesledované faktory. Dá se předpokládat, že tyto faktory souvisí s nabídkou a kvalitou potravy. Podíváme-li se na výsledky velikostí podrobněji, zjistíme, že signifikanci rozdílu pravděpodobně podpořil nulový odchyt samců na 6 lokalitách, ze kterých tudíž není možné velikosti srovnat, ale také výrazně malé samice z lokalit 10 a 21. Na obou lokalitách dominuje druh *P. collicola*, proto se jako nejsnazší vysvětlení nápadně nízké velikosti samic *P. scaber* nabízí záměna druhů. Nicméně i když nebudeme brát tyto lokality v úvahu, stále je zde zřejmá převaha velikosti samců. Výzkum zaměřený na rozdíly ve velikosti pohlaví *P. scaber*, ovlivněné rozličnými podmínkami prostředí, zatím nebyl realizován, a tedy není možné brát větší velikost samic jako obecně platnou. Navíc u druhu *Porcellionides pruinosus* byla zjištěna větší velikost samců než samic (Dangerfield, Telford 1994) a u druhu *Phreatoicus typicus* jsou obě pohlaví stejně velká (Wilson, Fenwick 1999).

Otazníky vyvolávají také výsledky týkající se velikosti gravidních samic. Ačkoli t-testy u obou druhů potvrdily větší velikost gravidních samic oproti negravidním, u druhu *P. scaber* lze najít dvě lokality, kde jsou gravidní samice menší než negravidní. Jak již bylo uvedeno, samice se na kontaminovaných plochách rozmnožují dříve a při nižší hmotnosti než samice z ploch nekontaminovaných (Donker a kol. 1993; Farkas a kol. 1996; Alikhan 2002b). V žádné studii však není uveden rozdíl ve velikostech samic vstupujících do reprodukce a samic, které se vůbec nerozmnožily. Lze jen dedukovat, že samice investující energii do rozmnožování i do detoxikace

organismu bude menší než samice alokující zdroje pouze do odstraňování polutantů z těla. Tato hypotéza by mohla být vysvětlením menší velikosti samic z lokality 12, kde je půda zatížena mědí a zinkem nejvíce ze všech, ale vypočítané BCF pro měď i zinek jsou nejnižší ze všech. Z lokality 11 nejsou z důvodu příliš malého množství organismů bohužel k dispozici koncentrace akumulovaných těžkých kovů, nicméně celkové množství kovů není oproti ostatním lokalitám nijak výjimečné. Navíc, jak již bylo zmíněno, model RDA nenašel mezi velikostí organismů a zkoumanými parametry prostředí větší souvislost. Naopak, vysvětlení velikosti přisuzuje jinému, neznámému faktoru. Je tedy zřejmé, že pro vysvětlení disproporce ve velikosti gravidních samic v současné době chybějí potřebná data.

Všechny studie zabývající se vlivem těžkých kovů na suchozemské stejnonožce byly řešeny v extrémních podmínkách. Buď se jednalo o jedince původem z velmi kontaminovaných oblastí, tj. z okolí kovohutí, dolů apod., nebo byl výzkum realizován v laboratorních podmínkách, kdy byly organismy zatěžovány různými, až extrémními dávkami těžkých kovů. Za těchto podmínek byla zjištěna vesměs negativní závislost velikosti stejnonožců na množství těžkých kovů, ať už celkového v půdě či dodaného v potravě. Tento fenomén byl již objasněn výše, je spojen s výdaji energie na zamezení toxicity polutantů, popř. s nedostatečným příjmem energie z důvodu odmítání kontaminované potravy, čímž se živočich snaží vyvarovat přílišné expozici těžkým kovům. Nebo je menší velikost, resp. nižší váha vysvětlena zvýšenou mortalitou starších jedinců. Např. Drobne a Hopkin (1995) stanovili při laboratorním experimentu se zástupci *P. scaber* a *Oniscus asellus* z nekontaminovaného prostředí kritickou hodnotu zinku při níž všichni jedinci evidentně odmítají stravu mezi 2 000 a 5 000 mg/kg suché váhy potravy. Vlivem kadmia na přírůstky a mortalitu se zabývali Odendaal a Reinecke (1999a) u druhu *Porcellio laevis*. Jedince z nekontaminovaného prostředí krmili dubovým listím obohaceným koncentracemi kadmia od 10 000 do 40 000 mg/kg suché váhy. Všechny koncentrace způsobily významný úbytek na váze živočichů a jako LC_{50} byla stanovena hodnota 26 700 mg/kg. Naproti tomu kombinace zinku a kadmia růst stejnonožců dokonce podporuje (při koncentracích 1 000 a 20 mg/kg), popř. při vyšších dávkách jej nijak neovlivňuje, což naznačuje antagonistické působení těchto dvou kovů (Odendaal, Reinecke 2004). Pokusem, kdy byli krmeni jedinci *P. scaber* javorovým listím s různými zátěžemi několika těžkých kovů, byly stanoveny limitní hodnoty: Cd a Cu 100 mg/kg, Pb 2 000 mg/kg, Zn 1 000 mg/kg, při kterých všichni stejnonožci zemřou dřív než dosáhnou reprodukce.

Hodnota zjištěná u zinku byla ale v rozporu s poznatky z terénu, kdy ještě při 5 000 mg/kg jsou stejnonožci schopni přežít (Hopkin, Hames 1994). K odlišné hodnotě u mědi dospěli Farkas a kol. (1996), kteří pozorovali snížení příjmu potravy *P. scaber* při 500 mg/kg, ale 50% úmrtnost pro různé druhy potravy až při 1 117 mg/kg, resp. 2 880 mg/kg. Z uvedených příkladů je evidentní, že koncentrace naměřené v půdách Olomouce zdaleka nedosahují různými autory stanovených limitních hodnot. To je také nejspíše hlavní důvod nízkého korelačního koeficientu všech lineárních regresí, řešících vztah velikosti a koncentrace celkového i vyluhovatelného množství těžkých kovů. Jinými slovy, množství těžkých kovů je tak nízké, že neovlivňuje velikost studovaných stejnonožců. To také potvrzuje model RDA, který ukazuje, že pomocí všech zkoumaných faktorů prostředí nelze vysvětlit variabilitu ve velikostech ani jednoho druhu. Ta tedy souvisí s jiným nesledovaným faktorem, pravděpodobně s kvalitou potravy. Z počtu signifikantních výsledků však lze vyvodit, že *P. collicola* je na množství těžkých kovů citlivější. I jiné studie potvrzují, že různé druhy stejnonožců jsou k toxicitě kovů nestejně vnímavé (Hopkin a kol. 1989; Hopkin, Drobne 1995; Blanuša a kol. 2002; Schill, Köhler 2004; Mann a kol. 2005; Gál a kol. 2008).

Kapitolu uzavřu konstatováním, že kontaminace půd města Olomouce těžkými kovy je natolik nízká, že je nelze považovat za hlavní příčinu různé velikosti zde žijících suchozemských stejnonožců. Jako nezbytná se ukázala být potřeba bližšího výzkumu, zabývajícího se velikostí samců, samic a gravidních samic za různých podmínek.

5.3 Akumulace těžkých kovů

Všechny kovy jsou oběma druhy akumulovány. Zatímco nejvyšší BCF druhy vykazují pro měď, nejvyšších koncentrací v jejich tělech dosahuje zinek. Přestože je chromu a niklu v půdě na mnohých lokalitách více než mědi, jsou oběma druhy velmi málo hromaděny. Analýza RDA upozornila na souvislost mezi akumulovaným množstvím kadmia a olova v tělech obou druhů stejnonožců.

Koncentrace těžkých kovů v tělech jednotlivých druhů i pohlavích jednoznačně ukazují, že jejich akumulace je druhově i stanovištně specifická a liší se u obou druhů kov od kovu. Ke stejnému závěru ve svých studiích dospěli Heikens a kol. (2001) a Gál a kol. (2008). Avšak výsledky v této práci také upozorňují na to, že akumulace může být různá i mezi pohlavími jednoho druhu.

Měď a zinek jsou pro stejnonožce esenciálními kovy, které jsou však pro ně ve větším množství toxické (Weißenburg, Zimmer 2003; Schill, Köhler 2004). Mnohé

studie prokázaly, že stejnonožci jsou schopni do určité míry udržovat stálou hladinu těchto kovů v těle. Proto bývají více akumulovány v prostředí, kde jich je méně, a naopak (Hopkin a kol. 1986; Alikhan 1995; Weißenburg, Zimmer 2003). Již několikrát bylo zmíněno, že přesnějším prediktorem kumulace těžkých kovů z prostředí je jejich vyluhovatelné množství (Vijver 2005; Menzies a kol. 2007). Těmto faktům také víceméně odpovídají zjištěné biokoncentrační faktory (BCF) obou kovů u obou druhů stejnonožců. Lokalita 12, kde jsou oba kovy nápadně méně hromaděny, obsahuje v půdě nejvíce biodostupných forem těchto kovů.

Vysoké BCF u mědi poukazuje na to, že její potřeba stejnonožci je velká a dostupné množství v půdě malé. Navíc z výsledků pokusu s fixačními činidly (viz kap. 4.3 a 5.4) vyplývá, že etanol koncentraci mědi v organickém materiálu snižuje. Vzhledem k tomu, že jsem použila v etanolu naložený materiál, dá se předpokládat, že akumulace mědi stejnonožci bude ještě vyšší. Měď v Olomouci tedy nedosahuje svých kritických hodnot ani pro jeden druh, což také potvrzuje pozitivní lineární regrese s vysokým stupněm korelace mezi jejím vyluhovatelným množstvím a koncentrací v organismu. Obdobné koncentrace mědi v jedincích *P. scaber* byly zjištěny i v jiných studiích z nekontaminovaných oblastí, ke shodnému výsledku 171 mg/kg dospěli Hopkin (1990) a Raessler a kol. (2005), k vyšším hodnotám, od 200,80 do 491,07 mg/kg, pak Gál a kol. (2008). V posledním jmenovaném výzkumu jsou také uvedeny BCF, které se pohybují v rozmezí od 1,85 do 13,69. Do tohoto rozsahu zapadají hodnoty BCF z této práce. Měď je jedním ze tří kovů, u kterých byla potvrzena signifikantně odlišná akumulace samci a samicemi *P. scaber*. Samci měď hromadí více než samice. Obdobný trend byl zaznamenán i u jiných živočišných skupin, např. u střevlíkovitých (*Carabidae*) (Purchart, Kula 2007). Koncentrace mědi je v těle stejnonožců také ovlivněna příjmem kadmia, neboť tyto dva kovy jsou v antagonistickém vztahu. Čím více je přijato kadmia, tím méně je přijato mědi (Hopkin, Hames 1994). Tento vztah se opravdu projevil v akumulovaném množství zmíněných kovů, což také potvrdil model RDA u obou druhů stejnonožců.

Příčinu poměrně vysoké koncentrace zinku v tělech stejnonožců, jež byla patrně ještě zvýšena depozicí materiálu v etanolu (viz kap. 4.3 a 5.4), nelze hledat v jeho velkém množství v půdě. Jak prokázala lineární regrese i analýza RDA, s jeho vyšším dostupným množstvím, a to zejména u *P. collicola*, se snižuje jeho koncentrace v těle. Naopak model RDA vysvětluje až 99,5 %, resp. 98,4 % akumulovaného množství zinku první hlavní osou, která je velmi blízce spjata s množstvím vápníku a pH půdy. Však

také nejvyšší koncentrace zinku byly u obou dvou druhů naměřeny na lokalitách s nejvyšším pH (~ 8). Kladná souvislost mezi akumulací zinku a pH byla nalezena u *Oniscus asellus*, ale kumulace zinku druhem *P. scaber* ze stejné studie vykazuje větší souvislost s organickou hmotou (Gál a kol. 2008). Nicméně zinek je v těle stejnonožců ukládán v hepatopankreatu zejména do tzv. S-buněk spolu s nezanedbatelným množstvím vápníku a dalších kovů (Hopkin, Martin 1982b; Köhler a kol. 1996). Köhler (2002) navíc zmiňuje souvislost mezi cyklem svlékání, množstvím vápníku a koncentracemi mědi a zinku. Nelze tedy vyloučit, že je asimilace vápníku spojena se vstupem zinku do organismu stejnonožce. A co víc, pro druh *P. scaber*, který se ukázal být na zinek citlivější než např. *Oniscus asellus* (Schill, Köhler 2004), byl zinek definován jako limitující prvek, mj. také proto, že se téměř na všech lokalitách vyskytuje ze všech kovů v nejvyšších koncentracích (Hopkin, Hames 1994). Celá tato úvaha vede k závěru, že negativní závislost početnosti *P. scaber* na vápníku, diskutovaná v kap. 5.4.1, souvisí se zvýšenou akumulací zinku.

Bylo zjištěno, že etanol snižuje množství niklu v tělech samců *P. scaber* až o 50 %, v tělech samic dokonce o 79 % (viz kap. 4.3 a 5.4). To je pravděpodobně důvod, proč byla koncentrace niklu v tělech analyzovaných organismů většinou pod bodem detekce. Nyní již není možné jeho akumulaci živočichy přesně zjistit. Pokud by však jeho množství v organismech bylo jen těsně pod bodem detekce, bylo by jeho BCF zejména u samců stále výrazně nižší než BCF mědi a zinku. Koncentrace chromu fixační činidla neovlivňují a vypočítaná nízká BCF se shodují s biokoncentračními faktory, stanovenými u druhu *P. scaber* ve městě Renfrewshire v západním Skotsku (Gál a kol. 2008). Důvodem nízkých BCF chromu a do určité míry také niklu je pravděpodobně schopnost stejnonožců se těchto kovů efektivně zbavovat při pravidelném svlékání (Raessler a kol. 2005). Lineární regrese u samic *P. collicola* prokázala negativní, u samců *P. scaber* naopak pozitivní závislost akumulace chromu a niklu na velikosti jedinců. Domnívám se, že u druhu *P. scaber* by mohl tento fenomén souviset s velikostí povrchu těla. Při růstu se jeho celkový povrch vůči objemu zmenšuje a tudíž má jedinec k dispozici menší plochu k alokaci těžkých kovů, které jsou následně při svlékání odstraněny. Bez dalšího výzkumu lze však o protichůdných trendech jen hypotetizovat. Zajímavé výsledky, obdobně jako u zinku, podala lineární regrese. V závislosti na celkovém množství se akumulace chromu zvyšuje u obou druhů, ale ve vztahu k vyluhovatelnému množství se zvyšuje jen u druhu *P. scaber*, zatímco u druhu *P. collicola* se snižuje. Vysvětlení rozdílného trendu u *P. collicola* není

až tak složité, protože jak je objasněno v kap. 5.1, vyluhovatelné množství chromu v půdě na celkovém zcela nezávisí. Tato data jsou dalším důkazem, že nelze předpovědět míru akumulace z celkového množství těžkých kovů v půdě. Co se týká rozdílných trendů u obou druhů, tak ty se také objevily u niklu, kdy jej *P. collicola* kumuluje s přibývajícím množstvím v půdě více, zatímco *P. scaber* méně. Je tedy zřejmé, že oba druhy hospodaří s těmito kovy rozdílným, možná právě protichůdným způsobem. Zatímco *P. collicola* se dokáže buď efektivněji chromu zbavit nebo se jeho příjmu vyhnout, *P. scaber* má tuto schopnost u niklu. Rozdílné hospodaření s kovy bylo např. prokázáno u *P. scaber* a *Oniscus asellus*. První druh ukládá zinek do S-buněk v hepatopankreatu, a proto jej nemůže z těla vyloučit. *Oniscus asellus* jej ukládá do B-buněk, které jeho odstranění do určité míry dovolují (Hopkin a kol. 1989; Schill, Köhler 2004). Chrom je kov, který na rozdíl od mědi a kadmia samice hromadí více než samci. Tento jev by mohl být vysvětlen omezenou možností svlékání (Oliver, Meechan 1993) a tedy zbavování se chromu v době gravidity.

Koncentrace olova byly, obdobně jako u niklu, v tělech organizmů většinou pod bodem detekce spektrofotometru. Na rozdíl od niklu však etanol obsah olova v deponovaném organickém materiálu zvyšuje, a to zejména u samic (kap. 4.3 a 5.4). Olovo je tedy stejnonožci kumulováno v minimálním množství. Také jiní autoři uvádí u stejnonožců nejnižší BCF olova ze všech kovů (Blanuša a kol. 2002; Gál a kol. 2008).

Obsah kadmia v analyzovaných organizmech byl etanolem také snížen, přesto byla prokázána jeho akumulace oběma druhy. Jeho množství v organizmech navíc mnohdy dosahovalo výše hodnot chromu, kterého je v prostředí daleko více. Kadmium je jeden z kovů, u kterého byla prokázána rozdílná akumulace *P. scaber* a *Oniscus asellus* (Gál a kol. 2008). Tato práce však přináší data prokazující odlišnou akumulaci tohoto kovu také samci a samicemi *P. scaber*, kdy samci hromadí kadmium více než samice.

Dle analýzy RDA je množství olova i kadmia v tělech živočichů blízce provázáno a jejich akumulace závisí na stejném nebo velmi podobném faktoru. Vzhledem k tomu, že se nepodařilo změřit koncentrace těchto kovů v půdách, je otázkou, zda jejich akumulace s koncentrací v půdě opravdu souvisí, jak uvedl Coenen-Stass (1998).

Shrnu-li diskutované výsledky této kapitoly, pak musím uvést, že přes ovlivnění obsahu těžkých kovů v analyzovaných organizmech etanolem je zřejmé, že akumulace kovů je nejen druhově, ale i pohlavně specifická. Navíc jejich koncentrace v tělech živočichů s výjimkou mědi nelze určit jen na základě znalosti celkového množství jednotlivých kovů v půdě.

5.4 Pokus s fixačními činidly

Formalín i etanol opravdu významným způsobem změnily změřenou koncentraci všech kovů kromě chromu v deponovaných jedincích *P. scaber*. Oproti kontrole se jejich působením v obou pohlavích obsah kadmia, mědi a niklu snížil, olova a zinku zvýšil. Účinek obou kapalin však nebyl stejný, lišil se jak mezi kovy tak mezi pohlavími. Koncentrace mědi byla vyšší v samicích, zinku u obou pohlaví ošetřených etanolem. Pod vlivem formalínu se zvýšil naměřený obsah mědi, olova a kadmia u samců.

Obě fixační činidla, 10% formalín i 70% etanol, se k uchování organického materiálu běžně používají, každé však preparáty konzervuje odlišným způsobem. Formalín stabilizuje bílkoviny a jejich sloučeniny, jako glykoproteiny, tím, že mezi aminokyselinami tvoří metylové vazby. Glykogen, tuky, ale také vápník rozpouští a ty jsou pak vyluhovány do roztoku (Kiernan 2000; Fox, Rosa 2003; Sutherland a kol. 2008). Naopak etanol glykogen fixuje, většinu bílkovin sráží, některé však spolu s nukleovými kyselinami rozpouští a snadno převádí přes lipidové membrány (Bromberg a kol. 1995; Fox, Rosa 2003). Je tedy zřejmé, že obě činidla svým působením změnila nejen látkové složení, ale i hmotnost ošetřených organismů. Pokud by obsah těžkých kovů zůstal činidly nedotčen, pak by se nutně jejich koncentrace vyjádřená v mg/kg suché váhy musela zvýšit. Takto se dá tedy vysvětlit vyšší naměřená koncentrace olova a zinku. Běžně jsou tyto dva kovy spolu s kadmíem, niklem, ale zejména mědí stejnonožci deponovány do tzv. S-buněk v hepatopankreatu, jejichž hlavním posláním je inertní a energeticky nenáročné uskladnění toxických látek. Ve druhém typu tkáně slinivkojaterní žlázy, která je tvořena tzv. B-buňkami, vznikají výhradně pro tyto dva kovy speciální úložiště v podobě železitých inkluzí, tzv. typu C (Köhler 2002). Odtud zřejmě nemohly být činidly vyluhovány, a proto se u nich koncentrace zvýšila. Také Hendrickx a kol. (2003) ve svém pokusu naměřili těchto kovů v organismech ošetřených formalínem jak u *Porcellio scaber*, tak u *Oniscus asellus* více. Protože jsou olovo i zinek oběma pohlavími kumulovány stejně, rozdílné koncentrace u samců a samic po ošetření zejména formalínem naznačují, že s těmito kovy hospodaří rozdílným způsobem. Je možné, že je tvorba specifických inkluzí více energeticky náročná, a proto je samice, ve snaze uchovat si zdroje na rozmnožování, neprodukuje. Ostatní čtyři kovy (včetně olova u samic) byly evidentně oběma činidly vyluhovány. Tyto kovy stejnonožci umísťují do S-buněk, které také obsahují velké množství síry v podobě metallothioneinu a vápníku (Alikhan 2002a; Köhler 2002).

Chrom a zejména nikl jsou navíc deponovány do exoskeletu (Raessler a kol. 2005). Z uvedeného dedukuji, že formalín v S-buňkách i v krunýři rozpouštěl vápník a společně s ním se do roztoku vyluhovaly i ostatní kovy. Etanol naopak dostal kovy z tkání spolu s bílkoviny. Přesné umístění chromu v těle stejnonožců není známo. Dá se však předpokládat, že je rovnoměrně distribuován v několika různých strukturách, což způsobilo stabilitu jeho koncentrace po uložení v etanolu i formalínu.

Závěrem lze říci, že ve výzkumech, které jsou založeny na přesném určení akumulace těžkých kovů stejnonožci, by se neměl používat organický materiál uložený po delší čas ve formalínu ani v etanolu.

6 ZÁVĚR

Suchozemští stejnonožci jsou pro svou schopnost akumulace velkého množství těžkých kovů v posledních letech ve středu zájmu mnoha půdních ekologů, ale i toxikologů. Snahou je mezi nimi najít vhodný druh, jehož změna určitých snadno definovatelných a zjistitelných vlastností by byla jasnou známkou míry kontaminace prostředí těžkými kovy. Populační charakteristiky, jako abundance, poměr pohlaví, fertilita a fekundita či velikostní struktura, se mohou právě takovými určujícími vlastnostmi stát. Tato diplomová práce se zabývala vlivem 6 těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) na populace dvou druhů suchozemských stejnonožců, *Porcellium collicola* a *Porcellio scaber*, pocházejících ze 17 lokalit ve městě Olomouci.

Půdy Olomouce jsou těžkými kovy kontaminovány srovnatelným způsobem jako jiná evropská města, ale na několika lokalitách dosahují koncentrace celkového či vyluhovatelného množství chromu, mědi, niklu a zinku nadlimitních hodnot stanovených Ministerstvem životního prostředí. Naopak kadmia a olova je v půdách tak málo, že se jejich koncentrace pohybují pod bodem detekce použitého spektrofotometru. Výzkum jednoznačně prokázal, že vyluhovatelné, a tedy pro organismy dostupné, množství chromu a zinku v půdě závisí na faktorech prostředí, jako je pH či struktura půdy. Nelze jej proto předpovědět jen ze znalosti celkové koncentrace těchto kovů v půdě.

Zájmové druhy stejnonožců se vždy vyskytují společně, ale na převážné většině lokalit dominuje jeden nebo druhý druh. Důvodem rozdílných abundancí jsou jednak jejich odlišné ekologické nároky, kdy druhu *P. collicola* více vyhovují skeletovité půdy, ale *P. scaber* je také zřejmě limitován přílišnou akumulací zinku na půdách s vyšším obsahem vápníku. Převaha samic nad samci je u stejnonožců žijících v nenarušeném prostředí obvyklá a nejinak tomu je i v Olomouci. U *P. scaber* je zde běžný poměr pohlaví 1:2, zatímco u *P. collicola* se často blíží 1:4. Fertilita obou druhů, vyjádřená počtem gravidních samic v populaci, také evidentně není ovlivněna těžkými kovy, nýbrž souvisí celkovou abundancí druhu, a tedy šancí, že se potkají jedinci opačného pohlaví schopní reprodukce. Nápadný je větší počet gravidních samic v populacích *P. collicola*, který naznačuje „trade-off“ mezi počtem samic a jejich fekunditou ovlivněnou velikostí samice. Vzhledem k tomu, že *P. collicola* je výrazně menší druh než *P. scaber*, je jasné, že jeho jedna samice je schopna odchovat menší počet potomků. Na fekunditu má také vliv charakter biotopu, ve kterém populace žije. Na lokalitách s vyšší

pokryvností opadu, resp. stromového patra jsou samice *P. scaber*, resp. *P. collicola* méně plodné. Souvislost se dá předpokládat s dalším, v této studii nesledovaným faktorem, pravděpodobně s kvalitou potravy, která také evidentně ovlivňuje velikost jedinců obou druhů více než kontaminace těžkými kovy. Otázku vyvolává menší velikost samic *P. scaber* oproti samcům. Tento jev je obecně u bezobratlých, ale i stejnonožců neobvyklý, nicméně ne zcela ojedinělý. Příčina prozatím zůstává utajena. Je však možné, že souvisí s výdaji energie na detoxikaci organismu od zinku, jeho vyšší asimilací na vápenitých půdách a alokacemi zdrojů do rozmnožování.

Oba druhy akumulovaly všechny těžké kovy, snad kromě olova. Jak se ukázalo minimální koncentrace niklu v tělech stejnonožců byla pravděpodobně umocněna jejich depozicí v etanolu. Přesto je zřejmé, že se jej spolu s chromem dokáží živočichové účinně zbavit. Tyto kovy totiž stejnonožci ve větším množství ukládají do exoskeletu, aby je při pravidelném svlékání odstranili z těla, a je evidentní, že je to účinný způsob detoxikace. Naopak shodně nejvíce druhy hromadí zinek, ačkoliv dle BCF nejefektivněji kumulují měď. Tyto kovy jsou specifické svou esencialitou, proto jsou stejnonožci schopni jejich vysoké asimilace. V nadbytku se však, stejně jako u všech ostatních kovů, projevuje jejich toxicita. Zdá se, že ta se začíná objevovat u zinku pro druh *P. scaber* na vápenitých půdách. Naopak mědi je k pokrytí potřeb organismu spíše málo, proto si ji oba druhy snaží udržet v maximálním možném množství. Vysokého stupně asimilace také u obou druhů dosahuje kadmium, jež je v antagonistickém vztahu s mědí a může tak její potřebu ještě zvyšovat. Ukázalo se, že nejen jednotlivé druhy kumulují kovy odlišně, ale také jednotlivá pohlaví. Spolu s rozdílným hromaděním kovů při jejich zvyšujícím se množství v prostředí to svědčí o nestejně asimilační schopnosti či hospodaření s daným kovem.

Jak je vidět, citlivost druhů k toxicitě těžkých kovů se liší. *Porcellio scaber* je v Olomouci mírně limitován nadměrným příjmem zinku, zatímco u *P. collicola*, přestože kovy hromadí více, se neprojevila žádná negativní vazba. Oba druhy jsou buď přirozeně vůči toxicitě těžkých kovů rezistentní, nebo v průběhu let, vlivem pozvolného nárůstu polutantů v prostředí, dochází k jejich adaptacím. Proto na základě pouhé analýzy charakteristik populace jednoho nebo druhého druhu není možné jednoznačně určit míru kontaminace prostředí těžkými kovy.

Vrátím-li se k citátu Václava Cílka z úvodu této práce, pak bych jej doplnila poznámkou, že příroda se evidentně sama učí jak žít s lidmi pod jednou střechou.

Doplňující pokus s fixačními činidly prokázal, že jak etanol tak formalín skutečně významným způsobem mění koncentrace těžkých kovů, vyjádřené v mg/kg sušiny, v deponovaných vzorcích organického materiálu (např. *P. scaber*). Jejich účinek je v zásadě shodný, liší se v míře svého působení na jednotlivé kovy a pohlaví. Pod jejich vlivem dochází ke zvýšení (Pb, Zn), snížení (Cd, Cu, Ni) či neovlivnění (Cr) koncentrace těžkých kovů oproti kontrole. Výzkumy založené na přesné analýze množství těžkých kovů v tělech živočichů by neměly používat materiál naložený po delší čas v těchto dvou konzervačních kapalinách.

Předložená práce dostala všem svým čtyřem definovaným cílům a je vůbec první, která uceleně informuje o změnách struktury populací suchozemských stejnonožců v urbánním ekosystému s ohledem na vliv těžkých kovů. Přestože je *Porcellium collicola* poměrně běžným druhem, o jeho biologii se toho příliš mnoho neví. Práce tak přinesla první poznatky o působení těžkých kovů na tento druh, ale také přispěla k poznání jeho způsobu života. V pokusu s fixačními činidly poprvé upozornila na ovlivnění koncentrací těžkých kovů v etanolu deponovaném organickém materiálu a jednoznačně ukázala potřebu obezřetnosti při analýzách těžkých kovů v uskladněných vzorcích.

V průběhu zpracovávání této práce se však také objevilo několik otázek, jejichž odpověď vyžaduje další podrobnější výzkum:

1. Je vyluhovatelné množství chromu závislé na redoxpotenciálu půdy?
2. Jakým způsobem ovlivňuje vápník asimilaci zinku u druhu *Porcellio scaber*?
3. Závisí fekundita stejnonožců na kvalitě potravy?
4. Co je příčinou neobvyklé menší velikosti samic oproti samcům *Porcellio scaber*?
5. Jsou gravidní samice na lokalitách zatížených těžkými kovy menší než negravidní?

7 SOUHRN

1. Byl zjišťován vliv 6 těžkých kovů na populační charakteristiky (abundance, fertilita a fekundita, velikostní struktura) dvou druhů suchozemských stejnonožců, *Porcellium collicola* a *Porcellio scaber*, původem ze 17 lokalit města Olomouce.
2. V půdních vzorcích bylo změřeno pH a celkové i vyluhovatelné množství Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn. Z předešlých diplomových prací byla převzata základní charakteristika lokalit: množství vápníku a organického uhlíku v půdě, struktura půdy, pokryvnost opadu, bylinného a stromového patra, umělost prostředí.
3. Olomouc není těžkými kovy výrazně více znečištěna než jiná evropská města. Přesto bylo na několika lokalitách identifikováno nadlimitní množství Cr, Cu, Ni a Zn.
4. Vyluhovatelné množství těžkých kovů, s výjimkou Cu, není možné odhadnout pouze na základě znalosti jejich celkového množství. Obsah mobilních forem Zn závisí na pH půdy, zatímco Cr je spjat se strukturou půdy a jiným, nesledovaným faktorem prostředí, pravděpodobně redoxpotenciálem.
5. Na početnost *P. collicola* působí zjištěné nízké koncentrace těžkých kovů velmi málo, proto se odvíjí zejména od struktury půdy. Abundance *P. scaber* je pravděpodobně negativně ovlivněna nadměrným příjmem Zn na lokalitách s větším množstvím vápníku v půdě.
6. V populacích obou druhů jednoznačně převažují samice, což je běžný jev nezávislý na faktorech prostředí. Počet gravidních samic v populaci u obou druhů závisí na denzitě všech jedinců. *Porcellium collicola* vykazuje jasný „trade-off“ mezi počtem gravidních samic a jejich fekunditou, resp. velikostí.
7. Fekundita je u obou druhů úzce spjata s velikostí samic, která není nízkými koncentracemi těžkých kovů v půdě ovlivněna, ale souvisí s jiným, nesledovaným faktorem prostředí, nejspíše s kvalitou potravy.
8. Velmi překvapující je menší velikost samic oproti samcům *P. scaber*, k vysvětlení tohoto fenoménu je nutná realizace podrobnějšího výzkumu.
9. Akumulace těžkých kovů stejnonožci je druhově i pohlavně specifická a nezávisí na jejich celkovém množství v půdě. Nejeftivněji oba druhy asimilovaly Cu, zatímco nejvyšších koncentrací v jejich tělech dosahoval Zn. Druhy rozdílným způsobem hospodaří s Cr a Ni.
10. Formalín i etanol významným, ale nestejným způsobem mění koncentrace všech těžkých kovů, s výjimkou Cr, v nich deponovaném organickém materiálu.

8 POUŽITÁ LITERATURA

- Achouri MS, Charfi-Cheikhrouha F. 2005. Morphological and reproductive variability in *Porcellionides pruinosus* (Brandt, 1833) from Tunisia (Isopoda, Oniscidea). *Crustaceana*. 78: 897-916.
- Achouri MS, Charfi-Cheikhrouha F. 2006. Reproduction and growth strategies of two sympatric species of the genus *Porcellionides* (Isopoda, Oniscidea) in Tunisia. *Crustaceana*. 79: 843-864.
- Al-Dabbagh KY, Block W. 1981. Population ecology of a terrestrial isopod in two Breckhland grass heaths. *Journal of Animal Ecology*. 50: 61-77.
- Alikhan MA. 1972. Changes in the hepatopancreas metabolic reserves of *Porcellio laevis* Latreille during starvation and the moult-cycle. *American Midland Naturalist*. 87: 503-514.
- Alikhan MA. 1995. Comparative study of metal bioaccumulation, and oxygen and nitrogen metabolism in three terrestrial isopod species from contaminated and uncontaminated sites in Northeastern Ontario. In: Alikhan MA, editor. *Crustacean issues 9: Terrestrial isopod biology*. Rotterdam: A.A. Balkema; p. 1-13.
- Alikhan MA. 2002a. The physiological consequences of metal and other environmental contaminants to terrestrial isopod species. In: Sfenthourakis S, editor. *The biology of terrestrial Isopods, V.: Oniscidea rolling into new millenium: Proceedings of the 5th international symposium on the biology of terrestrial Isopods; 2001 May; Irakleio, Greece: Crustaceana monographs 2*. p. 263-284.
- Alikhan MA. 2002b. Effect of copper and nickel contamination on growth and fecundity in *Porcellio spinicornis* (Isopoda). In: Sfenthourakis S, editor. *The biology of terrestrial Isopods, V.: Oniscidea rolling into new millenium: Proceedings of the 5th international symposium on the biology of terrestrial Isopods; 2001 May; Irakleio, Greece: Crustaceana monographs 2*. p. 285-297.
- © Arcdata, Český statistický úřad, Česká geologická společnost, © CENIA. 2003. Portál veřejné služby České republiky: Mapové služby [Internet]. Ministerstvo vnitra, Ministerstvo životního prostředí, CENIA [cit. 2008-10-12]. Dostupný z: http://geoportal.cenia.cz/mapmaker/MapWin.aspx?M_Site=cenia&M_Lang=cs.
- Barret KR, Mcbrlen MA. 2007. Chemical and biological assessment of an urban, estuarine marsh in northeastern New Jersey, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*. 124(1-3): 63-88.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1997. *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Přel. Grygová B, Köberleová B. Olomouc: Vydavatelství UP, 949 s. Přel. z. *Ecology: individuals, populations and communities*.
- Beneš S. 1993. *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí, I. část*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky. 88 s.
- Beneš S. 1994. *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí, II. část*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky. 159 s.
- Blanuša M, Mrković-Milić R, Durbešić P. 2002. Lead and cadmium in soil and isopoda woodlice in Croatia. *Ecotoxicology and Environmental safety*. 52(3): 198-202.

- Brody MS, Edgar MH, Lawlor LR. 1983. A cost of reproduction in a terrestrial isopod. *Evolution*. 31(3): 653-655.
- Bromberg LE, Klibanov AM. 1995. Transport of proteins dissolved in organic solvents across biomimetic membranes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 92(5): 1262-1266.
- Calh a CF, Soares AMVM, Mann RM. 2006. Cadmium assimilation in the terrestrial isopod, *porcellio dilatatus* – Is trophic transfer important? *Science of the Total Environment*. 371(1-3): 206-213.
- Cibulka J, editor. 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosf re. Praha: Academia. 432 s.
- C lek V. 2005. Krajiny vnitřn  a vn jřn . 2. dopln n  vyd n . Praha: Dokoř n. 272 s.
- Coenen-Stass D. 1998. Effects of lead and cadmium uptake on the metabolic rate of the woodlouse *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda: Oniscidea). *Israel Journal of Zoology*. 44(3-4): 439-444.
-  sko. Ministerstvo dopravy a spoj . 1999. Vyhláška č. 244 ze dne 27. řijna 1999, kterou se m n  vyhláška Ministerstva dopravy č. 102/1995 Sb., o schvalování technick  způsobilosti a technických podmínkách provozu silničních vozidel na pozemních komunik ch [Internet]. In: Sb rka z kon ,  esk  republika.  stka 82. [cit. 2008-11-13]. Dostupn  z: http://isap.vlada.cz/Lexdata/lex_sb.nsf/010dfddb5f6064aac125650d00300089/80cec4cecf2ba8b4c1256823002ef21d?OpenDocument
-  sko. Ministerstvo zemědělství. 1998. Vyhláška č. 327 ze dne 15. prosince 1998, kterou se stanoví charakteristika bonitovaných p dn  ekologických jednotek a postup pro jejich veden  a aktualizaci [Internet]. In: Sb rka z kon ,  esk  republika.  stka 108. [cit. 2008-11-13]. Dostupn  z: <http://www.sagit.cz/pages/sbirkatxt.asp?zdroj=sb98327&cd=76&typ=r>.
-  sko. Ministerstvo životního prostředí. 1994. Vyhláška č. 13 ze dne 29. prosince 1993, kterou se upravují n kter  podrobnosti ochrany zem dělensk ho půdního fondu [Internet]. In: Sb rka z kon ,  esk  republika.  stka 4. [cit. 2008-09-08]. Dostupn  z: http://www.lexdata.cz/lexdata/sb_free.nsf/c12571d20046a0b2c12566af007f1a09/c12571d20046a0b2c12566d4007421e6?OpenDocument.
-  esk  hydrometeorologick   stav:  sek ochrany čistoty ovzduř . 2006. Zne iřt n  ovzduř  na území  esk  republiky v roce 2006 [Internet].  esk  hydrometeorologick   stav. [cit. 2009-03-08]. Dostupn  z: <http://www.chmi.cz/uoco/isko/groc/gr06cz/obsah.html>.
-  esk  statistick   rad. 2007. Veřejn  databáze  S : Souhrnn  informace/Informace o regionech, m stech a obcích: Vybran  statistick  údaje za obec: Olomouc (okr. Olomouc) [Internet].  esk  statistick   rad. [cit. 2009-03-08]. Dostupn  z: http://vdb.czso.cz/vdbvo/tabparam.jsp?cislotab=MOS+ZV01&kapitola_id=5&aktualizuj=Aktualizovat&pro_3980560=500496.
-  esk   rad zem m řick  a katastrální. 2008a. Nahl zen  do katastru nemovitostí: Informace o parcele [Internet].  esk   rad zem m řick  a katastrální. [cit. 2008-10-12]. Dostupn  z: <http://nahlizenidokn.cuzk.cz/VyberParcelu.aspx>.

- Český úřad zeměměřický a katastrální. 2008b. Nahlížení do katastru nemovitostí: Přehledová mapa [Internet]. Český úřad zeměměřický a katastrální. [cit. 2008-10-12]. Dostupný z: <<http://nahlizeniidokn.cuzk.cz/Mapa.aspx?typ=CR&id=0>>.
- Dangerfield JM, Hassall M. 1994. Shelter site use and secondary sex-ratios in the woodlice *Armadillidium vulgare* and *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda). *Journal of Zoology*. 233: 1-7.
- Dangerfield JM, Telford SR. 1994. Population size structure and sex ratios in some woodlice (Crustacea: Oniscidea) from Southern Africa. *Journal of Tropical Ecology*. 10(2): 267-279.
- Dangerfield JM, Telford SR. 1995. Reproduction in woodlice: Flexibility to maximise individual fitness. Ontario. In: Alikhan MA, editor. *Crustacean issues 9: Terrestrial isopod biology*. Rotterdam: A.A. Balkema; p. 69-82.
- Den Boer PJ. 1961. The ecological significance of activity patterns in the woodlouse *Porcellio scaber* Latr. (Isopoda). *Archives Neerlandaises de Zoologie*. 14(3): 283-409.
- Deyl M, Hísek K. 1980. *Naše květiny I, II*. Praha: Albatros. 698 s.
- Donátová H. 1998. *Suchozemští stejnonožci (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) CHKO Český ráj [diplomová práce]*. Praha: Univerzita Karlova. 101 stran.
- Donker MH, Bogert CG. 1991. Adaptation to cadmium in three populations of the isopod *Porcellio scaber*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C: Comparative pharmacology*. 100(1-2): 143-146.
- Donker MH, Zonneveld C, Van Straalen NM. 1993. Early reproduction and increased reproductive allocation in metal-adapted populations of the terrestrial isopod *Porcellio scaber*. *Oecologia*. 96(3): 316-323.
- Drobne D. 1997. Terrestrial isopods – a good choice for toxicity testing of pollutants in the terrestrial environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16(6): 1159-1164.
- Drobne D, Hopkin SP. 1995. The toxicity of zinc to terrestrial isopods in a „standard“ laboratory test. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 31(1): 1-6.
- Ďuriš M. 2005. *Stopové prvky hlavního města Prahy*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí. 36 s.
- Farkač J, Král D, Škorpík M, editoři. 2005. *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 760 s.
- Farkas S, Hornung E, Fischer E. 1996. Toxicity of copper to *Porcellio scaber* Latr. (Isopoda) under different nutritional status. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 57(4): 582-588.
- Flasarová M. 1958. K poznání moravskoslezských Oniscoideí. *Časopis Slezského muzea v Opavě*. 7:100-130.
- Flasarová M. 1990. *Stejnonožci (Isopoda) severozápadních Čech [autoreferát disertační práce]*. Teplice: Ministerstvo školství, mládeže a tělovýchovy, Vědecká rada Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze, Krajské muzeum v Teplicích. 28 s.

- Flasarová M. 1993. *Porcellium collicola* (Verhoeff, 1907) in Deutschland (Isopoda, Oniscidae). *Görlitz: Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums*. 67(5): 7-8.
- Flasarová M. 1996. Poznámky o Isopodech (Crustacea: Isopoda: Asellota et Oniscidea) v severozápadních Čechách. I. Most: Sborník okresního muzea, řada přír. 18:18-20.
- Flasarová M. 1997. Suchozemští stejnonožci v lidských obydlích v České republice. Praha: Zpravodaj sdružení DDD. 6(4): 118-124.
- Fox WM, Rosa RH. 2003. Laboratory techniques. In: Westra WH, Hruban RH, Phelps TH, Isacson CH, editors. *Surgical pathology dissection: An illustrated guide*. 2nd ed. New York: Springer. p. 14-21.
- Frankenberger Z. 1940. Několik poznámek o českých Isopodech. I. Praha: Věda přírodní. 20(1): 28.
- Frankenberger Z. 1942. Poznámky o českých Isopodech. III. Praha: Věda přírodní. 21(3): 85-88.
- Frankenberger Z. 1944. Oniscoidea Čech a Moravy. Praha: Věstník Královské České Společnosti Nauk, třída mat.-přír. 8: 1-29.
- Frankenberger Z. 1959. Fauna ČSR: Stejnonožci suchozemští – Oniscoidea, svazek 14. Praha: Nakladatelství ČSAV. 215 s.
- Gál J, Markiewicz-Patkowska J, Hursthouse A, Tatner P. 2008. Metal uptake by woodlice in urban soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69(1): 139-149.
- GeoWeb. 1999. Geologický informační server: Geologické podloží v Olomouci [Internet]. GeoWeb; [cit. 2008-10-12]. Dostupný z: <http://www.gweb.cz/dotazy/d-415/>.
- Gotvaldová V. 1993. Limitní hodnoty ekotoxikologicky významných anorganických složek půd a kalů. In: Čížek Z, editor. *Aktuální ekologické otázky E'92: Těžké kovy*. Praha: Bijo s. r. o. s. 65-73.
- Gräff S, Berkus M, Alberti G, Köhler HR. 1997. Metal accumulation strategies in saprophagous and phytophagous soil invertebrates: a quantitative comparison. *BioMetals*. 10(1): 45-53.
- Gray CW, McLaren RG. 2006. Soil factors affecting heavy metal solubility in some New Zealand soils. *Water, Air & Soil Pollution*. 175(1-4): 3-14.
- Grelle C, Fabre MC, Leprêtre A, Descamps M. 2000. Myriapod and isopod communities in soils contaminated by heavy metals in northern France. *European Journal of Soil Science*. 51(3): 425-433.
- Haimi J, Mätäsniemi L. 2002. Soil decomposer animal community in heavy-metal contaminated coniferous forest with and without liming. *European Journal of Soil Biology*. 38(2): 131-136.
- Hames CAC, Hopkin SP. 1991. A daily cycle of apocrine secretion by the B cells in the hepatopancreas of terrestrial isopods. *Canadian Journal of Zoology*. 69(7): 1931-1937.
- Hassal M, Zimmer M, Loureiro S. 2005. Questions and possible new directions for research into the biology of terrestrial isopods. *European Journal of Soil Biology*. 41(3-4): 57-61.

- Heikens A, Peijnenburg WJGM, Hendriks AJ. 2001. Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution*. 113(3): 385-393.
- Hendl J. 2004. Přehled statistických metod zpracování dat: Analýza a metaanalýza dat. Praha: Portál. 584 s.
- Hendrickx F, Maelfait JP, De Mayer A, Tack FMG, Verloo MG. 2003. Storage mediums affect metal concentration in woodlice (Isopoda). *Environmental Pollution*. 121(1): 87-93.
- Herben T, Münzbergová Z. 2001. Zpracování geobotanických dat v příkladech: Část I. Data o druhovém složení. Praha: Univerzita Karlova. 50 s.
- Hodson M. 2008. Earthworms tackle environmental problems [Internet]. Diamond light; [cit. 2009-03-17]. Available from: <http://www.diamond.ac.uk/News/LatestNews/pressrelease_11Sept08>.
- Hopkin SP. 1990. Species-specific differences in the net assimilation of zinc, cadmium, lead, copper and iron by the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *Journal of Applied Ecology*. 27(2): 460-474.
- Hopkin SP, Hames CAC, Bragg S. 1989. Terrestrial isopods as biological indicators of zinc pollution at the reading area, south east England. In: Ferrara F, editor. Proceedings of the second symposium on the biology of terrestrial isopods; 1986 Sep 10-12; Urbino, Italy. *Monitore Zoologico Italiano, NS, Monografia* 4. p. 477-488.
- Hopkin SP, Hames CAC. 1994. Zinc, among a 'cocktail' of metal pollutants, is responsible for the absence of the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from the vicinity of a primary smelting works. *Ecotoxicology*. 2(1): 68-78.
- Hopkin SP, Hardisty GN, Martin MH. 1986. The woodlouse *Porcellio scaber* as a 'Biological Indicator' of zinc, cadmium, lead and copper pollution. *Environmental Pollution, Series B*. 11(4): 271-290.
- Hopkin SP, Jones DT, Dietrich D. 1993. The isopod *Porcellio scaber* as a monitor of the bioavailability of metals in terrestrial ecosystems: towards a global 'woodlouse watch' scheme. *Science of the Total Environment*. 134 Suppl. 1: 357-365.
- Hopkin SP, Martin MH. 1982a. The distribution of zinc, cadmium, lead and copper within the woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). *Oecologia*. 54(2): 227-232.
- Hopkin SP, Martin MH. 1982b. The distribution of zinc, cadmium, lead and copper within the hepatopankreas of a woodlouse. *Tissue and Cell*. 14(4): 703-715.
- Hopkin SP, Martin MH. 1985. Assimilation of zinc, cadmium, lead, copper and iron by the spider *Dysdera crocata*, a predator of woodlice. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 34(2): 183-187.
- Hornung E, Farkas S, Fischer E. 1998. Tests on the Isopod *Porcellio scaber*. In: Løkke H, van Gestel CAM, editors. Handbook of soil invertebrate toxicity tests. Chichester: John Wiley & Sons Ltd. p. 207-226.
- Hornung E, Tuf IH, Szlávecz K, Véghe A, Vesztergom N, Vilisics F. 2009. Temporal patterns of sex ratio in terrestrial isopods (Crustacea, Oniscidea). In: Tajovský K, editor. 10th central European workshop on soil zoology [Book of abstracts]; 2009 April 21-24, České Budějovice. České Budějovice: Institute of Soil Biology, Biology Centre AS CR, Czech Zoological Society, Section of Soil Zoology. p. 29.

- Houba VJG, Lexmond ThM, Novozamsky I, van der Lee JJ. 1996. State of the art and future development in soil analysis for bioavailability assessment. *The Science of the Total Environment*. 178: 21-28.
- Hussein MA, Obuid-Allah AH, Mohammad AH. 2006. Seasonal variation in heavy metal accumulation in subtropical population of the terrestrial isopod, *Porcellio laevis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 63(1): 168-174.
- Chrást P. 2006. Oznámení o zveřejnění žádosti o vydání integrovaného povolení společnosti Dalkia Česká republika a. s. pro zařízení „Teplárna Olomouc“ a zaslání žádosti k vyjádření. Krajský úřad Olomouckého kraje, Odbor životního prostředí a zemědělství. 5 s.
- Jamali MK, Kazi TG, Arain MB, Afridi HI, Jalbani N, Adil RS. 2006. The correlation of total and extractable heavy metals from soil and domestic sewage sludge and their transfer to maize (*Zea mays* L.) plants. *Toxicological & Environmental Chemistry*. 88(4): 619-632.
- Janoušek I, Čížek Z. 1993. Hlavní zdroje vstupu TK do ekosystému. In: Čížek Z, editor. Aktuální ekologické otázky E'92, Těžké kovy. Praha: Bijo s. r. o. s. 41-55.
- Jones DT, Hopkin SP. 1996. Reproductive allocation in the terrestrial isopods *Porcellio scaber* and *Oniscus asellus* in a metal-polluted environment. *Functional Ecology*. 10(6): 741-750.
- Jones DT, Hopkin SP. 1998. Reduced survival and body size in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from a metal-polluted environment. *Environmental Pollution*. 99(2): 215-223.
- Kautz G, Zimmer M, Topp W. 2002. Does *Porcellio scaber* (Isopoda: Oniscidea) gain from coprophagy? *Soil Biology & Biochemistry*. 34(9): 1253-1259.
- Kiernan JA. 2000. Formaldehyde, formalin, paraformaldehyde and glutaraldehyde: What they are and what they do. *Microscopy Today*. 00(1):8-12.
- Knigge T, Köhler HR. 2000. Lead impact on nutrition, energy reserves, respiration and stress protein (hsp 70) level in *Porcellio scaber* (Isopoda) populations differently preconditioned in their habitats. *Environmental Pollution*. 108(2): 209-217.
- Kočař J, Šarapatka B. 2007. State of contamination of fluvisols of the Morava river by potentially hazardous elements. *Phytopedon*. 6(2): 1-5.
- Köhler HR. 2002. Localization of metals in cells of saprophagous soil arthropods (Isopoda, Diplopoda, Collembola). *Microscopy Research and Technique*. 56(5): 393-401.
- Köhler HR, Huttenrauch K, Berkus M, Gräff S, Alberti G. 1996. Cellular hepatopancreatic reactions in *Porcellio scaber* (Isopoda) as biomarkers for the evaluation of heavy metal toxicity in soils. *Applied Soil Ecology*. 3(1): 1-15.
- Kubát K, editor. 2002. Klíč ke květeně České republiky. Praha: Academia. 928 s.
- Madrid L, Diaz-Barrientos E, Ruiz-Cortes E, Reinoso R, Biasioli, Davidson CM, Duarte AC, Grcman H, Hossack I, Hursthouse AS, Kralj T, Ljung K, Otabbong E, Rodrigues S, Urquhart GJ, Ajmone-Marsan F. 2006. Variability in concentrations of potentially toxic elements in urban parks from six European cities. *Journal of Environmental Monitoring*. 8(11): 1158-1165.

- © Magistrát města Olomouce. 2003. Informační server statutárního města Olomouce: Průmysl a vybrané tradiční firmy v Olomouci [Internet]. Magistrát města Olomouce; [cit. 2008-11-2]. Dostupný z: <http://www.olomouc.eu/phprs/view.php?cislocclanku=2002081207>.
- Mann M, Matos P, Loureiro S, Soares AMV. 2005. Foundation studies for cadmium accumulation studies in terrestrial isopods – diet selection and diet contamination. *European Journal of Soil Biology*. 41(3-4): 153-161.
- Manta DS, Angelone M, Bellanca A, Neri R, Sprovieri M. 2002. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of Total Environment*. 300(1-3): 229-244.
- Marchese MR, Rodriguez AR, Pave PJ, Carignano MR. 2008. Benthic invertebrates structure in wetlands of a tributary of the middle Parana River (Argentina) affected by hydrologic and anthropogenic disturbances. *Journal of Environmental Biology*. 29(3): 343-348.
- Martin JW, Davis GE. 2001. An updated classification of the recent Crustacea. Sciences series No. 39. Los Angeles: Natural history museum of L. A. county. 124 p.
- Mary N, Marmonier P. 2000. First survey of interstitial fauna in New Caledonian rivers: influence of geological and geomorphological characteristics. *Hydrobiologia*. 418(1): 199-208.
- Mellis EV, da Cruz MCP, Casagrande JC. 2004. Nickel adsorption by soils in relation to pH, organic matter and iron oxides. *Scientia Agricola*. 61(2): 190-195.
- Menzies NW, Donn MJ, Kopittke PM. 2007. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environmental Pollution*. 145(1): 121-130.
- Migliorini M, Pigino G, Bianchi N, Bernini F, Leonzio C. 2004. The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. *Environmental Pollution*. 129(2): 331-340.
- Ministerstvo životního prostředí. 2009. Negativní vlivy působící na půdu: Kritéria – lesní půdy [Internet]. Ministerstvo životního prostředí, [cit. 2009-04-07]. Dostupný z: <http://www.irz.cz/obsah/ohlasovane-latky#seznam>.
- Ministerstvo životního prostředí, CENIA. 2009. Integrovaný registr znečišťování: Informace o látkách ohlašovaných do IRZ [Internet]. Ministerstvo životního prostředí, [cit. 2009-04-17]. Dostupný z: http://www.env.cz/cz/negativni_vlivy_puda.
- Muchmore WB. 1990. Terrestrial Isopoda. In: Dindal DL, editor: *Soil biology guide*. John Wiley & Sons. p. 805-809.
- Nahmani J, Lavelle P. 2002. Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology*. 38(3-4): 297-300.
- Nair GA. 1976. Food and reproduction of the soil isopod, *Porcellio laevis*. *Indian Journal of Ecology and Environmental Sciences*. 2: 7-13.
- Nair GA. 1998. Reproductive and population biology of *Porcellio scaber* (Isopoda, Oniscidea) in Benghazi, Libya. *Israel Journal of Zoology*. 44: 399-412.
- Navrátil M. 2007. Stonožky, mnohonožky a suchozemští stejnonožci ve městě (Olomouc & Hodonín) [diplomová práce]. Olomouc: Univerzita Palackého. 79 s., 9. př.

- Odendaal JP, Reinecke AJ. 1999a. Short-term toxicological effects of cadmium on the woodlouse, *Porcellio laevis* (Crustacea, Isopoda). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 43(1): 30-34.
- Odendaal JP, Reinecke AJ. 1999b. The toxicity of sublethal lead concentrations for the woodlouse, *Porcellio laevis* (Crustacea, Isopoda). *Biology and Fertility of Soils*. 29(2): 146-151.
- Odendaal JP, Reinecke AJ. 2004. Effect of metal mixtures (Cd and Zn) on body weight in terrestrial isopods. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 46(3): 377-384.
- Oliver PG, Meehan CJ. 1993. Woodlice. Synopses of the British fauna No. 49 (new series). Shrewsbury: Linnean Society of London, the Estuarine and Coastal Sciences Association Field Studies Council, 133 s.
- Paoletti MG, Hassall M. 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 74(1-3): 157-165.
- Prosi F, Dallinger R. 1988. Heavy metals in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* Latreille: 1. Histochemical and ultrastructural characterization of metal-containing lysosomes. *Cell Biology and Toxicology*. 4(1): 81-96.
- Purchart L, Kula E. 2007. Content of heavy metals in bodies of field ground beetles (Coleoptera, Carabidae) with respect to selected ecological factors. *Polish Journal of Ecology*. 55(2): 305-314.
- Raessler M, Rothe J, Hilke I. 2005. Accurate determination of Cd, Cr, Cu and Ni in woodlice and their skins – is moulting a means of detoxification? *Science of the Total Environment*. 337(1-3): 83-90.
- Riedel P. 2008. Chilopoda, Diplopoda, and Oniscidea in the City [Master thesis]. Olomouc: Palacky University. 53 p.
- Schill RO, Köhler HR. 2004. Energy reserves and metal-storage granules in the hepatopancreas of *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber* (Isopoda) from a metal gradient at Avonmouth, UK. *Ecotoxicology*. 13(8): 787-796.
- Schmalzfuss H. 2003. World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A, Nr. 654*: 341 p.
- Schwab AP, Zhu DS. 2008. Influence of organic acids on the transport of heavy metals in soil. *Chemosphere*. 72(6): 986-994.
- Soma K, Saitô T. 1983. Ecological studies of soil organisms with references to the decomposition of pine needles, II: Litter feeding and breakdown by the woodlouse, *Porcellio scaber*. *Plant and Soil*. 75(1): 139-151.
- Souty-Grosset C, Nasri K, Mocquard JP, Juchault P. 1998. Individual variation in the seasonal reproduction of the terrestrial isopod *Armadillidium vulgare* Latr. (Crustacea, Oniscidea). *Acta Oecologica*. 19(4): 367-375.
- Statutární město Olomouc. 2008. Informační server statutárního města Olomouce: Geografie [Internet]. Winternet s. r. o. [cit. 2008-10-12]. Dostupný z: <http://www.olomouc-tourism.cz/index.php?lang=1&kategorie=145&clanek=85>.

- Storch V. 1982. Der Einfluß der Ernährung auf die Ultrastruktur der großen Zellen in den Mitteldarmdrüsen terrestrischer Isopoda (*Armadillidium vulgare*, *Porcellio scaber*). *Zoomorphology*. 100(2): 131-142.
- Sutherland BW, Toews J, Kast J. 2008. Utility of formaldehyde cross-linking nad mass spectrometry in the study of protein-protein interactions. *Journal of Mass Spectrometry*. 43(6): 699-715.
- Sutton SL. 1972. Invertebrate types: Woodlice. London: Ginn & Company. 147 p.
- Szlavec K, Maiorana VC. 1998. Supplementary food in the diet of the terrestrial isopod *Porcellio scaber* Latr. (Isopoda: Oniscidea). *Israel Journal of Zoology*. 44(3-4): 413-421.
- Šimek M. 2004. Základy nauky o půdě, 4. část: Degradace půdy. České Budějovice: Jihočeská univerzita. 225 s.
- Tajovský K. 1989. Mnohonožky (Diplopoda) a suchozemští stejnonožci (Oniscidea) v sekundární sukcesní řadě hnědých půd [kandidátská disertační práce]. České Budějovice: Ústav půdní biologie ČSAV.
- Tarnawska M, Migula P, Przybylowicz W, Mesjasz-Przybylowicz J, Augustyniak M. 2007a. Nickel toxicity in the hepatopancreas of an isopod *Porcellio scaber* (Oniscidea). *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*. 260(1): 213-217.
- Tarnawska M, Migula P, Przybylowicz W, Mesjasz-Przybylowicz J, Augustyniak M. 2007b. Nickel toxicity in the hindgut of an isopod *Porcellio scaber* (Oniscidea). *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*. 260(1): 222-226.
- Tuf IH, Jeřábková E. 2008. Diurnal epigeic activity of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). In: Zimmer M, Charfi-Cheikhrouha F, Taiti S, editors. *Proceedings of the international symposium on terrestrial isopod biology: ISTIB-07*. Shaker, Aachen: 167-172.
- Valla M, editor. 2007. *Pedologické praktikum*. 2. dotisk. Praha: Česká zemědělská univerzita. 151 s.
- Vijver MG. 2005. The ins and outs of bioaccumulation: Metal bioaccumulation kinetics in soil invertebrates in relation to availability and animal physiology. Amsterdam: Vrije universiteit. 179 p.
- Warburg MR. 1993. *Evolutionary biology of land Isopods*. Berlin: Springer-Verlag. 151 s.
- Warburg MR. 1994. Review of recent studies on reproduction in terrestrial isopods. *Invertebrate Reproduction and Development*. 26(1): 45-62.
- Weißenburg M, Zimmer M. 2003. Balancing nutritional requirements for copper in the common woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda: Oniscidea). *Applied Soil Ecology*. 23(1): 1-11.
- White RE. 1997. *Principles and practice of soil science: the soil as a natural resource*. Oxford: Wiley-Blackwell. 348 p.
- Wilson GDF, Fenwick GD. 1999. Taxonomy and ecology of *Phreatoicus typicus* Chilton, 1883 (Crustacea, Isopoda, Phreatoicidae). *Journal of the Royal Society of New Zealand*. 29(1): 41-64.

- Witzel B. 1998. Uptake, storage, and loss of cadmium and lead in the woodlouse *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda). *Water, Air & Soil Pollution*. 108(1-2): 51-68.
- Witzel B. 2000. The influence of zinc on the uptake and loss of cadmium and lead in the woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda, Oniscidea). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 47(1): 43-53.
- Wolters V, Ekschmitt K. 1997. Gastropods, Isopods, Diplopods, and Chilopods: Neglected Groups of the Decomposer Food Web. In: Benckiser G, editor. *Fauna in soil ecosystems: Recycling processes, nutrient fluxes and agricultural production*. Marcel Dekker. p. 265-306.
- Wood M. 1995. *Environmental soil biology*. Glasgow: Blackie A&P, Chapman & Hall. 150 p.
- Zidar P, Bozić J, Strus J. 2005. Behavioral response in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* (Crustacea) offered a choice of uncontaminated and cadmium-contaminated food. *Ecotoxicology*. 14(5): 493-502.
- Zidar P, Drobne D, Strus J, Van Gestel CAM, Donker M. 2004. Food selection as a means of Cu intake reduction in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda). *Applied Soil Ecology*. 25(3): 257-265.
- Ziegler A. 2007. The cationic composition and pH in the moulting fluid of *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda) during calcium carbonate deposit formation and resorption. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic and Environmental Physiology*. 178(1): 67-76.
- Ziegler A, Fabritius H, Hagedorn M. 2005. Microscopical and functional aspects of calcium-transport and deposition in terrestrial isopods. *Micron*. 36(2): 137-153.
- Zimmer M, Kautz G, Topp W. 2003. Leaf litter-colonizing microbiota: supplementary food source or indicator of food quality for *Porcellio scaber* (Isopoda: Iniscidea)? *European Journal of Soil Biology*. 39(4): 209-216.
- Zimmer M, Topp W. 1997. Do woodlice (Isopoda: Oniscidea) produce endogenous cellulases? *Biology and Fertility of Soils*. 26(2): 155-156.

PŘÍLOHY

Příloha I Ortofotomapa Olomouce s vyznačenými zájmovými lokalitami

Příloha II Podrobná charakteristika zájmových lokalit

Příloha III Podrobná charakteristika půd

Příloha IV CD-ROM

Foto (složka)	fotografie zájmových lokalit (*.jpg)
Data.xls	podkladová data k analýzám
Poster.jpg	poster prezentující část výsledků práce na konferenci v Českých Budějovicích: 10 th Central European Workshop on Soil Zoology; 21. – 24. 4. 2009
Stofferová_2009.pdf	text práce

Příloha I Ortofotomapa Olomouce s vyznačenými zájmovými lokalitami



Příloha II Podrobná charakteristika zájmových lokalit

- 4** lokalizace: pás vegetace podél čtyřproudé silnice na ulici Brněnská v blízkosti autobusové zastávky Fakultní nemocnice (bus č. 10, 42) a asfaltové stezky vedoucí do areálu Fakultní nemocnice
zeměpisné souřadnice: N 49°34'52'', E 17°14'23''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 02 0 0, jílovitá, Ca: 3,33 g/kg, C: 0,83 %, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,2$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 6,8$
vegetace: *Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula*, *Juglans regia*, *Forsythia sp.*, *Rosa multiflora*, *Sambucus nigra*, *Ballota nigra*, *Galium aparine*, *Urtica dioica*
pokryvnost: stromové p.: 75 – 100 %, bylinné p.: 0 – 25 %, opad: 50 – 75 %
- 6** lokalizace: park za budovou psychiatrie Fakultní nemocnice
zeměpisné souřadnice: N 49°34'58'', E 17°14'11''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 02 0 0, hlinitá, Ca: 2,71 g/kg, C: 2,24 %
 $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 6,7$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 6,0$
vegetace: *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Platycladus orientalis*, *Robinia pseudacacia*, *Sorbus aria*, *Glechoma hederacea*, *Chelidonium majus*, *Taraxacum sp.*, *Viola sp.*
pokryvnost: stromové p.: 25 – 50 %, bylinné p.: 25 – 50 %, opad: 0 – 25 %
- 7** lokalizace: stromořadí topolů (*Populus nigra* var. *Italica*) podél betonového plotu z boku budovy Lékařské fakulty Univerzity Palackého
zeměpisné souřadnice: N 49°35'8'', E 17°14'10''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 02 0 0, jílovitá, Ca: 2,28 g/kg, C: 2,36 %
 $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,2$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 7,1$
vegetace: *Betula pendula*, *Populus nigra* var. *Italica*, *Robinia pseudacacia*, *Crepis biennis*, *Ballota nigra*, *Galium mollugo*, *Geum urbanum*, *Glechoma hederacea*, *Hieracium sp.*, *Trifolium pratense*
pokryvnost: stromové p.: 25 – 50 %, bylinné p.: 50 – 75 %, opad: 0 – 25 %
- 8** lokalizace: lesík před budovou Lékařské fakulty Univerzity Palackého
zeměpisné souřadnice: N 49°35'12'', E 17°14'15''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 20 0 1, jílovitá. Ca: 3,57 g/kg, C: 2,13 %
 $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,6$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 7,1$
vegetace: *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Larix decidua*, *Pinus nigra*, *Robinia pseudacacia*, *Crataegus sp.*, *Symphoricarpos albus*, *Ballota nigra*, *Brassica sp.*, *Hedera helix*
pokryvnost: stromové p.: 75 – 100 %, bylinné p.: 0 – 25 %, opad: 75 – 100 %

Příloha II Podrobná charakteristika zájmových lokalit (pokračování)

- 9** lokalizace: parčík za domem č. 26 na ulici Polívkova
zeměpisné souřadnice: N 49°35'29'', E 17°14'25''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 56 0 0, hlinitá, Ca: 5,96 g/kg, C: 3,83 %
 $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,7$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 7,1$
vegetace: *Malus domestica*, *Pinus strobus*, *Quercus rubra*, *Taxus baccata*, *Tilia cordata*, *Forsythia sp.*, *Sambucus nigra*, záhon rajčat (*Solanum lycopersicum*), sekaný trávník
pokryvnost: stromové p.: 25 – 50 %, bylinné p.: 50 – 75 %, opad: 0 – 25 %
- 10** lokalizace: železniční koridor poblíž ulice Štítného
zeměpisné souřadnice: N 49°35'21'', E 17°14'33''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 56 0 0, jílovitá, Ca: 7,66 g/kg, C: 2,45 %
 $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 8,0$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 7,4$
vegetace: *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Parthenocissus inserta*, *Sambucus nigra*, *Festuca sp.*, *Urtica dioica*
pokryvnost: stromové p.: 25 – 50 %, bylinné p.: 25 – 50 %, opad: 75 – 100 %
- 11** lokalizace: seřazovací nádraží za železniční stanicí Olomouc-město, u nižší budovy po levé straně, asfalt, dlažební kostky, štěrk
zeměpisné souřadnice: N 49°35'49'', E 17°14'24''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 56 0 0, kamenitá, Ca: 5,47 g/kg, C: 13,4 %
 $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,9$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 7,1$
vegetace: *Fraxinus excelsior*, *Thuja sp.*, *Rosa canina*, *Parthenocissus inserta*, *Sambucus nigra*, *Ballota nigra*, *Bromus sp.*, *Chelidonium majus*,
pokryvnost: stromové p.: 0 – 25 %, bylinné p.: 25 – 50 %, opad: 25 – 50 %
- 12** lokalizace: udupaná travnatá plocha v blízkosti asfaltové parkovací plochy firmy Wellnet u seřazovacího nádraží za stanicí Olomouc-město, štěrk
zeměpisné souřadnice: N 49°35'51'', E 17°14'25''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 56 0 0, kamenitá, Ca: 2,2 g/kg, C: 5,13 %
 $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,2$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 6,4$
vegetace: *Betula pendula*, *Rosa canina*, *Artemisia vulgaris*, *Bromus sp.*, *Echium vulgare*, *Elytrigia repens*, *Hieracium umbellatum*, *Silene latifolia*, *Tanacetum vulgare*
pokryvnost: stromové p.: 0 – 25 %, bylinné p.: 50 – 75 %, opad: 25 – 50 %
- 13** lokalizace: opuštěná a zanedbaná zahrada při ulici Kašparova za Gymnáziem Olomouc-Hejčín

Příloha II Podrobná charakteristika zájmových lokalit (pokračování)

zeměpisné souřadnice: N 49°36'2'', E 17°14'27''

půdní charakteristiky: BPEJ 3 58 0 0, písčítá, Ca: 6,73 g/kg, C: 6,07 %

$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,5$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 6,8$

vegetace: *Betula pendula*, *Juglans regia*, *Picea abies*, *Pyrus communis*, *Corylus avellana*, *Rosa canina*, *Sambucus nigra*, *Calamagrostis epigejos*, *Helianthus tuberosus*, *Hylotelephium maximum*, *Chelidonium majus*, *Solidago canadensis*, *Urtica dioica*,

pokryvnost: stromové p.: 50 – 75 %, bylinné p.: 75 – 100 %, opad: 75 – 100 %

16 lokalizace: lesík u tenisových kurtů na ulici Dolní Hejčínská

zeměpisné souřadnice: N 49°36'9'', E 17°14'48''

půdní charakteristiky: BPEJ 3 58 0 0, hlinitá, Ca: 2,75 g/kg, C: 1,75 %

$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,4$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 6,8$

vegetace: *Acer campestre*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Quercus robur*, *Picea abies*, *Pinus strobus*, *Pinus sylvestris*, *Tilia cordata*, *Sambucus nigra*, *Hedera helix*, *Urtica dioica*

pokryvnost: stromové p.: 75 – 100 %, bylinné p.: 0 – 25 %, opad: 75 – 100 %

18 lokalizace: park mezi ulicemi Na Střelnici a U Stadionu, u tisů (*Taxus baccata*)

zeměpisné souřadnice: N 49°35'55'', E 17°14'57''

půdní charakteristiky: BPEJ 3 58 0 0, hlinitá, Ca: 6,19 g/kg, C: 3,5 %

$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 6,2$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 5,7$

vegetace: *Aesculus hippocastanum*, *Acer platanoides*, *Malus domestica*, *Populus nigra*, *Salix alba*, *Taxus baccata*, *Tilia platyphyllos*, *Sambucus nigra*, *Ballota nigra*, *Geum urbanum*, *Solanum nigrum*, *Trifolium repens*

pokryvnost: stromové p.: 50 – 75 %, bylinné p.: 75 – 100 %, opad: 25 – 50 %

19 lokalizace: park na ulici Dobrovského, naproti vile se sídlem firmy Delta a pod hospodou Letňák, skupinka 9 smrků pichlavých (*Picea pungens*)

zeměpisné souřadnice: N 49°35'55'', E 17°15'37''

půdní charakteristiky: BPEJ 3 58 0 0, hlinitá, Ca: 6,14 g/kg, C: 2,02 %

$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 6,1$; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 6,3$

vegetace: *Fraxinus excelsior*, *Picea abies*, *Picea pungens*, *Platanus × hispanica*, *Taxus baccata*, *Trifolium repens*, *Bellis perennis*, *Glechoma hederacea*, *Chelidonium majus*, *Solanum nigrum*, *Viola sp.*

pokryvnost: stromové p.: 75 – 100 %, bylinné p.: 0 – 25 %, opad: 75 – 100 %

Příloha II Podrobná charakteristika zájmových lokalit (pokračování)

- 21** lokalizace: pravý břeh Mlýnského potoka u mostu ulice Komenského
zeměpisné souřadnice: N 49°35'50'', E 17°15'51''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 56 0 0, jílovitá, Ca: 4,71 g/kg, C: 3,5 %
 $pH_{H_2O} = 6,2$; $pH_{CaCl_2} = 5,1$
vegetace: *Acer platanoides*, *Alnus incana*, *Robinia pseudacacia*, *Sambucus nigra*,
Glechoma hederacea, *Chelidonium majus*, *Lamium maculatum*, *Urtica dioica*
pokryvnost: stromové p.: 50 – 75 %, bylinné p.: 75 – 100 %, opad: 75 – 100 %
- 27** lokalizace: vegetace kolem jednokolejné železniční tratě vedoucí do Prefy,
za Teplárnou Olomouc
zeměpisné souřadnice: N 49°35'16'', E 17°16'9''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 13 0 0, hlinitá, Ca: 4,52 g/kg, C: 3,32 %
 $pH_{H_2O} = 7,5$; $pH_{CaCl_2} = 6,9$
vegetace: *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Populus nigra*,
Prunus avium, *Robinia pseudacacia*, *Parthenocissus inserta*, *Rosa canina*, *Rubus*
sp., *Calamagrostis epigejos*, *Artemisia vulgaris*, *Tanacetum vulgare*, *Trifolium*
pratense, *Trifolium repens*
pokryvnost: stromové p.: 75 – 100 %, bylinné p.: 0 – 25 %, opad: 50 – 75 %
- 28** lokalizace: volná ruderalizovaná plocha s místy nezarostlého betonu a navážky
stavební suti mezi ulicemi Kavaleristů a Tř. Kosmonautů
zeměpisné souřadnice: N 49°35'25'', E 17°16'4''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 56 0 0, písčité, Ca: 3,25 g/kg, C: 2,24 %
 $pH_{H_2O} = 7,8$; $pH_{CaCl_2} = 7,2$
vegetace: *Acer negundo*, *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus avium*,
Rosa canina, *Rubus sp.*, *Sambucus nigra*, *Achillea millefolium*, *Chaerophyllum*
temulum, *Echium vulgare*, *Elytrigia repens*, *Hordeum murinum*, *Plantago media*,
Potentilla reptans, *Securigera varia*, *Tanacetum vulgare*, *Tripleurospermum*
inodorum
pokryvnost: stromové p.: 50 – 75 %, bylinné p.: 50 – 75 %, opad: 50 – 75 %
- 29** lokalizace: levý břeh řeky Moravy u mostu na Tř. Kosmonautů naproti Envelopě
zeměpisné souřadnice: N 49°35'24'', E 17°15'55''
půdní charakteristiky: BPEJ 3 56 0 0, hlinitá, Ca: 5,77 g/kg, C: 4,42 %
 $pH_{H_2O} = 7,9$; $pH_{CaCl_2} = 7,2$
vegetace: *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Robinia pseudacacia*, *Salix sp.*,
Humulus lupulus, *Sambucus nigra*, *Swida sanguinea*, *Artemisia vulgaris*, *Achillea*

Příloha II Podrobná charakteristika zájmových lokalit (pokračování)

millefolium, Cirsium arvense, Elytrigia repens, Hypericum perforatum, Phleum pratense, Urtica dioica

pokryvnost: stromové p.: 75 – 100 %, bylinné p.: 75 – 100 %, opad: 75 – 100 %

30 lokalizace: zákoutí budovy Šmeralových kolejí a spojovací chodbou budovy Menzy, Šmeralova ulice

zeměpisné souřadnice: N 49°35'38'', E 17°15'58''

půdní charakteristiky: BPEJ 3 56 0 0, písčítá, Ca: 7,4 g/kg, C: 1,53 %

$$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 8,2; \text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 7,5$$

vegetace: *Ballota nigra, Bellis perennis, Ficaria verna* subsp. *bulbifera, Galinsoga quadriradiata, Glechoma hederacea, Chelidonium majus, Poa annua, Plantago major, Potentilla reptans, Rumex obtusifolius, Stellaria media, Vinca minor*

pokryvnost: stromové p.: 0 – 25 %, bylinné p.: 50 – 75 %, opad: 0 – 25 %

Příloha III Podrobná charakteristika půd

Charakteristika půd vychází ze zjištěných kódů BPEJ (Česko, MZe 1998; ČUZK 2008a, 2008b) pro jednotlivé lokality (tab. I)

Tab. I: Kódy BPEJ zájmových lokalit

Lokalita	Kód BPEJ	
4, 6, 7	3 02 0 0	První číslice, tj. 3, značí klimatický region T3. Ten je charakterizován teplým, mírně vlhkým podnebím s průměrnou roční teplotou (7)8 – 9 °C a průměrným ročním úhrnem srážek 550 – 650(700) mm.
9, 10, 11, 12	3 56 0 0	
21, 28, 29, 30	3 58 0 0	
13, 16, 18, 19	3 58 0 0	
27	3 13 0 0	

Druhé dvě číslice kódují hlavní půdní jednotky:

- 02 černozemě luvické na sprašových pokryvech, středně těžké, bez skeletu, převážně s příznivým vodním režimem
- 13 hnědozemě modální a luvické, luvizemě modální, fluvizemě modální a stratifikované, na eolických substrátech, popř. i svahovinách (polygenetických hlínách) s mocností max. 50 cm uložených na velmi propustném substrátu, bezskeletovité až středně skeletovité, závislé na dešťových srážkách ve vegetačním období
- 20 pelozemě modální, vyluhované i melanické, regozemě pelické, kambizemě pelické a pararendziny pelické, vždy na velmi těžkých substrátech, jílech, slínech, flyši, terciérních sedimentech apod., půdy s malou vodopropustností, převážně bez skeletu, ale i středně skeletovité, často i slabě oglejené
- 56 fluvizemě modální eubazické až mezobazické, fluvizemě kambické, koluvizemě modální na nivních uloženinách, často s podložím teras, středně těžké lehčí až středně těžké, zpravidla bez skeletu, vláhově příznivé
- 58 fluvizemě glejové na nivních uloženinách, popř. s podložím teras, středně těžké nebo středně těžké lehčí, pouze slabě skeletovité, hladina vody níže jak 1 m, vláhové poměry po odvodnění příznivé

V pořadí čtvrtá číslice kódu, tj. pro všechny č. 0, označuje kombinaci sklonitosti a expozice. V tomto případě se jedná o rovinu (sklon 1 – 3°) se všesměrnou expozicí.

A konečně pátá číslice, tj. 0, resp. 1, v sobě skrývá kombinaci skeletovitosti a hloubky profilu. Většinou se tedy jedná o bezskeletovité půdy s příměsí, o celkovém obsahu skeletu do 10 % a o půdy hluboké (hloubka větší jak 60 cm), resp. o půdy bezskeletovité až slabě skeletovité, s celkovým obsahem skeletu 10 – 25 % a půdy hluboké až středně hluboké (hloubka 30 – 60 cm).