

## Zależność koncentracji metali ciężkich i węgla organicznego w muszlach mięczaków słodkowodnych: *Lymnaea peregra* (Müller, 1774), *Lymnaea stagnalis* (L.) i *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) od ich wielkości

Stanisław Piotrowski\*



**Correlation of concentration of heavy metals and organic carbon in shells freshwater molluscs *Lymnaea peregra* (Müller, 1774), *Lymnaea stagnalis* (L.) and *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) with their size.** Prz. Geol., 54: 501–508.

*S u m m a r y.* The shells of *Lymnaea peregra* and *L. stagnalis* were collected from a fishing pond in Klemby near Nowogard (NW Poland), and those of *Dreissena polymorpha* came from the nearby Odra River estuary (Roztoka Odrzańska). The latter site had much higher concentrations of heavy metals, both in water and in bottom sediments. The study aimed at finding correlations between the concentrations of heavy metals and organic carbon and the shell size. In shells of freshwater snail *Lymnaea peregra* three second degree polynomial correlations were confirmed at the 0.05 significance level of between concentrations Co (positive), Corg. (negative) and Cd (jaka?) and height of shells. In the other three cases (Cu, Pb, Zn) there was no correlation significant at the 0.10 level. In shells of *Lymnaea stagnalis* three parameters shown significant (at the 0.05 level) correlation with shell size: concentrations of Zn (negative), Co (negative) and Corg. (positive). The other three (Cu, Pb, Cd) were insignificant even at the 0.10 level. In shells of a bivalve, zebra mussel *Dreissena polymorpha*, concentrations of four element shown significant ( $p=0.05$ ) correlation with shell length: Pb (negative), Zn, As and Hg (all positive). Concentrations of Sr and Co were positively correlated and concentrations of Cd and Corg. Negatively correlated with shell size of this species at 0.10 significance level. Both in the case of snails and zebra mussels, no significant correlation was observed between their size and Cu concentrations. The results indicate that there the concentrations of heavy metals and Corg are indeed size-dependent, and the correlations differ among studied molluscs. Further research is necessary to establish standard procedures for measurements of these parameters for use in monitoring studies: whether the concentrations in shells of indicator species should be analysed in specimens of standard size or standard age to allow for comparisons of measurements taken in different sampling sites or habitats.

**Key words:** freshwater molluscs, shells, *Lymnaea peregra*, *Lymnaea stagnalis*, *Dreissena polymorpha*, heavy metals

Zdolność mięczaków do koncentracji metali ciężkich na poziomach wyższych niż w otaczającym środowisku jest dobrze udokumentowane (Schulz-Baldes, 1974; Watling & Watling, 1976; Van Hattum i in., 1991; Babukutty & Chacko, 1992), stąd też wynika zainteresowanie możliwościami wykorzystania tej grupy organizmów jako bioindykatorów.

Przy interpretacji wyników badań monitoringu dotyczącego metali ciężkich u mięczaków, tak morskich jak i słodkowodnych, mających na celu odzwierciedlenie w organizmach poziomów zanieczyszczenia metalami ciężkimi danego środowiska, należy uwzględnić kilkanaście czynników, które mogą utrudniać analizę: zróżnicowanie wielkości i wieku mięczaków, porę roku, w której pobierano próbki, płęć mięczaków, głębokość wody pobrania próbki, jakość i ilość pożywienia, pozycja w łańcuchu troficznym, hydrochemia zbiornika oraz zasolenie i temperatura wody (The International Mussel Watch, 1980; Fraizer & George, 1983; Borchardt, 1983).

Część autorów uważa, iż oprócz analizy muszli powinno się analizować części miękkie zarówno w całości, jak i w poszczególnych tkankach. Dane uzyskane od wielu autorów wykazały, że większość gatunków mięczaków kumuluje największe ilości metali (łącznie z radionuklidami) w nerkach i gruczole trawiennym (The International Mussel Watch, 1980).

Niektóre metale są związane z muszlą i/albo fosforanami obecnymi w tkankach miękkich, co może powodować ich czasową niedostępność biologiczną w środowisku

(Nott & Nicolaidou, 1993). Różnice w koncentracjach Cu, Zn, Cd, Fe, Mn u różnych gatunków mięczaków pochodzących z tego samego biotopu są związane prawdopodobnie ze specyfiką danego gatunku, a także sposobem jego odżywiania się (Brooks & Rumsby, 1965; Parsons i in., 1973). Wielu autorów twierdzi, że zwierzęta żerujące na osadach lub filtrujące wodę absorbują więcej metali niż gatunki roślinożerne (Parleman & Meili, 1993). Ta zależność, najprawdopodobniej, powinna się również odzwierciedlać w składzie chemicznym muszli. Jednak inni autorzy udowadniają z kolei słabszy poziom akumulacji metali ciężkich, np. Pb, u mięczaków odżywiających się zawieszoną i osadami (Newman & McIntosh, 1983). Zupełnie odmiennie zjawisko to może przebiegać u ślimaków lądowych, np. Ireland (1979) notował wysokie koncentracje metali u lądowych ślimaków nagich *Arion ater* żerujących na roślinach. Z kolei Luoma i in. (1992) wykazali, że ok. 99% Se w tkankach *Macoma balthica* pochodziło ze spożywanych cząsteczek organicznych, a tylko minimalna ilość, ok. 1%, była pobierana bezpośrednio z roztworu wodnego.

W wielu pracach są przedstawiane informacje o istotnej pozytywnej korelacji pomiędzy koncentracjami metali w tkankach miękkich mięczaków a ich masą, która z kolei jest skorelowana z rozmiarami mięczaków, one zaś powiązane z wiekiem tych organizmów. Dotyczy to zwłaszcza metali związanych z procesami metabolicznymi. Metale, które nie odgrywają istotnej roli fizjologicznej w organizmie, są natomiast usuwane z obiegu biologicznego najczęściej przez wiązanie w specyficznej białkowej kumulowane w wybranych tkankach. W tym ostatnim przypadku masa tkanek nie ma istotnego znaczenia (Manly & George, 1977).

\*ul. Nożownicza 16/2, 50-119 Wrocław;  
stanislaw.piotrowski@vp.pl

Zagadnienie obecności metali w muszlach jest stosunkowo mało poznane. Podawane są np. dane o obserwowaniu od kilkudziesięciu do kilkuset razy niższych koncentracji metali w muszlach niż w tkankach miękkich. Ponadto muszle mogą stanowić w ekosystemach wodnych swoiste więzienie metali ciężkich, a więc tym samym przyczyniać się do ich czasowej eliminacji z geochemicznego obiegu (Bertine & Goldberg, 1972). Podobne relacje, ale tylko w odniesieniu do Pb, obserwowali Bologna-Fantin i in. (1982). Z kolei Imlay (1982) obserwował zupełnie odwrotne relacje — wysokie koncentracje metali w muszlach w relacji do tkanek miękkich:

- dla Pb — koncentracje 450 razy wyższe,
- dla Cd — koncentracje 100 razy wyższe,
- dla Cu — koncentracje 6 razy wyższe.

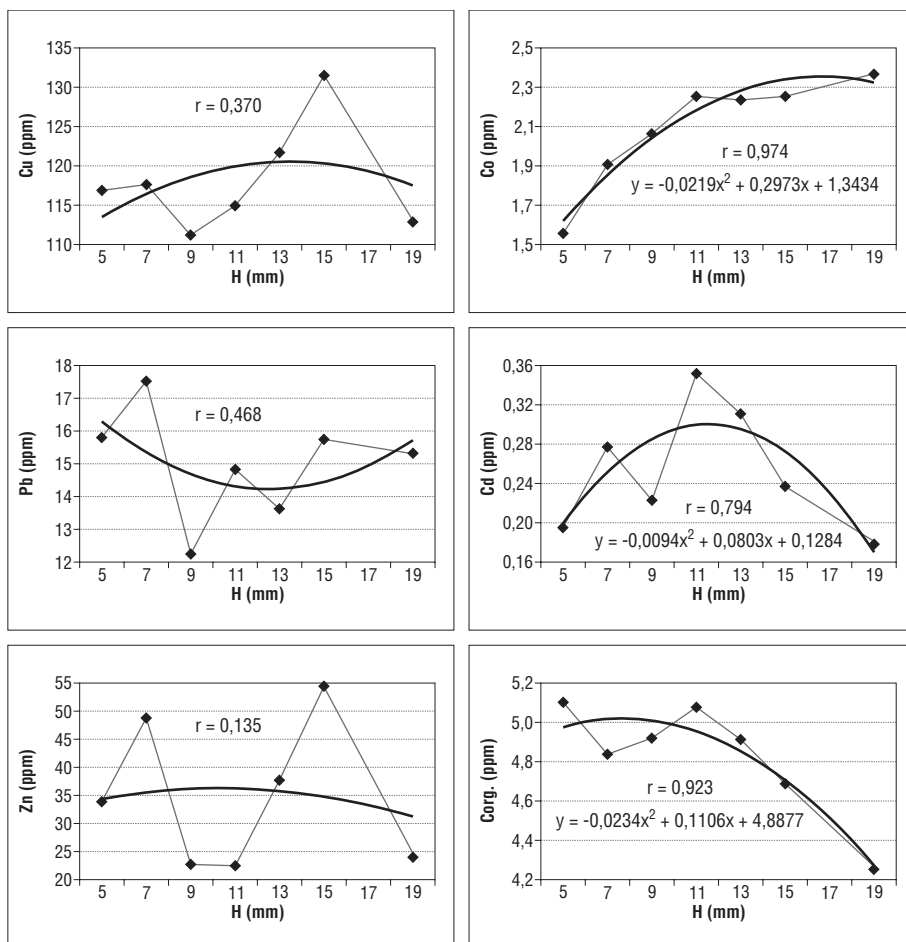
Wartości rzędu od kilku do kilkuset ppm i czasami porównywalne z poziomem metali w tkankach miękkich, choć z reguły niższe o rząd wielkości obserwowali Bias i Karbe (1985) oraz Jurkiewicz-Karnkowska (1989a, b). Duża część metali ciężkich ulega sorpcji na powierzchni muszli, gdzie tworzy luźne powiązania z konchioliną, ale połączenie to jest bardzo labilne (Sturesson, 1978; Bias & Karbe, 1985). Inne z kolei metale, zwłaszcza Cd, Co, Mn, Pb, Sr, są silnie związane z węglanami, głównie z aragonitem tworzącym muszle i właśnie ta część powinna służyć do bioindykacji skażeń środowiska zarówno obecnie, jak i w przeszłości (Bertine & Goldberg, 1972; Imlay, 1982;

Onuma i in., 1979). W muszlach stosunkowo silnie akumulowane są zwłaszcza Pb i Cd oraz w mniejszym stopniu Cu, Co, Mn, Sr (Sturesson, 1978; Imlay, 1982; Babukutty & Chacko, 1992).

Istotne różnice w koncentracjach metali ciężkich zaobserwowano u *Lymnaea stagnalis* i *Lymnaea peregra*: (a) w tkankach miękkich koncentracje metali ciężkich były wyższe u *Lymnaea peregra* w porównaniu do *Lymnaea stagnalis* (z wyjątkiem Fe): (b) w muszlach z kolei stwierdzono relacje odwrotne — wyższe koncentracje metali (z wyjątkiem Cd) u *Lymnaea stagnalis* (Jurkiewicz-Karnkowska & Królak, 1996).

Koncentracje ośmiu metali (Cr, Cd, Hg, Pb, Zn, Cu, Mn i Fe) analizowano w tkankach miękkich (całym ciele) ślimaków *Lymnaea stagnalis* pochodzących z czterech różnych biotopów w okolicach Jeziora Balaton. Koncentracje metali uważanych za toksyczne (Cr, Cd, Hg, Pb) wykazują liniową tendencję malejącą wraz ze wzrostem masy ciała. Szczególnie wyraźne jest to w przypadku Pb. Z kolei dla metali uważanych w cytowanej pracy za biogeniczne dostrzega się liniową tendencję rosnącą koncentracji metali wraz ze wzrostem masy ciała. Szczególnie jest to wyraźne w przypadku Zn (Van-Balogh i in., 1988).

*Dreissena polymorpha* w trakcie swojego życia i wzrostu włącza do muszli różne metale ciężkie, m.in. Pb, Fe, Mg, Mn, Cd, Cu i V. Muszle ukazują zwiększającą się absorpcję określonych metali, co w powiązaniu z analizą



**Ryc. 1.** Zależność pomiędzy koncentracjami metali ciężkich i węglą organicznego w muszlach a wysokością muszli (H) *Lymnaea peregra* — we wszystkich przypadkach wielomianowa linia regresji

**Fig. 1.** Correlation between concentrations of heavy metals and organic carbon in shells and the shell height of *Lymnaea peregra* — in all cases polynomial regression line shown

izotopową  $\delta^{18}\text{O}$  i  $\delta^{13}\text{C}$ , wskazuje, że jest to związane z cieplejszą temperaturą wody. W konsekwencji zebranych danych autorzy wskazują, iż *Dreissena polymorpha* może być wykorzystywana jako organizm wskaźnikowy zanieczyszczenia metalami środowisk wodnych z uwagi na ich wiązanie w muszlach tego małża (Al-Aasm i in., 1998).

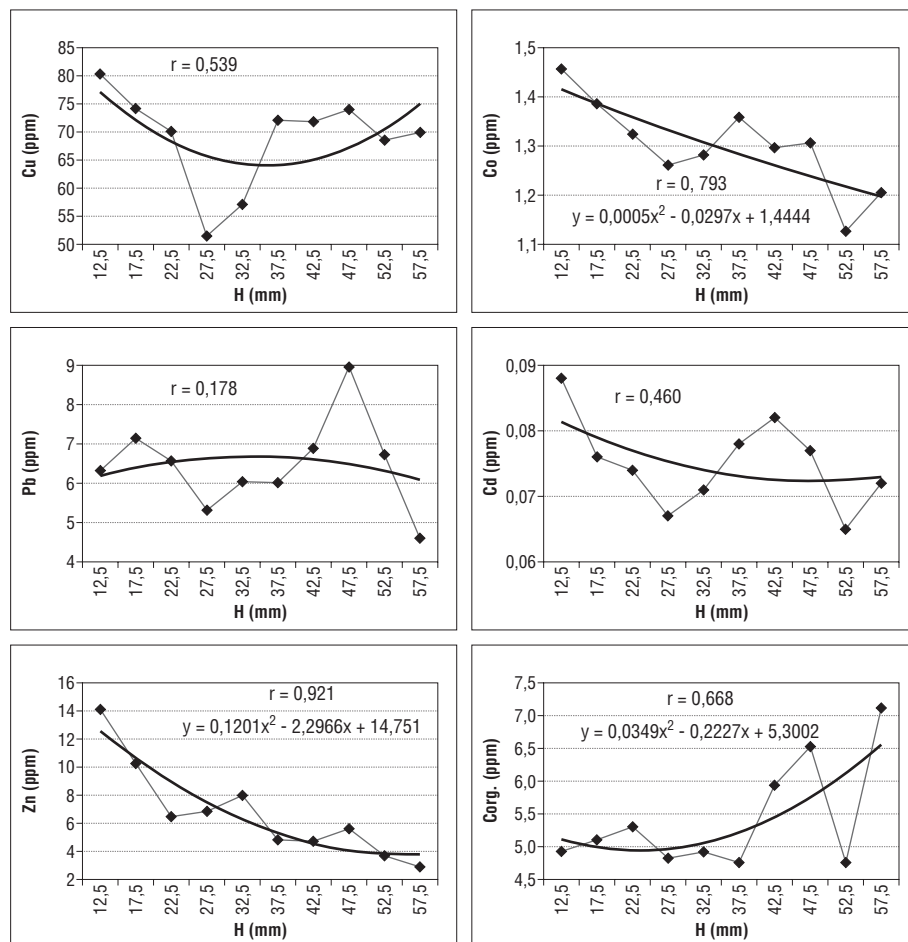
Część metali ciężkich tworzy luźne powiązania z zewnętrzną częścią muszli, tzw. konchioliną. Inna z kolei część metali, zwłaszcza Cd, Co, Mn, Pb, Sr, jest silnie związana z węglanami, głównie aragonitem tworzącym muszle (Babukutty & Chacko 1992; Bias & Karbe, 1985; Imlay, 1982; Onuma i in., 1979; Sturesson, 1978). Z tymi sformułowaniami w parze idzie sugestia, że mięczaki o dużych muszlach, szczególnie małże rodzaju Unionidaea, mogą być wykorzystane jako specyficzne geochemiczne archiwum środowiskowe. W małżach tych możemy dość precyzyjnie określić wiek osobników i uzyskać z ich muszli próbki odpowiadające poszczególnym latom życia małży co może odzwierciedlać wielkość koncentracji metali ciężkich w środowisku w różnych latach (zob. np. Carell i in., 1987; Imlay 1982; Lingard i in., 1992; Pitts & Wallace 1994).

### Materiał i metoda

Materiał do niniejszych analiz stanowiły muszle trzech gatunków słodkowodnych mięczaków Polski: *Lymnaea peregra* (Müller, 1774), *Lymnaea stagnalis* (L.) i *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). Dwa pierwsze (błotniarka jajowata i błotniarka stawowa) gatunki są ślimakami płucodysznymi osiadłymi głównie na roślinach zanurzonych. Ze względu na sposób oddychania ich występowanie ograniczone jest do wód płytkich. Pod względem trybu życia są zdrapywaczami. Trzeci gatunek (racicznica zmienna) jest przedstawicielem małży, mięczaków będących filtratorami. Próbkę muszli ślimaków zostały pobrane ze stawu rybnego w okolicach Kłębów k/Golczewa (Piotrowski, 1999a), natomiast próbki racicznicy zmiennej pobrano z Rostki Odrzańskiej (vide Piotrowski, 1999b; Piotrowski & Wiertelowska, 1999). We wszystkich trzech przypadkach analizowano próbki muszli w poszczególnych klasach wysokości/długości muszli oraz w tzw. próbkach nie sortowanych. Całą próbkę muszli dzielono na dwie równe podpróbki odpowiadające zamieszczonego rozkładowi wysokości/długości muszli. Jedną z nich stanowi tzw. próbki materiału nie sortowanego, a

druga obejmuje muszle w poszczególnych klasach wysokości/długości muszli. Dla *Lymnaea peregra* przyjęto 8 klas wysokości muszli 2 mm począwszy od 4 mm. Klasa 16–18 mm była klasą pustą. W pozostałych klasach występowało od 1 (klasy 12–14; 14–16 i 18–20 mm) do 10 muszli (klasa 8–10 mm). Próbkę nie sortowaną obejmowała 26 muszli. Dla *Lymnaea stagnalis* przyjęto 10 klas 5 mm począwszy od 10 mm. Udział liczbowy muszli w poszczególnych klasach wahał się od 1 (klasy 25–30 mm i 55–60 mm) do 8 muszli (klasa 45–50 mm). Próbkę nie sortowaną obejmowała 35 muszli. Dla *Dreissena polymorpha* przyjęto cztery klasy: 0–10; 10–20; 20–30 i 30–40 mm. Każdą klasę reprezentowało 146 muszli, zaś próbkę nie sortowaną 587 muszli.

Próbki muszli przed analizami chemicznymi zostały dokładnie przemyte i oczyszczone z tkanek miękkich oraz zanieczyszczeń i zespołów poroślowych. Po wysuszeniu w temperaturze 55°C próbki zostały zmielone. Wszystkie analizy chemiczne zostały wykonane w Centrum Badań Jakości Sp. z o.o. KGHM Polska Miedź S.A. Dla *Lymnaea peregra* i *Lymnaea stagnalis* analizowano koncentracje Cu, Zn, Pb, Co, Cd, Hg i  $\text{C}_{\text{org}}$ , natomiast dla *Dreissena polymorpha* dodatkowo jeszcze koncentracje As i Sr. Oznaczenia Cu, Zn, Pb, Co, Cd, As, Sr dokonano techniką ICP-AES na spektrometrze plazmowym typu Liberty. Rtęć oznaczono za pomocą generatora wodorków (metoda zim-



Ryc. 2. Zależność pomiędzy koncentracjami metali ciężkich i węgla organicznego a wysokością (H) muszli *Lymnaea stagnalis* — we wszystkich przypadkach wielomianowa linia regresji  
 Fig. 2. Correlation between concentrations of heavy metals and organic carbon in shells and the shell height of *Lymnaea stagnalis* — in all cases polynomial regression line shown

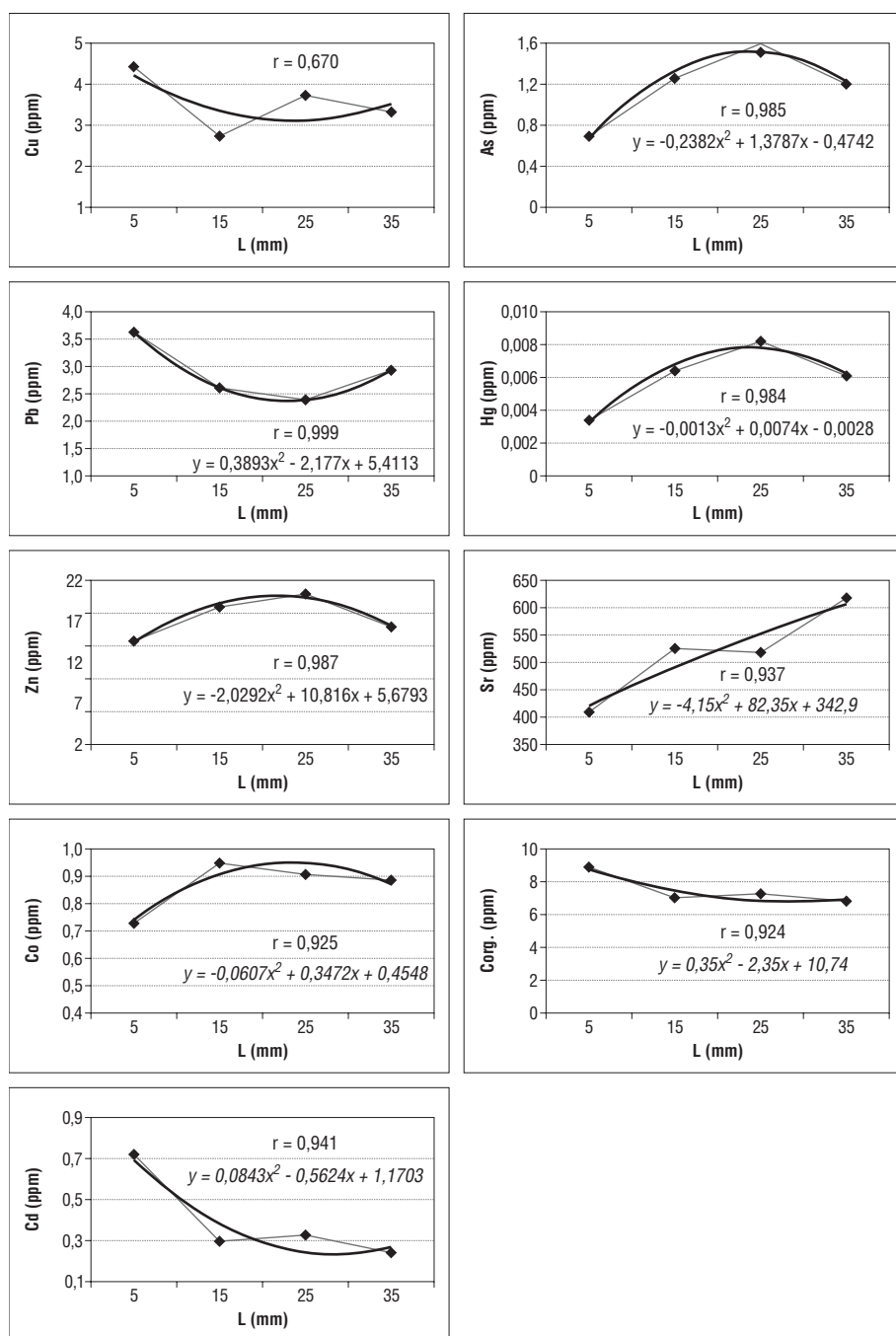
nych par) techniką CV–AES. Węgiel organiczny oznaczono klasyczną metodą Tiurina.

Uzyskane wyniki badań zostały zilustrowane diagramami korelacyjnymi wyrażającymi zależność koncentracji badanych elementów chemicznych od wielkości muszli, a tym samym w jakimś stopniu od wieku małży (dotyczy to tylko racicznicy zmiennej). Należy tu jednak nadmienić, iż wielkość małży nie przekłada się bezpośrednio na ich wiek. W dużym stopniu zakresy długości muszli małży

określone dla poszczególnych klas wiekowych nakładają się na siebie. Tym samym na podstawie tylko cech metrycznych muszli małży nie jesteśmy w stanie określić dokładnie ich wieku (Piotrowski, 1999c). Na w/w wykresy nałożono wielomianowe linie trendu 2. stopnia i określono, na podstawie wartości współczynników korelacji, ich statystycznej istotności na poziomach istotności 0,05 i 0,10.

Porównano również koncentracje metali i węgla organicznego uzyskane dla próbek nie sortowanych i wartości średnich z poszczególnych klas wysokości/długości muszli.

Badania miały na celu wykazanie w jakim stopniu zawartość analizowanych pierwiastków chemicznych warunkowane jest rozmiarami muszli wybranych gatunków mięczaków. Ma to związek z podobnymi tego typu pracami, w których analizowane są w mięczakach zarówno w muszlach, jak i w tkankach miękkich, różnorodne pierwiastki chemiczne bez podania na jakim wielkościowo materiale zostały wykonane. Utrudnia to, a czasami wręcz uniemożliwia porównywanie uzyskanych danych z różnorodnych środowisk. Prace tego typu nie doczekały się jeszcze jednolitej metodyki badań i naszym celem powinno być takie jej przygotowanie by móc wykonywać analizy nawet na pojedynczych osobnikach mięczaków i żeby były one ze sobą kompatybilne oraz statystycznie wiarygodne. W ostatnich latach badania dotyczące wykorzystania mięczaków słodkowodnych jako organizmów wskaźnikowych zanieczyszczenia środowisk wodnych różnorodnymi zanieczyszczeniami bardzo się rozwinęły. Jednak środowiska te są bardzo zmienne pod względem obrazu jakościowo-ilościowego malakofauny. Zarówno zespoły mięczaków, jak też ich rozmiary i częstość występowania są bardzo zmienne i nie zawsze dysponujemy odpowiednio dużą liczbą próbek mięczaków. Dlatego też konieczność zarówno dalszych tego typu prac, jak i prac modelowych w warunkach laboratoryjnych odpowiadających na pytania: jak i w jakim stopniu poszczególne gatunki mięczaków odzwierciedlają stan chemiczny środowiska oraz jak przedstawia się korelacja pomiędzy wymiarami muszli (długość lub wysokość)



**Ryc. 3.** Zależność pomiędzy koncentracjami metali ciężkich i węgla organicznego a długością (L) muszli *Dreissena polymorpha* — we wszystkich przypadkach wielomianowa linia regresji; pismo proste — istotność na poziomie istotności 0,05; kursywa — istotność na poziomie istotności 0,10

**Fig. 3.** Correlation between concentrations of heavy metals and organic carbon in shells and the shell height of *Dreissena polymorpha* — in all cases polynomial regression line shown; straight font — significance level 0.05; italics — significance level 0.10

**Tabela 1. Parametry statystyczne rozkładów koncentracji metali ciężkich i węgla organicznego w muszlach *Lymnaea peregra*, *Lymnaea stagnalis* i *Dreissena polymorpha* obliczone na podstawie analiz w poszczególnych klasach wysokości/długości muszli oraz koncentracje w muszlach nie sortowanych: n — liczba analiz; x — wartość średnia koncentracji metali; PU — 95% przedział ufności dla wartości średniej; s — odchylenie standardowe; v — współczynnik zmienności (w %); x<sub>min</sub> — wartość minimalna; x<sub>max</sub> — wartość maksymalna koncentracji metali**  
**Table 1. Statistical parameters of distribution of concentration of heavy metals and organic carbon in shells of *Lymnaea peregra*, *Lymnaea stagnalis* and *Dreissena polymorpha* calculated on the basis of analyses within individual classes of shell heights/lengths, as well as concentrations in non-sorted shells: n — number of analyses; x — mean value of concentration of heavy metals; PU — 95% confidence interval of the mean value; s — standard deviation; v — variability coefficient (in %); x<sub>min</sub> — minimum value; x<sub>max</sub> — maximum value metals**

*Lymnaea peregra*

	Cu	Pb	Zn	Co	Cd	Hg	C <sub>org.</sub>
	(ppm)						
n	7	7	7	7	7	7	7
x	118,1	15,0	34,8	2,09	0,25	<0,001	4,8
PU=x ±	5,1	1,3	9,6	0,21	0,05		0,2
s	6,8	1,7	12,9	0,28	0,06		0,3
v	5,8	11,3	37,1	13,4	24,9		6,0
x <sub>min</sub>	111,2	12,2	22,5	1,56	0,18		4,3
x <sub>max</sub>	131,5	17,5	54,3	2,37	0,35		5,1
Koncentracje w muszlach nie sortowanych: <i>Concentrations in non-sorted shell</i>							
x	98,3	9,9	15,0	1,72	0,13	<0,001	4,0

*Lymnaea stagnalis*

	Cu	Pb	Zn	Co	Cd	Hg	C <sub>org.</sub>
	(ppm)						
n	10	10	10	10	10	10	10
x	69,0	6,5	6,7	1,30	0,08	<0,001	5,4
PU=x ±	5,3	0,7	2,1	0,06	0,004		0,5
s	8,5	1,2	3,4	0,09	0,007		0,8
v	12,3	18,0	49,8	7,1	9,1		15,3
x <sub>min</sub>	51,5	4,6	2,9	1,13	0,07		4,8
x <sub>max</sub>	80,3	9,0	14,1	1,46	0,09		7,1
Koncentracje w muszlach nie sortowanych: <i>Concentrations in non-sorted shell</i>							
x	71,5	7,1	4,7	1,32	0,09	<0,001	6,5

*Dreissena polymorpha*

	Cu	Pb	Zn	Co	Cd	Hg	C <sub>org.</sub>	Sr	As
	(ppm)								
n	4	4	4	4	4	4	4	4	4
x	3,6	2,9	17,5	0,87	0,40	0,006	7,5	517,7	1,19
s	0,7	0,5	2,5	0,10	0,22	0,002	0,1	85,02	0,37
v	20,0	18,7	14,5	11,2	55,6	33,3	12,7	16,4	31,4
x <sub>min</sub>	2,7	2,4	14,6	0,73	0,24	0,0034	6,8	409,6	0,69
x <sub>max</sub>	4,4	3,6	20,3	0,95	0,72	0,0082	8,9	617,4	1,59
Koncentracje w muszlach nie sortowanych: <i>Concentrations in non-sorted shell</i>									
x	3,1	2,4	19,6	0,27	0,32	0,0073	6,5	525,3	1,43

mięczaków a stężeniami w nich metali ciężkich i innych pierwiastków?

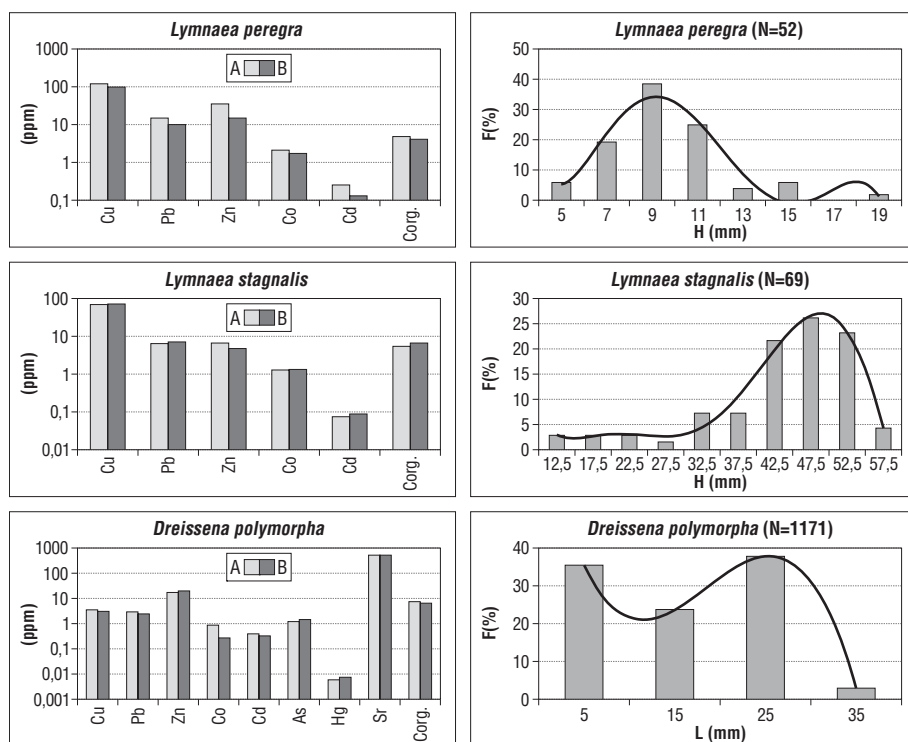
## Wyniki badań i dyskusja

W przypadku muszli *Lymnaea peregra* stwierdzono trzy istotne na poziomie istotności 0,05 korelacje wielomianowe 2. stopnia pomiędzy stężeniami Co (rosnąca), C<sub>org.</sub> (malejąca) oraz Cd (rosnąca do wysokości muszli 10–12 mm i następnie malejąca) a wysokością muszli. W pozostałych (Cu, Pb, Zn) trzech przypadkach nie stwierdza się istotności korelacji wielomianowej na poziomie istotności 0,10 (ryc. 1). Na podkreślenie zasługuje tutaj zmiana koncentracji kobaltu. Otóż do wysokości muszli 12 mm koncentracja kobaltu wyraźnie wzrasta od ponad 1,5 ppm do blisko 2,3 ppm i na tym poziomie utrzymuje się w muszlach większych. Drugą prawidłowością odznacza się zmiana koncentracji węgla organicznego, którego ilość na poziomie bliskim 5 ppm utrzymuje się w muszlach *Lymnaea peregra* do wysokości 12 mm i następnie w muszlach większych spada do poziomu bliskiego 4,2 ppm.

W przypadku muszli *Lymnaea stagnalis* stwierdzono trzy istotne na poziomie istotności 0,05 korelacje wielomianowe 2. stopnia pomiędzy stężeniami Zn (malejąca), Co (malejąca) oraz C<sub>org.</sub> (rosnąca). W pozostałych (Cu, Pb, Cd) trzech przypadkach nie stwierdza się istotności korelacji wielomianowej na poziomie istotności 0,10 (ryc. 2).

Te dwa gatunki ślimaków są ze sobą bardzo blisko spokrewnione i prowadzą podobny tryb życia i odżywiania się, więc na tej podstawie powinniśmy oczekiwać istotnych podobieństw pomiędzy koncentracjami badanych elementów chemicznych a wysokością muszli. Pierwszą uwagę, która się nasuwa to całkowicie odmienne koncentracje węgla organicznego — malejąca tendencja w muszlach *Lymnaea peregra* i rosnąca w muszlach *Lymnaea stagnalis*. U obu gatunków nie stwierdzono związku pomiędzy koncentracjami Cu i Pb a wysokością muszli. Z kolei związek koncentracji Zn z wysokością muszli obserwowany jest u *Lymnaea stagnalis* a Cd u *Lymnaea peregra*.

W przypadku muszli *Dreissena polymorpha* stwierdzono cztery istotne na poziomie istotności 0,05



**Ryc. 4.** Porównanie koncentracji metali ciężkich i węgla organicznego w muszlach *Lymnaea peregra*, *Lymnaea stagnalis* i *Dreissena polymorpha*; A — wartość średnia koncentracji na podstawie analiz w poszczególnych klasach wysokości/długości (H/L) muszli; B — koncentracje w osobnikach nie sortowanych. Dla wyjaśnienia zamieszczono histogramy rozkładów wysokości/długości (H/L) muszli próbek osobników nie sortowanych

**Fig. 4.** Comparison of concentration of heavy metals and organic carbon in shells of *Lymnaea peregra*, *Lymnaea stagnalis* and *Dreissena polymorpha*; A — mean values of concentrations for particular shell height/length categories; B — concentrations in non-sorted individuals; histograms of shell height/length distribution among non-sorted individuals are also shown

korelacje wielomianowe 2. stopnia pomiędzy stężeniami Pb (malejąca do klasy 20–30 mm długości muszli a następnie rosnąca) oraz stężeniami Zn, As i Hg (rosnąca do klasy 20–30 mm długości muszli a następnie malejąca). Na poziomie istotności 0,10 stwierdzono istotne korelacje dla koncentracji Sr i Co (rosnące; wyraźna zwłaszcza w przypadku strontu) oraz dla koncentracji Cd i  $C_{org.}$  (malejące; wyraźna zwłaszcza w przypadku węgla organicznego). Podobnie jak w przypadku muszli ślimaków, również w muszlach racicznicy zmiennej nie obserwuje się istotnej zależności pomiędzy stężeniami Cu w muszlach a ich długościami (ryc. 3).

Kolejną implikacją tak prowadzonych rozważań jest stwierdzenie różnic w koncentracjach analizowanych pierwiastków chemicznych w próbkach osobników nie sortowanych w porównaniu do wartości średnich obliczonych na podstawie analiz w poszczególnych klasach wysokości/długości muszli. Badania tego typu są kosztowne i, jak się wydaje autorowi, sensowne jest wykonywanie analiz chemicznych dużych próbek nie sortowanych. Uniknie się wtedy błędu związanego ze zmianami koncentracji metali i węgla organicznego uwarunkowanymi rozmiarami muszli. Niestety nie zawsze taki materiał jest do dyspozycji. Niekiedy jest to zaledwie jeden osobnik, którego rozmiary

i masa umożliwiają wykonanie analiz. Ale wówczas należy zdawać sobie sprawę, iż uzyskany wynik może być obciążony pewnym błędem. Tutaj też chodzi o zwrócenie uwagi, by w podobnych tego typu pracach zamieszczać rozkłady cech metrycznych muszli analizowanych gatunków mięczaków.

W przypadku *Lymnaea peregra* koncentracje Cu, Pb, Co, Cd i  $C_{org.}$  są wyższe w obrazie wartości średniej z danych uzyskanych w poszczególnych klasach wysokości muszli niż stwierdzone koncentracje w próbce nie sortowanej. Odwrotna sytuacja ma miejsce w przypadku cynku (tab. 1).

Całkowicie odmienna sytuacja jest w przypadku *Lymnaea stagnalis*. Tu koncentracje Cu, Pb, Co, Cd i  $C_{org.}$  są wyższe w próbce nie sortowanej niż obliczone na podstawie danych uzyskanych w poszczególnych klasach wysokości muszli, niż stwierdzone koncentracje w próbce nie sortowanej. Odwrotna sytuacja popierająca regułę jest w przypadku cynku (tab. 1).

W przypadku *Dreissena polymorpha* koncentracje Cu, Pb, Co, Cd i  $C_{org.}$  są wyższe na podstawie wartości średniej z danych uzyskanych w poszczególnych klasach wysokości muszli, niż stwierdzone koncentracje w próbce nie sortowanej. Odwrotna sytuacja ma miejsce w przypadku Zn, As, Hg i Sr (tab. 1).

W tych trzech przypadkach jest to związane ze zmiennością koncentracji metali i węgla organicznego uwarunkowaną rozmiarami muszli oraz z rozkładem tychże rozmiarów (wysokości/długości muszli) w całej próbce, a tym samym i w próbce nie sortowanej (ryc. 4). Szczególnie wyraźnie jest uwidocznione na próbkach *Lymnaea peregra* i *Lymnaea stagnalis*. W pierwszym przypadku dominują muszle drobne, w drugim — muszle o dużych rozmiarach.

Przedstawione dane wyraźnie wskazują na potrzebę zamieszczania danych metrycznych muszli analizowanych chemicznie próbek muszli mięczaków w badaniach środowiskowych.

## Podsumowanie

Dotychczasowe wyniki badań ukazują, że mięczaki, a zwłaszcza ich tkanki miękkie, nie do końca przejrzysto odzwierciedlają geochemiczny stan środowiska. Wykonane liczne studia polowe i laboratoryjne z uwzględnieniem mięczaków wodnych, stwarzają sugestie, iż poszczególni

autorzy obserwują istotną niekonsekwencję/niezgodność dotychczasowych wyników i dochodzą do konkluzji, że ogólne trendy bioakumulacji metali ciężkich mogą być trudno dostrzegalne (Timmermans i in., 1989; Elder & Collins, 1991; Van Hattum i in., 1991).

Herwig i in. (1989) udokumentowali, że poziom nasycenia Cd w muszlach *Dreissena polymorpha* jest uzyskiwany po 3 tygodniach od wystawienia małży na działanie Cd. Chociaż bioakumulacja metali w muszlach może uzyskiwać konkretny wymiar, jak np. zawartości Cu i Zn w muszlach Unionidae, to zastosowanie muszli jako elementu bioindykacji jest dyskusyjne (Elder & Collins, 1991). Dla przykładu, koncentracje metali ciężkich w muszlach, jak i w tkankach miękkich, *Dreissena polymorpha* są zależne od miejsc pobrania próbek i sezonu ich pobrania. (Wiesner i in., 2001). W przypadku zmian koncentracji metali ciężkich nie stwierdzono istotnej jej zależności od wielkości racicznicy zmiennej. Stwierdzono jedynie, że Pb jest znacznie więcej w małżach o wielkości powyżej 3,5 cm niż w muszlach o długości poniżej 1,9 cm. Ponadto stwierdzono, że koncentracje Pb i Cd wyraźnie spadają w muszlach dla prób pobranych od maja do września 1996 r. Analogicznie jest w tkankach miękkich, gdzie koncentracja metali ciężkich u *Dreissena polymorpha* uwarunkowana jest rozmiarami małży i sposobem ich odżywiania (Wiesner i in., 2001). Z kolei rozpatrując omawianą problematykę z drugiej strony, można stwierdzić, że koncentracje metali ciężkich w środowisku wodnym (zwłaszcza Cd, Cu i Zn) nie wpływają na rozmiary *Dreissena polymorpha* (Johns, 2001).

Niektórzy autorzy uważają, że istnieje zależność między koncentracjami metali ciężkich a wielkością małży (Theede i in., 1979; Latouche & Mix, 1982). Fisher (1983) uważa, że w małżach o dużych rozmiarach koncentracja kadmu jest najwyższa. Z kolei Cossa i in. (za Fisher, 1983) uważa, że koncentracja kadmu wzrasta wśród małych małży. Dla przykładu *Anodonta anatina* jawi się jako dobry organizm wskaźnikowy śledzenia metali ciężkich w środowisku, gdzie koncentracje metali są powiązane z suchą masą tkanek tego małża. Tendencja ta nie występuje u osobników młodych i stąd wysuwany jest postulat, by organizmy najmniejsze i najmłodsze pomijać w badaniach środowiskowych (Manly & George, 1977).

W różnych krajach i w różnych obszarach podejmowane są próby wykorzystania mięczaków jako organizmów wskaźnikowych zanieczyszczenia środowiska wodnego metalami ciężkimi. Istnieją jednak trudności w szerszej i całościowej interpretacji uzyskanych wyników badań, zwłaszcza w kontekście istotnej regulacji bioakumulacji metali ciężkich, zależnej od uwarunkowań danego gatunku (vide Abdallah, 2001). Jest dowiedzione, że obecność metali ciężkich może powodować poważne zaburzenia w wewnętrznej strukturze muszli mięczaków. Zaburzenia te mogą być dostrzegane na podstawie badań morfologicznych lub biochemicznych. Jakkolwiek, ściśle odwzorowanie takich zachowań i ogólne skutki obecności tych elementów chemicznych (tu: metali ciężkich) na morfologię muszli i jej budowę ultrastrukturalną nie są jeszcze w

pełni rozumiane i rozpoznane (Palmer & Carriker, 1979 — za Moura i in., 2000).

Według Gundacker, (1999) *Dreissena polymorpha* nie wykazuje ścisłego związku między koncentracjami metali w środowisku i w organizmie małży. Oznacza to, że nie można traktować racicznicy zmiennej jako wiarygodnego odzwierciedlenia poziomów zanieczyszczenia metalami danego środowiska. Jednak według innych badaczy jest wysoce prawdopodobne, że migrująca *Dreissena polymorpha* przyczynia się do zmiany cyrkulacji metali w środowisku. Drugą konsekwencją pojawienia się racicznicy zmiennej jest możliwość wykorzystania jej jako organizmu wskaźnikowego wód. Dotąd tradycyjnie wykorzystywano gatunki morskie *Mytilus edulis* i różne gatunki ostryg. W ostatnich latach *Dreissena polymorpha* została wpisana na listę programu amerykańskiego U.S. Mussel Watch (Klerks & Fraleigh, 1997). Znacznie wcześniej racicznica zmienna wykorzystywana była w programach europejskich (Karbe i in., 1975; Leglise & Crochard, 1987; Busch i in., 1992; Giese & Krüger, 1992; Stäb i in., 1995).

Geograficzny zasięg występowania słodkowodnych gatunków mięczaków ma z reguły charakter regionalny czy ponadregionalny, jak np. występowanie ciągle migrującej racicznicy zmiennej w Europie i Ameryce Północnej. Utrudnia to wskazanie konkretnych gatunków, które byłyby reprezentatywne jako organizmy wskaźnikowe dla wszystkich środowisk słodkowodnych w skali całego globu. Te uwarunkowania, jak i zmiana składu chemicznego mięczaków, muszle i tkanki miękkie, w korelacji do ich rozmiarów, masy czy wieku powoduje, że nie dopracowaliśmy się ponadregionalnej procedury analitycznej monitoringu metali w środowiskach wodnych, tak by móc w pełni interpretować i porównywać uzyskane wyniki z wielu opracowań. Tu musimy przede wszystkim wskazać, które gatunki mięczaków słodkowodnych należy objąć badaniami oraz jaki materiał powinien być analizowany w sensie rozmiarów czy wieku. W warunkach terenowych jesteśmy w stanie dość precyzyjnie określić wiek małży. Zupełnie odmiennie przedstawia się to w przypadku ślimaków. Z kolei kierując się rozmiarami mięczaków musimy pamiętać, iż w wielu przypadkach zakresy długości/wysokości muszli w poszczególnych grupach wiekowych w dużym stopniu zachodzą na siebie. Zagadnienia poruszone w niniejszym artykule należy traktować jako głos w dyskusji dotyczącej zastosowania mięczaków w badaniach środowiskowych. Do czasu przedstawienia szczegółowych procedur analitycznych musimy pamiętać o zamieszczeniu informacji jaki materiał był objęty badaniami w sensie gatunków, ich rozmiarów, wieku i masy oraz liczności poszczególnych próbek.

## Literatura

- ABDALLAH A.T. 2001 — Effect of heavy metal interaction on the freshwater gastropod *Lanistes carinatus*, Abstracts World Congress of Malacology 2001, Vienna, Austria, [In:] Salvini-Plawen L., Voltzow J., Sattmann H. & Stelner (eds) — *Unitas Malacologica*: 1.
- AL.-AASM I.S., CLARKE J.D. & FRYER B.J. 1998 — Stable isotopes and heavy metal distribution in *Dreissena polymorpha* (Zebra mussels) from western basin of Lake Erie, Canada. *Environ. Geol.*, 33: 122–129.

- BABUKUTTY Y. & CHACKO J. 1992 — Trace metals in an estuarine bivalve from the southwest coast of India. *Ambio*, 21: 292–296.
- BIAS R. & KARBE L. 1985 — Bioaccumulation and partitioning of cadmium within the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.*, 70: 113–125.
- BERTINE K.K. & GOLDBERG E.D. 1972 — Trace elements in clams, mussels and shrimp. *Limnol. Oceanogr.*, 17: 877–884.
- BOLOGNANI FANTIN A.M., BENEDETTI L., BOLOGNANI I. & OTTAVIANI E. 1982 — The effects of lead pollution on the freshwater gastropod *Viviparus viviparus* L.: biochemical and histochemical features. *Malacologia*, 22: 19–21.
- BORCHARDT T. 1983 — Influence of food quantity on the kinetics of cadmium uptake and loss via food and sewerage in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 76: 67–76.
- BROOKS R.R. & RUMSBY M.G. 1965 — The biogeochemistry of trace elemental uptake by some New Zealand bivalves. *Limnol. Oceanogr.*, 10: 521–528.
- BUSCH D., LUCKER T., SCHRIMER M. & WOSNIOK W. 1992 — The application of the bivalve *Dreissena polymorpha* for biomonitoring routine of heavy metals in river. [In:] Neumann D. & Jenner H.A. (eds) — *The Zebra Mussel Dreissena polymorpha*. Gustav Fischer, NY: 204–211.
- CARELL B., FOLBERG S., GRUNDELIUS E. & HENRIKSON L. 1987 — Can mussel shells reveal environmental history? *Ambio*, 16: 2–10.
- ELDER J.F. & COLLINS J.J. 1991 — Freshwater molluscs as indicators of bioavailability and toxicity of metals in surface-water systems. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 122: 37–79.
- FISHER H. 1983 — Shell weight as an independent variable in relation to cadmium content of molluscs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 12: 59–75.
- FRAZIER J.M. & GEORGE S.G. 1983 — Cadmium kinetics in oysters, a comparative study of *Crassostera gigas* and *Ostrea edulis*. *Mar. Biol.*, 76: 55–61.
- GIESE F. & KRÜGER A. 1992 — Biomonitoring of organochlorines in surface waters of Berlin and the Lake Stechlin. [In:] Neumann D. & Jenner H.A. (eds) *The zebra mussel Dreissena polymorpha*. Ecology, biological monitoring and first application in water quality management. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 245–254.
- GUNDAKCKER C. 1999 — Tissue-specific heavy metal (Cd, Pb, Cu, Zn) deposition in a natural population of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pallas. *Chemosphere*, 38: 3339–3356.
- HERWIG H.J., BRANDS F., KRUITWAGEN E. & ZANDEE D.I. 1989 — Bioaccumulation and histochemical localization of cadmium in *Dreissena polymorpha* exposed to cadmium chloride. *Aquat. Toxicol.*, 15: 269–286.
- IMLAY M.J. 1982 — Use of shells of freshwater mussels in monitoring heavy metals and environmental stresses: A review. *Malacol. Rev.*, 15: 1–14.
- IRELAND M. P. 1979 — Distribution of essential and toxic metals in the terrestrial gastropod *Arion* sp. *Environ. Pollut.*, 20: 271–278.
- JOHNS C. 2001 — Spatial distribution of total cadmium, copper and zinc in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) along the Upper St. Lawrence River. *J. Great Lakes Res.*, 27: 354–366.
- JURKIEWICZ-KARNKOWSKA E. 1989a — Accumulation of zinc and copper in molluscs from the Zegrzyński Reservoir and the Narew River. *Ekol. Pol.*, 37: 347–357.
- JURKIEWICZ-KARNKOWSKA E. 1989b — Occurrence of molluscs in the littoral zone of the Zegrzyński Reservoir and in the pre-mouth and mouth zones of supplying rivers. *Ekol. Pol.*, 37: 319–336.
- JURKIEWICZ-KARNKOWSKA E. & KRÓLAK E. 1996 — Heavy metal concentrations in molluscs from the Zegrzyński Reservoir and the rivers supplying it. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 43: 335–346.
- KARBE L., ANTONACOPOULOS N. & SCHNIER C. 1975 — The influence of water quality on accumulation of heavy metals in aquatic organisms. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 19: 2094–2101.
- KLERKS P.L., FRALEIGH P.C. 1997 — Uptake of nickel and zinc by the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 32: 191–197.
- LATOUCHE Y.D. & MIX M.C. 1982 — The effects of depuration, size, and sex on trace metal levels in bay mussels. *Mar. Pollut. Bull.*, 13: 27–39.
- LEGLIZE L. & CROCHARD C. 1987 — Verification expérimentale du choix de *Dreissena polymorpha* Pallas (lamelibranche) comme bio-indicateur de contamination métallique. *Nat. Can.*, 114: 315–323.
- LINGARD S.M., EVARS R.D. & BOURGOIN B.P. 1992 — Method for the estimation of organic-bound and crystal-bound metal concentrations in bivalve shells. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 48: 179–184.
- LUOMA S.N., JOHNS C., FISHER N.S., STEINBERG N.A., OREMLAND R. S. & REINFELDER J. R. 1992 — Determination of selenium bioavailability to benthic bivalve from particulate and solute pathways. *Environ. Sci. Technol.*, 26: 485–491.
- MANLY R. & GEORGE W.O. 1977 — The occurrence of some heavy metals in populations of the freshwater mussel *Anodonta anatina* (L.) from the river Thames. *Environ. Pollut.*, 14: 139–154.
- MOURA G., VILARINHO L., GUEDES R. & MACHADO J. 2000 — The action of some heavy metals on the calcification process of *Anodonta cygnea* (Unionidae): nacre morphology and composition changes. *Haliotis*, 29: 43–53.
- NEWMAN M.C. & MCINTOSH A.W. 1983 — Slow accumulation of lead from contaminated food sources by the freshwater gastropods *Physa integra* and *Campelona decisum*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12: 685–692.
- NOTT J. A. & NICOLAIDOU A. 1993 — Bioreduction of zinc and manganese along molluscan food chain. *Comp. Biochem. Physiol.*, Ser. A, 104: 235–238.
- ONUMA N., MASUDA F., HIRANO M. & WADA K. 1979 — Crystal structure control on trace element partition in molluscan shell formation. *Geochem. J.*, 13: 187–189.
- PARLEMAN H. & MEILI M. 1993 — Mercury in macroinvertebrates from Swedish forest lakes: influence of lake type, habitat, life cycle and food quality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 521–534.
- PARSONS T. R., BAWDEN C. A. & HEATH W. A. 1973 — Preliminary survey of mercury and other metals contained in animals from the Fraser River mudflats. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30: 1014–1016.
- PIOTROWSKI S. 1999a — Heavy metal contents in shells of *Lymnaea peregra* (O.F. Müll.) and *Lymnaea stagnalis* (L.) from a fish pond in the area of Kłęby near Nowogard. *Quaternary Studies in Poland, Special Issue*: 281–288.
- PIOTROWSKI S. 1999b — Analiza jakościowo-ilościowa mięczaków słodkowodnych z obszaru Roztoki Odrzańskiej i Domiędzy (estuarius Odry). *Prz. Geol.*, 47: 168–170.
- PIOTROWSKI S. 1999c — Ocena zmian wybranych wskaźników metrycznych muszli *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771) pomiędzy biocenozą, nekrocenozą i liptocenozą na przykładzie polimiktycznego jeziora Dąbie (NW Polska). *Prz. Geol.*, 47: 241–247.
- PIOTROWSKI S. & WIERTLEWSKA A. 1999 — Koncentracje metali ciężkich (Cu, Pb, Zn, Co, Cd, Hg) w muszlach mięczaków słodkowodnych z Roztoki Odrzańskiej. [In:] XV Krajowe Seminarium Malakologiczne. Łódź: 49–50.
- PITTS L. C. & WALLACE G. T. 1994 — Lead deposition in the shell of the bivalve, *Mya arenaria*: an indicator of dissolved lead in seawater. *Estuarine, Coastal, Shelf Sci.*, 39: 93–104.
- SCHULZ-BALDES M. 1974 — Lead uptake from sea water and food and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 25: 177–193.
- STÄB J.A., FRENAY M., FRERIKS I.L., BRINKMAN U.A.T. & COFINO W.P. 1995 — Survey of nine organotin compounds in the Netherlands using the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) as biomonitor. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14: 2023–2032.
- STURESSON U. 1978 — Cadmium enrichment in shells of *Mytilus edulis*. *Ambio*, 7: 122–125.
- TIMMERMANS K.R., VAN HATTUM B., KRAAK M.H.S. & DAVIDS C. 1989 — Trace metals in a littoral foodweb: concentrations in organisms, sediment and water. *Sci. Total Environ.*, 87/88: 477–494.
- The International Mussel Watch**, 1980. Washington D.C.: 1–37.
- THEEDE H., ANDERSSON J. & LEHNBERG W. 1979 — Cadmium in *Mytilus edulis* from Germany coastal waters. *Meeresforschung*, 27: 147–155.
- VAN-BALOGH K., FERNANDEZ D.S. & SALANKI J. 1988 — Heavy metal concentrations of *Lymnaea stagnalis* L. in the environs of lake Balaton (Hungary). *Wat. Res.*, 22: 1205–1210.
- VAN HATTUM B., TIMMERMANS K. & GOVERS H.A. 1991 — Abiotic and biotic factors influencing in situ trace metal levels in macroinvertebrates in freshwater ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 175–292.
- WATLING H.R. & WATLING R.J. 1976 — Trace metals in *Choromytilus meridionalis*. *Mar. Pollut. Bull.*, 7: 91–94.
- WIESNER L., GUNTHER B. & FENSKE C. 2001 — Temporal and spatial variability in the heavy-metal content of *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Mollusca: Bivalvia) from the Kleines Haff (northeastern Germany). *Hydrobiologia*, 443: 137–145.

Praca wpłynęła do redakcji 11.02.2005 r.

Akceptowano do druku 26.10.2005 r.