

Danuta Kowalczyk-Pecka*

**ROLA NATURALNEJ POPULACJI *ARIANTA ARBUSTORUM*
(*GASTROPODA: PULMONATA*) W TRANSFERZE I BIOAKUMULACJI
METALI CIĘŻKICH W EKOSYSTEMACH ZURBANIZOWANYCH**

**THE ROLE OF A NATURAL POPULATION OF *ARIANTA*
ARBUSTORUM (*GASTROPODA: PULMONATA*) IN THE TRANSFER
AND BIOACCUMULATION OF HEAVY METALS IN URBANIZED
ECOSYSTEMS**

Słowa kluczowe: metale, biowskaźniki, akumulacja, *Arianta*, ślimaki, łańcuch troficzny.

Key words: metals, bioindicators, accumulation, *Arianta*, snails, trophic chain.

*Land snails are an important link in the trophic network of the ecosystem in which they occur. They are an important element of the diet of many animal species. As saprophagous and phytophagous organisms, they accelerate the circulation of matter in nature. Because of the importance of land snails in the food chain and the synanthropic behaviour of many species, land snails of the taxon *Arianta arbustorum* were analyzed as potential vectors transferring and accumulating heavy metals. The presence of Zn, Cu, Fe, Cr, Pb and Cd was tested in the hepatopancreas, foot tissues and shells of snails from two habitats with different levels of human impact, as well as in soil samples and *Taraxacum officinale* leaves. Large amounts of accumulated zinc and iron were found in the snails, mainly in the hepatopancreas and the shell. However, the iron content in the snail tissues was disproportionately low with respect to the amount of iron in the soil. The relatively low concentrations of lead and cadmium in the environmental samples correlated with small amounts of these metals in the snails studied. In all the samples analyzed – the tissues, soil and leaves – the concentration of pollutants was found to be higher in the contaminated habitat than in the potentially “clean” one. Determining the level of metals in the organs of animals from a wild population of *Arianta arbustorum*, when the distribution of the snails in a given area is precisely known, can also be a useful tool in using these molluscs as bioindicators of pollution in urbanized biotopes.*

* *Dr Danuta Kowalczyk-Pecka – Katedra Zoologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, ul. Akademicka 13, 20-950 Lublin; tel.: 81 445 69 62; e-mail: danakp@wp.pl*

1. WPROWADZENIE

Wiele gatunków lądowych *Gastropoda* wykazuje zdolność koncentracji w tkankach śladowych ilości elementów, wynikającą ze skutecznego mechanizmu asymilacji, który posiadają. Zgodnie z tym mechanizmem końcowa koncentracja metali trafiająca do ich ciała jest wynikiem procesów akumulacji obejmujących:

- pobieranie metalu,
- przetrzymywanie,
- magazynowanie i eliminację [Dallinger i in. 2001].

Gatunki, które akumulują metale powyżej stężenia środowiskowego zostały zdefiniowane jako makrokoncentratory, natomiast gatunki akumulujące metale w ilości równoważnej z poziomem w środowisku lub mniejszej są klasyfikowane jako mikrokoncentratory i dekoncentratory. Dotyczy to np. niektórych gatunków *Helicidae*, takich jak: *Helix pomatia*, *Helix aspersa*, *Cepaea nemoralis*, *Arianta arbustorum* i *Arionidae*. Gatunki te mogą być uznane jako makrokoncentratory dla kadmu i miedzi, zachowują się natomiast jako mikrokoncentratory w stosunku do cynku i żelaza [Laskowski i Hopkin 1996]. Jedną z trudności często pojawiających się przy wykorzystaniu lądowych *Gastropoda* jako biologicznych bioindykatorów zanieczyszczenia środowiska jest brak znaczącej korelacji pomiędzy koncentracją metali w tkankach mięczaków i koncentracją odpowiednich metali w ich pokarmie. Ten brak zależności może być związany między innymi z selektywnością wyboru pożywienia wykazywaną przez wiele taksonów lądowych ślimaków, gatunkowo-specyficznymi właściwościami akumulacji metali, czynnikami sezonowymi.

W prezentowanej pracy podjęto próbę oceny możliwości wykorzystania ślimaków z taksonu *Arianta arbustorum*, reprezentujących dziko żyjącą, naturalną populację bezkręgowców, jako biowskaźników zanieczyszczenia środowiska, na podstawie analizy zawartości sześciu wybranych metali: chromu (Cr), żelaza (Fe), cynku (Zn), miedzi (Cu), kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) w ich organizmach i pożywieniu. Celem pracy było również porównanie wielkości depozytów badanych metali w różnych tkankach miękkich oraz w muszlach populacji ślimaków lądowych *Arianta arbustorum* pochodzących z siedlisk o różnym poziomie antropopresji, z okolic Lublina. Ślimaki należące do rodziny *Helicidae*, których przedstawicielem jest badany takson, mogą odżywiać się ziemią w przerwach pomiędzy odżywianiem się roślinami, w związku z czym zarówno ziemia, jak i liście roślin z gatunku *Taraxacum officinale* (mniszek pospolity) były badane pod kątem analizowanych metali. Ziemia została zakwalifikowana jako pokarm długoterminowo ekspozycyjny na działanie metali oraz źródło dłuższej ekspozycji ślimaków na zanieczyszczenia w naturalnym siedlisku. Szybko rosnące liście *Taraxacum* były natomiast w prowadzonych badaniach przykładem diety o krótkoterminowej ekspozycji na polutanty.

2. MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Dorosłe ślimaki wykorzystane do badań pochodziły z naturalnej populacji gatunku *Arianta arbustorum* (Linnaeus, 1758 – ślimak zaroślowy). Ślimaki zbierano ręcznie w obrębie miasta Lublina z siedlisk o różnym stopniu antropopresji. Ślimaki zaroślowe zbierano w okolicach Zalewu Zembrzyckiego, z siedliska o ograniczonym dostępie polutantów środowiskowych (N51°11'; E22°31') – stanowisko to oznaczono w tekście jako Lokalizację I; oraz z siedliska przy jezdni o dużym natężeniu ruchu drogowego (N51°12; E22°33') – oznaczone w tekście jako Lokalizację II. Analizowane miejsca zarośnięte były roślinnością ruderalną. Przeważały tu rośliny z rodzajów *Taraxacum*, *Galinsoga*, *Capsella*, *Plantago*, *Urtica*, *Achillea* i in. Zbiór ślimaków zaroślowych dokonano jednorazowo, w lipcu 2008 r. Z badanego taksonu wybierano osobniki z muszlami o podobnych rozmiarach, co przy próbach środowiskowych może być pewną gwarancją zbliżonego wieku osobników. Muszla analizowanych ślimaków zaroślowych miała ok. 17 mm wysokości.

Ślimaki, po uprzednim dokładnym przemyciu wodą destylowaną, wkładano do perforowanych pojemników plastikowych. W celu oczyszczenia organizmu z wydaliny, pozostawiono ślimaki bez pożywienia przez 48 godzin. Do czasu rozpoczęcia analiz, z badanych grup zwierząt wybrano po 20 osobników i zamrożono w temperaturze -26°C. Z tkanek miękkich badanych ślimaków wydzielono dwie frakcje: wątrobotrzustki i tkanki stopy.

Z wybranych siedlisk pobierano próbki ziemi. Po usunięciu warstwy próchnicy zbierano 3 cm warstwy mineralnej ziemi z powierzchni ok. 10 cm². Z tych samych siedlisk zbierano również do badań liście *Taraxacum officinale* (mniszka pospolitego), które do czasu analiz przechowywano zamrożone także w temperaturze -26°C. Próbkę tkanek ślimaków suszono do uzyskania stałej suchej masy. Każda próba była mineralizowana 50% HNO₃. Roztwór uzupełniano do objętości 50 ml destylowaną dejonizowaną wodą. Próbkę ziemi suszono przez 24 godziny, w temperaturze 80°C.

Do analiz pobierano 1 g ziemi, zalewano 10 ml 50% HNO₃ i gotowano 1 godzinę. Liście mniszka po rozmrożeniu suszono do uzyskania stałej suchej masy. Do dalszej analizy pobierano 1 g próby i następnie przygotowywano je do analizy w ten sam sposób jak próbki tkanek ślimaków i ziemi. Zawartość metali analizowano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej w Centralnym Laboratorium Analitycznym Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie. Wyniki podawano w przeliczeniu na µg metalu na g suchej masy próby. W analizie statystycznej uwzględniono całkowite stężenie metali we wszystkich tkankach miękkich ślimaków.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

Zdolność akumulacji metali przez lądowe płucodyszne ślimaki było przedmiotem dochodzeń prowadzonych od wielu lat. Już w roku 1977 Coughtrey i Martin [za Gomot de Vaufleury i Pihan 2000] wykorzystując *Helix aspersa* stwierdzili, że zwierzęta o podobnej

wadze i wielkości mogą być użyte jako biologiczne indykatory zanieczyszczenia środowiska metalami. Analiza zawartości metali u różnych gatunków *Gastropoda* zbieranych w środowisku naturalnym wykazała częściowe różnice pomiędzy bardzo ściśle spokrewnionymi gatunkami ślimaków [Notten i in. 2005]. Z ekofizjologicznego punktu widzenia, większość lądowych mięczaków to detrytusożerne organizmy, jedzące rozkładające się resztki wraz z bakteriami, grzybami i algami doskonale rozwijającymi się na powierzchni martwego materiału roślinnego. Niektóre gatunki, zwłaszcza te z ekosystemów ruderalnych północnej półkuli, są uważane za pierwotnych konsumentów wykazujących wysokie tempo trawienia pokarmu i stosunkowo duże zdolności asymilacji składników [Menta i Parisi 2001].

Wyniki badań własnych wskazują zdecydowane różnice między zawartością badanych sześciu metali w tkankach ślimaków pochodzących z siedliska potencjalnie „czystego” – oddalonego od bezpośredniej presji pochodzenia antropogenicznego (Lokalizacja I; tab. 1) i mięczakami z siedliska o dużym stopniu antropopresji, zlokalizowanego przy drodze jezdnej o dużym natężeniu ruchu (Lokalizacja II; tab. 2). Średnia zawartość, zwłaszcza cynku, miedzi i żelaza w tkankach stopy, wątrobotrzustki czy w muszli badanego taksonu *Arianta arbustorum* we wszystkich próbach z siedliska zanieczyszczonego była większa od zawartości tych metali w próbach z siedliska czystego.

Tabela 1. Porównanie depozytu metali w ciele *Arianta arbustorum*, w liściach *Taraxacum officinale* i w ziemi pochodzących z siedliska o niskim stopniu antropopresji ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.)

Table 1. Comparison of metals deposit in the *Arianta arbustorum* body, in the *Taraxacum officinale* leaves and in the soil come from habitat with low degree of anthropopresure ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW)

| Metal | Lokalizacja I | | | | |
|-------|---------------|-----------------|--------------|------------------|---------------|
| | tkanki stopy | wątrobotrzustka | muszla | <i>Taraxacum</i> | ziemia |
| Zn | 140,51±5,68 | 1030,32±45,97 | 126,09±5,26 | 18,45±2,02 | 48,35±3,26 |
| Cu | 115,03±4,99 | 45,76±4,23 | 14,75±0,87 | 5,51±0,61 | 6,85±0,43 |
| Fe | 228,65±10,46 | 268,57±11,64 | 209,85±10,01 | 16,45±1,54 | 3183,08±85,97 |
| Cr | 0,25±0,01 | 0,82±0,03 | 0,60±0,04 | 0,25±0,02 | 5,85±0,45 |
| Pb | 0,006±0,001 | 0,356±0,023 | 0,056±0,005 | 0,002±0,001 | 0,63±0,04 |
| Cd | 0,351±0,023 | 0,611±0,040 | 0,017±0,001 | 0,031±0,002 | 0,109±0,011 |

Objaśnienia: oznaczenie lokalizacji w rozdziale Materiały i metody; wartości podano jako średnie ± odchylenie standardowe, n=10; s.m. – sucha masa.

Spośród badanych metali, we wszystkich analizowanych tkankach ślimaków z obu nisz, żelazo było stwierdzone w stosunkowo dużej ilości. Interesujący jest fakt dużej koncentracji tego pierwiastka, także w próbach pochodzących z siedliska potencjalnie czystego – nawet ponad 268,57 $\mu\text{g/g}$ suchej masy wątrobotrzustki mięczaka. Zdecydowanie największe stężenie w tkankach badanych metali wykazano dla cynku, które w wątrobotrzustce badanych

ślimaków – zarówno z siedliska zanieczyszczonego, jak i potencjalnie czystego – osiągnęło wartość ponad tysiąc $\mu\text{g/g}$ próby. Stosunkowo niskie stężenie chromu, ołowiu i kadmu w porównaniu z cynkiem, miedzią i żelazem, stwierdzono we wszystkich badanych próbach (tab. 1 i tab. 2).

Tabela 2. Porównanie depozytu metali w ciele *Arianta arbustorum*, w liściach *Taraxacum officinale* i w ziemi pochodzących z siedliska o wysokim stopniu antropopresji (w $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.)

Table 2. Comparison of metals deposit in the *Arianta arbustorum* body, in the *Taraxacum officinale* leaves and in the soil come from habitat with high degree of anthropopressure ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW)

| Metal | Lokalizacja II | | | | |
|-------|----------------|---------------|--------------|------------------|---------------|
| | tkanki stopy | wątrobrzuszka | muszla | <i>Taraxacum</i> | ziemia |
| Zn | 145,23±5,99 | 1140,87±42,89 | 137,84±4,83 | 20,77±1,78 | 283,89±9,34 |
| Cu | 132,57±4,32 | 70,51±4,24 | 21,22±1,89 | 8,36±0,94 | 16,85±1,12 |
| Fe | 253,25±8,97 | 303,67±9,95 | 797,32±21,54 | 44,21±3,87 | 6325,96±87,76 |
| Cr | 1,12±0,06 | 1,25±0,04 | 1,76±0,03 | 0,35±0,02 | 7,44±0,67 |
| Pb | 0,046±0,003 | 0,502±0,043 | 0,184±0,012 | 0,483±0,032 | 1,184±0,11 |
| Cd | 0,472±0,041 | 0,661±0,056 | 0,041±0,002 | 0,037±0,002 | 0,164±0,013 |

Objaśnienia: oznaczenie lokalizacji w rozdziale Materiały i metody; wartości podano jako średnie \pm odchylenie standardowe, n=10; s.m. – sucha masa.

Analizowano również zawartość sześciu wybranych metali w liściach *Taraxacum officinale* oraz w ziemi – pochodzących z siedlisk zajmowanych przez dwie badane populacje ślimaków z rodzaju *Arianta*. Zarówno liście, jak i ziemia mogą być źródłem mikro- i makroelementów dla ślimaków, ponieważ są przez nie zjadane. W liściach badanych roślin stwierdzono stosunkowo duży depozyt żelaza oraz cynku. W siedlisku zanieczyszczonym było to odpowiednio, po demineralizacji: 20 $\mu\text{g/g}$ żelaza i 44 $\mu\text{g/g}$ cynku. Zwraca uwagę widoczna różnica wielkości depozytu żelaza i cynku w liściach mniszka i zdecydowanie większe stężenia tych metali w tkankach ślimaków. Stwierdzono również kumulację miedzi w stopie badanych ślimaków, gdzie stężenie miedzi było wielokrotnie większe niż w pokarmie. Depozyty ołowiu natomiast w liściach *Taraxacum* i w tkankach ślimaków również nie były porównywalne.

Ziemia pochodząca z badanych siedlisk była traktowana jako element środowiska poddawany długotrwałej ekspozycji na zanieczyszczenia oraz jako pokarm – źródło dodatkowej ekspozycji ślimaków na polutanty. Stwierdzono bardzo duży depozyt żelaza cynku i chromu zarówno w ziemi pochodzącej z siedliska zanieczyszczonego (tab. 2), jak i w ziemi pochodzącej z siedliska potencjalnie „czystego” (tab. 1). Wielkości te jednak nie mają tak drastycznego odbicia w magazynowaniu żelaza przez ślimaki, co sugeruje efektywność różnorodnych mechanizmów detoksyfikacyjnych funkcjonujących u tych bezkręgowców. Porównując akumulację wszystkich badanych metali w tkankach ślimaków, stwierdzono, że w próbach pochodzących z obu nisz, największe właściwości akumulacyjne wykazuje wą-

trobotrzustka, jednak ten narząd u ślimaków bierze czynny udział w procesach dezintegracji polutantów. Interesujące jest duże stężenie badanych metali w muszlach (zwłaszcza żelaza), jest to bowiem depozyt w zasadzie trwały, natomiast nadmiar toksycznych polutantów z wątrobotrzustki może być w różny sposób eliminowany.

Tabela 3. Analiza regresji dla zawartości metali ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{s.m.}$) w układach: pokarm, ziemia, ślimaki *Arianta arbustorum*

Table 3. Regression analyses for metal concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{DW}$) between food, soil, snail *Arianta arbustorum* compartments

| Zmienne (y-x) | b | a | r ² |
|-----------------------------------|----------|---------|----------------|
| <i>Taraxacum</i> – ziemia | | | |
| log Zn T. – log Zn z. | 0,0001 | 1,44 | 0,22*** |
| log Cu T. – log Cu z. | - 0,0001 | 1,02 | 0,03 ns |
| log Fe T. – log Fe z. | 0,0001 | 1,31 | 0,20*** |
| log Cr T. – log Cr z. | - 0,0001 | 0,43 | 0,02 ns |
| log Pb T. – log Pb z. | - 0,0002 | 0,52 | 0,02 ns |
| log Cd T. – log Cd z. | - 0,0001 | 1,01 | 0,01 ns |
| <i>Arianta</i> – <i>Taraxacum</i> | | | |
| log Zn A. – log Zn T. | 0,92 | 1,12 | 0,46*** |
| Cu A. – Cu T. | 32,4 | - 162,1 | 0,40*** |
| log Fe A. – log Fe T. | 0,42 | 0,17 | 0,39*** |
| log Cr A. – log Cr T. | 0,63 | 0,21 | 0,19** |
| log Pb A. – log Pb T. | 0,67 | 0,15 | 0,17** |
| log Cd A. – log Cd T. | 3,73 | 0,86 | 0,44*** |
| <i>Arianta</i> – ziemia | | | |
| log Zn A. – log Zn z. | 0,12 | 1,92 | 0,14* |
| log Cu A. – log Cu z. | 0,11 | 1,72 | 0,03 ns |
| log Fe A. – log Fe z. | 0,21 | 0,85 | 0,19** |
| log Cr A. – log Cr z. | 0,17 | 1,12 | 0,18** |
| log Pb A. – log Pb z. | 0,32 | - 0,18 | 0,19** |
| log Cd A. – log Cd z. | 0,71 | 0,52 | 0,38*** |

Objaśnienia: s.m. – sucha masa; b – współczynnik regresji; a – intercept wyraz wolny; r² – współczynnik determinacji; poziom istotności *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001, ns – nieistotny statystycznie; T. – *Taraxacum*; z. – ziemia; A. – *Arianta*.

Zawartość metali w liściach *Taraxacum* była stosunkowo niewielka i istotne pozytywne relacje pomiędzy liśćmi i ziemią wykazano tylko dla cynku i żelaza (tab. 3). Jednak współczynnik determinacji był bardzo niski. Wyniki te sugerują słaby transfer metali z ziemi do liści w tym łańcuchu pokarmowym. Całkowita koncentracja metali w glebie jest związana z zależnością pomiędzy aktywnością jonów poszczególnych metali w związkach chemicznych w ziemi i rozpuszczalnością tych związków w wodzie, całkowitą zawartością tych metali w glebie i pH gleby oraz pH wody znajdującej się w glebie. Całkowita koncentracja metalu oznaczona w ziemi nie świadczy bezpośrednio o biodostępności tego metalu dla rośliny.

Wykazano pozytywną zależność pomiędzy koncentracją metali w ciele ślimaków *Arianta* i zawartością tych metali w liściach *Taraxacum*. Wartość r^2 była wysoka (tab. 3), co sugeruje istotność tego szlaku transferu metali w tym łańcuchu pokarmowym *Arianta arbustorum*. W badanym układzie nie wykazano pozytywnej zależności między koncentracją miedzi w ciele ślimaków i w ziemi, w przeciwieństwie do pozostałych analizowanych metali (tab. 3). Chociaż te związki nie były tak znaczące, jak w układzie ślimak – roślina, sugerują jednak dodatkową drogę transferu metali do ciała *Arianta arbustorum* bezpośrednio z gleby. Podobne zależności po analizie transferu metali odnotowano dla *Cepaea nemoralis* [Notten i in. 2005] i *Helix aspersa* [Beeby i Richmond 2002].

Wyniki uzyskane w pracy są zgodne z obserwacjami prowadzonymi dla wielu innych taksonów ślimaków należących do *Helicidae* i innych lądowych *Invertebrata*. Koncentracja kadmu, żelaza, miedzi i cynku była wcześniej mierzona u osobników *Arianta arbustorum* zbieranych w różnych miejskich i wiejskich siedlisk o znanym poziomie zanieczyszczeń w pobliżu Innsbruku [Berger i Dallinger 1993]. Uzyskane rezultaty porównywane ze wszystkimi dostępnymi danymi dotyczącymi koncentracji metali u lądowych gatunków *Gastropoda* z wielu miejsc Europy pozwoliły na ustalenie trzech niezależnych poziomów zanieczyszczenia środowiska kadmem, cynkiem i żelazem [Berger i Dallinger 1993]:

- odpowiadające niezanieczyszczoneму referencyjnemu miejscu (klasa 1),
- terenom umiarkowanie zanieczyszczonym przez spaliny samochodowe lub miejskie emiterzy zanieczyszczeń (klasa 2), do których zaliczyć można badaną populację *Arianta* oraz
- mocno zanieczyszczone miejsca przez aktywność wydobywczą lub przemysł hutniczy (klasa 3).

Różne gatunki ziemskich bezkręgowców przedstawiają inne usposobienia co do gromadzenia oraz eliminacji z organizmu pierwiastków śladowych. Dorosłe osobniki z gatunków *Porcellio scaber*, *Julus scandinavicus* i *Derocheras reticulatum* narażone na pokarm i zanieczyszczenie ziemi przez ołów, kadm albo cynk różniły się w strategiach ich akumulacji [Cortet i in 1999]. Gatunki lądowe ślimaków akumulowały większe ilości kadmu w porównaniu do innych bezkręgowych grup stawonogów. Pewne organy i tkanki ślimaków są zaangażowane w akumulację metali, inne zaś nie. Ślimaki lądowe gromadzą kadm, cynk i ołów wewnątrz gruczołów. U gatunku *Arion ater* największe stężenia magnezu, fosforu, kadmu i cynku były deponowane w gruczole trawiennym [Gomot de Vaufleury i Pihan 2000]. Porównawcze badania stężeń metali zakumulowanych u *Helix pomatia* i *Helix aspersa* wykazały, że ilość miedzi, cynku i kadmu nie różniła się znacznie w wątrobotrzustce tych dwóch gatunków, w przeciwieństwie do ołowiu, którego dwukrotnie więcej wykryto u *H. aspersa* niż u *H. pomatia*. Ilości żelaza i manganu różniły się w stopie; u *H. pomatia* większa koncentracja występowała w przypadku żelaza, a mangan osiągał wyższe stężenia u *H. aspersa* [Menta i Parisi 2001]. Badania porównawcze taksonu *Helix* i *Arion* wykazały, że miedź i cynk miały podobne poziomy akumulacji w gruczole trawiennym. Stopa ślimaka nagiego

miała wyższe stężenie manganu i cynku w przeciwieństwie do jego wątrobotrzustki. Podobne wyniki uzyskano w odniesieniu do kadmu, którego ilość *Arion rufus* jest zdolny ograniczać w gruczole trawiennym [Menta i Parisi 2001].

Metale u lądowych bezkręgowców są często oznaczane przy użyciu różnych metod preparacyjnych. Niektórzy badacze analizują organizmy po defekacji, inni z kolei bez wcześniejszej defekacji, ale poszczególne tkanki są analizowane niezależnie.

Zanieczyszczenia zwierząt metalami mogą być też związane z adsorpcją pyłu metalicznego na powierzchni ciała co uwydatnia znaczenie ekstremalnego oczyszczania ciała biowskaźników [Notten i in. 2005]. Miedź powoduje giniecie niektórych gatunków należących do *Collembola* na znacznie zanieczyszczonych terenach, a cynk wydaje się być jednym z głównych determinantów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń wokół źródeł polutantów [Beeby i Richmond 2002]. Pośrednio znaczący efekt toksyczności ołowiu może być wykazany u organizmów wykazujących pewne formy adaptacyjnej tolerancji na metal. Genotypowa tolerancja na cynku (Zn), kadmu (Cd) i miedzi (Cu) została opisana u niektórych pierścienic i niektórych mięczaków [Dallinger 1999], brak natomiast do tej pory opracowań dotyczących zmian genetycznych indukowanych przez ołów (Pb) u tych bezkręgowców. Ołów może zakłócać metabolizm metali zarówno u roślin, jak i zwierząt: na przykład mięczaki i pierścienice pochodzące ze znacznie zanieczyszczonych obszarów, utrzymują wysoki poziom wapnia (Ca) w swoich tkankach miękkich, być może w celu przyspieszenia usuwania ołowiu z organizmu [Beeby i Richmond 1991].

W badaniach zanieczyszczonych biotopów z wykorzystaniem różnych organizmów bezkręgowce są najczęściej stosowane jako pasywne, pośrednie bioindykatory lub wskaźniki akumulacji, a nie jako wskaźniki bezpośrednie. O przydatności bezkręgowców do badań bioindykacyjnych decydują:

- lokalizacja zanieczyszczeń w danym miejscu,
- krótki cykl życiowy,
- stosunkowo prosty zbiór.

Przed zastosowaniem każdego gatunku jako bioindykatora niezbędne jest zbadanie jego wrażliwości na zmiany środowiska, w którym przebywa, i przełożenie tych danych do metodyki zbierania i preparatyki prób środowiskowych.

Wcześniejsze badania dotyczące zanieczyszczenia metalami w miastach i bezkręgowców wykazały, że od rodzaju źródła zanieczyszczenia zależą różnice w stężeniu próbek. Zawartość metali może zwiększać się na wyższych poziomach troficznych oraz może wykazywać pozytywne lub negatywne korelacje z masą zwierząt lub ich wiekiem [Zödl i Wittmann 2003]. Ostateczna koncentracja metali oznaczona u zwierząt jest rezultatem zespołu ekologicznych powiązań (tzn. historii życia) i procesów fizjologicznych obejmujących m.in. niezbędną do prawidłowego funkcjonowania ilość metali w organizmie i kinetykę toksyczności poszczególnych metali. Wiele zmiennych wpływa na końcowy poziom zawartości metali,

które często są zdecydowanie wewnątrzsobniczymi modyfikacjami w naturalnych populacjach. Z powodu tego typu zmienności efekty metodologiczne muszą być testowane na materiale pobieranym z naturalnego siedliska.

4. PODSUMOWANIE

Oznaczenie poziomu metali w organach zwierząt należących do dzikiej populacji taksonu *Arianta arbustorum*, w odniesieniu do ich rozprzestrzenienia terytorialnego może być przydatnym narzędziem monitorowania zanieczyszczeń.

Ślimaki *Arianta arbustorum* mogą być podobnie jak przedstawiciele rodzaju *Helix* i *Cepaea* przedmiotem transferu metali ze środowiska do poziomu roślinożerców. Po pierwsze: ślimaki akumulują metale w swoich miękkich tkankach, po drugie: ślimaki są kluczowym składnikiem lądowych ekosystemów.

Zróznicowanie środowiskowe biowskaźników może być związane z różnymi preferencjami pokarmowymi gatunków lub wewnątrzgatunkowymi różnicami metabolicznymi.

Badania ślimaków *Arianta arbustorum* należących do dzikich, naturalnych populacji mogą przyczynić się do zrozumienia procesów bioakumulacji i dystrybucji metali w organizmach lądowych bezkręgowców, pomimo że analizy środowiskowe nie zawsze są proste do interpretacji. Wiąże się to ze specyficznymi wewnętrznymi mechanizmami regulacyjnymi na poziomie osobniczym. Zdolność gromadzenia zarówno podstawowych, jak i śladowych pierwiastków w tkankach ślimaków, jest wytłumaczalna jako strategia detoksykacji. Idealny biowskaźnik powinien wykazywać liniową zależność pomiędzy źródłem emisji i poziomem zanieczyszczeń w tkankach – zarówno przestrzenną, jak i czasową. Zależność ta nie powinna być zakłócana przez zmiany czynników środowiskowych, przez płeć, wiek, zaburzenia fizjologiczne organizmu oraz kombinację polutantów, na które biowskaźniki są narażone.

Czułość biomonitoringu z wykorzystaniem lądowych *Gastropoda* może być poprawiona przez niezależne wykorzystanie tkanki gruczołu trawiennego stopy oraz muszli, zamiast preparatyki całego zwierzęcia. Istotne jest opracowanie metod preparacyjnych będących podstawą standardowych testów biowskaźnikowych zanieczyszczenia środowiska, dla prób pobieranych z naturalnych populacji, zwłaszcza spośród bezkręgowców żyjących w biotopach zurbanizowanych.

Składam serdeczne podziękowania Panu mgr. Stanisławowi Pecce z Instytutu Żywności Zwierząt Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie za ogromną pomoc przy przygotowaniu tej pracy.

PIŚMIENNICTWO

- BEEBY A., RICHMOND L. 1991. Adaptation of homeostatic mechanisms; lead assimilation and mineral metabolism in the snail *Helix aspersa* from a polluted ecosystem. In: Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Perturbation and Recovery ed. Ravera O. Ellis Horwood, New York: 165–170.
- BEEBY A., RICHMOND L. 2002. Evaluating *Helix aspersa* as a sentinel for mapping metal pollution. *Ecological Indicators* 1: 261–270.
- BERGER B., DALLINGER R. 1993. Terrestrial snails as quantitative indicators of environmental metal pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* 25: 65–84.
- CORTET J., GOMOT-DE VAUFLERY A., POINSOT- BALAGUER N., GOMOT L., TEXIER CH., CLUZEAU D. 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *Eur J. Soil Biol.* 35 (3): 115–134.
- DALLINGER R. 1999. Metal tolerance and metabolism in terrestrial invertebrates: molecular and biochemical aspects. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* 126: 1–163.
- DALLINGER R., BERGER B., TRIEBSKORN-KÖHLER R., KÖHLER H. 2001. Soil biology and ecology. In: *Biology of Terrestrial Mollusc* ed. Barker G. CABI Publishing, Cambridge: 489–524.
- GOMOT DE VAUFLEURY A., PIHAN F. 2000. Growing snails used as sentinels to evaluate terrestrial environment contamination by trace elements. *Chemosphere* 40: 275–284.
- LASKOWSKI R., HOPKIN S.P. 1996. Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd in the garden snail (*Helix aspersa*): Implications for predators. *Environmental Pollution* 91: 289–297.
- MENTA C., PARISI V. 2001. Metal concentrations in *Helix pomatia*, *Helix aspersa* and *Arion rufus*: a comparative study. *Environmental Pollution* 115: 205–208.
- NOTTEN M.J.M., OOSTHOEK A.J.P., ROZEMA J., AERTS R. 2005. Heavy metal concentrations in a soil – plant-snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environmental Pollution* 138: 178–190.
- ZÖDL B., WITTMANN K.J. 2003. Effects of sampling, preparation and defecation on metal concentrations in selected invertebrates at urban sites. *Chemosphere* 52: 1095–1103.