

Wpłynęło 30.11.2016 r.  
Zrecenzowano 17.05.2017 r.  
Zaakceptowano 04.07.2017 r.

A – koncepcja  
B – zestawienie danych  
C – analizy statystyczne  
D – interpretacja wyników  
E – przygotowanie maszynopisu  
F – przegląd literatury

# CHARAKTERYSTYKA STĘŻEŃ WYBRANYCH METALI CIĘŻKICH W OSADACH DENNYCH JEZIORA BYSZYNO ORAZ OKREŚLENIE ICH POTENCJALNEGO ZAGROŻENIA ŚRODOWISKOWEGO

**Joanna PODLASIŃSKA**<sup>ADEF</sup>, **Kamil SZYDŁOWSKI**<sup>ABDEF</sup>

Zachodniopomorski Uniwersytet Techniczny w Szczecinie, Wydział Kształowania Środowiska i Rolnictwa

## Streszczenie

Badano osady denne jeziora Byszyno, zlokalizowanego w powiecie Białogardzkim. Jezioro Byszyno jest zbiornikiem polodowcowym o powierzchni 10 ha. Zbiornik położony jest wśród lasu sosnowego (starodrzew). Próbkę osadów dennych pobierano zimą 2016 r. z warstwy 0–30 cm. Łącznie pobrano 13 próbek osadów dennych. Miejsce pobierania próbek osadów ustalono w zależności od głębokości zalegania osadów od powierzchni lustra wody. Celem pracy było określenie stężeń wybranych metali ciężkich w osadach dennych oraz określenie potencjalnego zagrożenia środowiskowego metalami ciężkimi na podstawie dostępnych ocen oraz klasyfikacji osadów dennych. Osady denne jeziora Byszyno charakteryzują się dużym zróżnicowaniem przestrzennym stężeń badanych metali ciężkich. Badania wykazały, że stężenia metali ciężkich w badanych osadach dennych były wyższe niż odpowiadające im wartości tła podane przez BOJAKOWSKĄ i SOKOŁOWSKĄ [1998] w osadach wodnych Polski. Na podstawie średniego potencjalnego wskaźnika ryzyka ekologicznego ( $E_r$ ), podanego przez HAKANSONA [1980], można ułożyć w następujący szereg:  $Cd > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$ . Przekroczenie granicznej wartości PEL (stężenia progowego, powyżej którego można obserwować szkodliwe oddziaływanie na ekosystem wodny), wystąpiło jedynie w przypadku ołowiu. Średnie wzbogacenie osadów dennych metalami ciężkimi względem tła geochemicznego dla osadów wodnych Polski zmniejszały się następująco:  $Pb > Cr > Cu > Zn > Ni$ . Średnio 2,7-razy więcej ołowiu zakumulowane było w osadach niż wynosi wartość tła geochemicznego.

**Słowa kluczowe:** jezioro Byszyno, metale ciężkie, osady denne, zlewnia leśna

**Do cytowania For citation:** Podlasińska J., Szydłowski K. 2017. Charakterystyka stężeń wybranych metali ciężkich w osadach dennych jeziora Byszyno oraz określenie ich potencjalnego zagrożenia środowiskowego. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 17. Z. 3 (59) s. 85–99.

## WSTĘP

Zbiorniki wodne akumulują materiał mineralny, organiczny oraz zanieczyszczenia chemiczne, które są transportowane wraz z wodą powierzchniową oraz gruntową. Na wielkość oraz rodzaj dostarczanych zanieczyszczeń wpływa wiele czynników, m.in. rodzaj użytkowania i zagospodarowania zlewni oraz warunki hydrologiczne zlewni. Większość zanieczyszczeń chemicznych, w tym metali ciężkich, akumulowana jest w osadach dennych i może być wtórnym źródłem zanieczyszczeń. Na skład chemiczny osadów dennych wpływa wiele czynników naturalnych i antropogenicznych. W zlewniach nieuprzemysłowionych źródłem metali ciężkich mogą być płytko zalegające okruszczone skały oraz rolnictwo, natomiast w zlewniach uprzemysłowionych źródłem metali ciężkich są głównie górnictwo i przemysł przetwórczy surowców mineralnych [BAK i in. 2013; 2014]. Metale ciężkie w środowisku wodnym są bardzo niebezpieczne z uwagi na ich toksyczność, trwałość oraz bioakumulację. Osady denne jezior są bardzo dobrym wskaźnikiem dla monitoringu zanieczyszczeń w środowisku, działają jako geosorbent i są nośnikami zanieczyszczeń występujących w środowisku wodnym [BAI i in. 2011; CAEIRO i in. 2005; FU i in. 2013; SURESH i in. 2012]. Z powodu adsorpcji i współwytrącania tylko niewielka ilość metali ciężkich pozostaje w wodzie, a duża ich część zostaje zdeponowana w osadach dennych [GAUR i in. 2005; HOU i in. 2013]. Analizy chemiczne osadów dennych pozwalają określić ich stopień zanieczyszczenia, lecz nie dostarczają żadnych informacji na temat efektów biologicznych, wywołanych przez zanieczyszczenia. Z tego powodu w pracy wykorzystano różne metody oceny stopnia negatywnego wpływu metali ciężkich zgromadzonych w osadach dennych na ekosystem oraz organizmy wodne [HÅKANSON 1980; MACDONALD i in. 2000; MÜLLER 1981, NIU i in. 2009; SU i in. 2012; ZHANG i in. 2011].

Celem pracy było określenie stężeń wybranych metali ciężkich w osadach dennych oraz określenie potencjalnego zagrożenia środowiskowego metalami ciężkimi na podstawie dostępnych ocen oraz klasyfikacji osadów dennych.

## OBIEKT I METODY BADAŃ

### BADANY OBIEKT

Analizie chemicznej poddano osady denne jeziora Byszyno, zlokalizowanego w województwie zachodniopomorskim, w powiecie białogardzkim (53°56'10.0"N 16°04'01.7"E). Jezioro Byszyno jest zbiornikiem polodowcowym o powierzchni ok. 10 ha oraz o maksymalnej głębokości ok. 15 m. Jezioro położone jest wśród lasu sosnowego (starodrzew) w pobliżu drogi wojewódzkiej nr 163. Zbiornik Byszyno pełni funkcję rekreacyjno-wypoczynkową. W latach swojej świetności osro-

dek wypoczynkowy nad jeziorem posiadał ok. 40 wolnostojących domków letniskowych o różnym standardzie – campingów ze wspólnymi toaletami „pod chmurką” oraz murowanych dachy z łazienkami – dziś już zniszczonych. Nad jeziorem było też duże pole namiotowe oraz dwa duże budynki, w których w latach siedemdziesiątych mieściły się stołówka oraz restauracja.

## **RZEŹBA TERENU ORAZ GEOLOGIA ZLEWNI JEZIORA BYSZYNO**

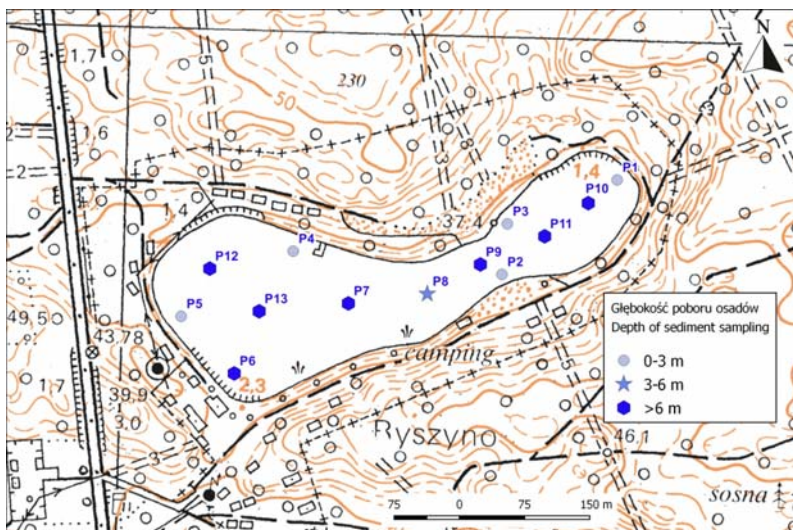
Jeziro Byszyno położone jest w jednostce fizyczno-geograficznej – Równina Białogardzka, stanowiącej część składową Pobrzeża Koszalińskiego, które zajmuje środkowo-północną nadbałtycką część Pojezierza Zachodniopomorskiego [KONDRACKI 1976].

Podłoże zbudowane jest z utworów plejstoceniowych: glin zwałowych na obszarze wysoczyzn morenowych, z przemieszanych glin, mułków, piasków i żwirów w obrębie wzgórz kemowych i pagórków morenowych oraz z utworów piaszczysto-żwirowych osadzonych przez wody roztopowe lodowca i wody rzeczne w pradolinie i towarzyszących jej równin sandrowych, jak również przez ły i mułki zastoisowe, osadzające się w rozległych rozlewiskach wód roztopowych. Zagłębienia w powierzchni utworów plejstoceniowych wypełniają utwory holoceniowe: piaski, piaski z domieszką humusu i mułki w dnach dolin rzecznych oraz torfy w dolinach rzecznych i obniżeniach wytopiskowych. Miąższość utworów holoceniowych jest nieduża, w zasadzie sięga od 1,0–2,5 m, w większych obniżeniach do 5 m (stwierdzone wierceniami podczas poszukiwania złóż kredy w rozpoznaniu geologicznym) [Uchwała Nr XXXVIII/247/2014]. Utwory aluwialno-bagienne reprezentują tu torfy, w głębszym podłożu gytie (rejon Byszyna, Nosówka, Białogórzyna, Czarnowosów, Sińce). W przestrzennym układzie utwory powierzchniowe tworzą dużą mozaikę. Gliny zwałowe występują na całym obszarze gminy w obrębie wysoczyzny moreny dennej i zajmują największą powierzchnię. Piaski i żwiry wodno-lodowcowe związane z pradoliną i sandrami występują w rejonie Byszyna. Na omawianym obszarze dominują gleby typu brunatnego, kwaśne i wylugowane rzadziej biellicowe i pseudobiellicowe, lokalnie występują czarne ziemie [Uchwała Nr XXXVIII/247/2014].

## **OPRÓBOWANIE OSADÓW DENNYCH**

Próbki osadów dennych pobierano zimą 2016 r. z warstwy 0–30 cm. Próbki pobierano czerpakiem rurowym osadów dennych firmy KC Denmark systemu Kajak, przeznaczonym do poboru prób o nienaruszonej strukturze w miękkich osadach. Łącznie pobrano 13 próbek osadów dennych. Miejsce pobierania próbek osadów ustalono w zależności od głębokości zalegania osadów od powierzchni lu-

stra wody. W pracy przyjęto następujące kryterium głębokości zalegania osadów dennych od powierzchni lustra wody powierzchniowej: do 3 m płytko zalegające, do 6 m średnio głęboko zalegające oraz powyżej 6 m głęboko zalegające osady denne. Schemat poboru osadów dennych przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat rozmieszczenia punktów poboru osadów z jeziora Byszyno w 2016 r.;  
źródło: opracowanie własne

Fig. 1. The schema of sediments sampling from the lake Byszyno in 2016; source: own elaboration

### ANALIZA LABORATORYJNA

Pobrany materiał wysuszono w temperaturze pokojowej (ok. 20°C), następnie próbki przesiano przez sito o średnicy oczek 1 mm. Tak przygotowany materiał zmineralizowano w mieszaninie (5:1:1) stężonych kwasów HNO<sub>3</sub> (65%) i HClO<sub>4</sub> (60%) i perhydrolu. Oznaczono w nim całkowitą zawartość wybranych metali ciężkich, tj.: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn, spektrometrem absorpcji atomowej ASA ICE 3000 Thermo Scientific. Dokładność stosowanych metod i procedur analitycznych oceniono na podstawie certyfikowanych materiałów odniesienia: osadów (Metals of sediment CRMO 15-050) oraz piasku gliniastego (Loamy Sand 4 CRMO 36-050).

### OCENA RYZYKA

Wpływ zanieczyszczeń na środowisko oceniano za pomocą wskaźnika potencjału ryzyka ekologicznego (*PER*), potencjalnego ekologicznego wskaźnika ryzyka indywidualnego elementu *E<sub>r</sub>* (tab. 1). Dokonano również klasyfikacji osadów wod-

nych według klasyfikacji podanej przez BOJAKOWSKĄ [2001], BOJAKOWSKĄ i SOKOŁOWSKĄ [1998] oraz MACDONALD i in. [2000], przyjmując dwie wartości progowe *TEL* (threshold effect level), poniżej którego nie obserwuje się szkodliwego oddziaływania zanieczyszczeń oraz *PEL* (probable effect level) stężenie progowe, powyżej którego można obserwować szkodliwe oddziaływanie na ekosystem wodny.

Wzory do wyliczenia wartości  $E_r$  oraz *PER*, podane przez HÅKANSONA [1980] i MACDONALDA i in. [2000], z których korzystano w niniejszej pracy są następujące:

$$C_f^i = \frac{C^i}{C_n^i}, \quad C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i$$

$$E_r^i = T_t^i C_{fi}^i, \quad PER = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

gdzie:

- $C_f^i$  = współczynnik zanieczyszczenia pojedynczym pierwiastkiem,
- $C^i$  = zawartość pierwiastka w próbkach,
- $C_n^i$  = wartość odniesienia (referencyjna) pierwiastka,
- $\Sigma C_f^i$  = dla wszystkich badanych metali – oznacza scalony stopień zanieczyszczenia środowiska ( $C_d$ ),
- $E_r^i$  = potencjalny wskaźnik ryzyka ekologicznego poszczególnych pierwiastków,
- $C_{fi}^i$  = suma dla kolejnych badanych metali – oznacza scalony stopień zanieczyszczenia środowiska,
- $T_r^i$  = biologiczny czynnik toksyczności pojedynczego pierwiastka, określony jako: dla Cr = 2, Cu = Pb = 5, Zn = 1, Cd = 30 i Ni = 6,
- PER* = ogólny indeks ekologiczny, czyli suma  $E_r^i$ .

**Tabela 1.** Standardy klasy dla  $E_r$  oraz *PER*

**Table 1.** Standards for  $E_r$  and *PER* classes

Potencjalny ekologiczny wskaźnik ryzyka indywidualnego elementu $E_r$ The potential ecological risk index of individual element $E_r$	Ekologiczny wskaźnik ryzyka Ecological risk index	Wskaźnik potencjalnego ryzyka ekologicznego <i>PER</i> Index of potential ecological risk <i>PER</i>	Stopnie potencjalnego ryzyka ekologicznego Degrees of potential ecological risk
<40	niski low	<150	niskiej jakości low quality
40–80	umiarkowany moderate	150–300	umiarkowany moderate
80–160	wyższy higher	300–600	ciężki heavy
160–320	dużo wyższy much higher	>600	poważny serious
>320	poważny serious		

Źródło Source: HÅKANSON [1980].

## WYNIKI I Dyskusja

Wyniki badań zawartości wybranych metali ciężkich (Cd, Cu, Ni, Cr, Pb, Zn) w osadach dennych jeziora Byszyno przedstawiono w tabelach 2–4.

Analiza badanych stężeń metali śladowych wykazała, że najmniejszą rozpiętością wyników charakteryzował się kadm (0,2–2,3 mg·kg<sup>-1</sup>) oraz nikiel (0,2–12,8 mg·kg<sup>-1</sup>). Natomiast największą cynk od 3,5 do 249,2 mg·kg<sup>-1</sup> (tab. 2). W przypadku pozostałych metali ciężkich – chromu i miedzi, ich stężenia mieściły się odpowiednio w zakresach: 2,3–41,2 i 1,2–56,8 mg·kg<sup>-1</sup>, a ołowiu od 1,4 do 98,7 mg·kg<sup>-1</sup>.

**Tabela 2.** Zawartość węgla całkowitego (%) i badanych metali ciężkich w osadach jeziora Byszyno (mg·kg<sup>-1</sup>) oraz podstawowe parametry statystyczne

**Table 2.** The total carbon and heavy metals content in the sediments of lake Byszyno (respectively: % and mg·kg<sup>-1</sup>) as well as basic statistical parameters

Punkt Point	Przezroczystość Transparency m	Głębokość Depth m	C <sub>tot</sub>	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Granica wykrywalności Deteccion limit				0,0028	0,0054	0,0045	0,008	0,013	0,0033
1	2	3,0	5,297	0,6	2,3	5,3	2,0	21,1	32,3
2	do dna to the bottom	3,0	0,158	0,3	2,9	1,2	0,3	1,4	3,5
3	do dna to the bottom	3,0	0,052	0,2	2,3	1,4	0,6	2,8	4,3
4	do dna to the bottom	3,0	0,471	0,2	4,5	1,5	0,4	5,6	14,5
5	do dna to the bottom	3,0	0,340	0,3	13,3	2,0	0,8	4,9	19,9
6	3,5	6,2	15,897	0,8	5,8	8,0	2,9	34,2	57,9
7	3,8	7,0	5,875	0,4	2,4	4,2	0,9	14,6	34,5
8	3	5,0	2,945	0,4	8,6	1,5	0,2	4,2	8,4
9	3	6,6	5,371	0,4	23,3	3,7	2,3	16,7	22,6
10	3	7,7	21,820	2,3	15,5	16,1	7,8	97,6	142,8
11	3	6,5	14,010	0,9	4,3	8,2	4,3	98,7	62,6
12	3	9,0	2,723	0,3	41,2	2,3	0,3	45,6	18,6
13	3	16,0	–	1,7	8,2	56,8	12,8	9,2	249,2
Maksimum Maximum			21,820	2,3	41,2	56,8	12,8	98,7	249,2
Minimum Minimum			0,052	0,2	2,3	1,2	0,2	1,4	3,5
Średnia Average			6,247	0,7	10,3	8,6	2,7	27,4	51,6
Tło geochemiczne <sup>1)</sup> Geochemical background <sup>1)</sup>					5,00	6,0	5,0	10,0	48,0

<sup>1)</sup> BOJAKOWSKA, SOKOŁOWSKA [1998].

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

**Tabela 3.** Średnie i maksymalne stężenia metali ciężkich ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w osadach jezior  
**Table 3.** Average and maximum concentrations of heavy metals ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) in lake sediments

Jezioro Lake	Autor Author	Zn		Cu		Cr		Ni		Pb		Cd	
		$x_{sr}$	max	$x_{sr}$	max	$x_{sr}$	max	$x_{sr}$	max	$x_{sr}$	max	$x_{sr}$	max
Kanowie (Polska)	BAK i in. [2014]		26,0		3,6		15,2		16,26		82,6		0,8
Suchedniów (Polska)	BAK i in. [2013]		217,0		43,0		63,9		31,41		110,0		10,8
Wisła (Polska)	RAJKOWSKA, PROTASOWICKI [2011]		90,0		31,6						65,4		50,4
Íńsko (Polska)	RAJKOWSKA, PROTASOWICKI [2011]		76,0		45,3						17,6		44,6
Dorzecze Brdy (Polska)	BOJAKOWSKA i in. [2015]		94,0		12,0		12,0		8,0		46,0		0,9
Konin 1 (Polska)	BOJAKOWSKA, KRASUSKA [2014]		133,0		415,0		9,0		21,0		20,0		<0,5
Konin 2 (Polska)	BOJAKOWSKA, KRASUSKA [2014]		71,0		14,0		8,0		8,0		38,0		0,8
Pojezierze Mazurskie (Polska)	BOJAKOWSKA, SOKOŁOWSKA [1997]		88,0		275,0		10,0		17,0		34,0		2,2
Taihu (Chiny)	FU i in. [2013]		202,0		51,5		106,8		50,74		44,0		0,3
Poyang (Chiny)	YUAN i in. [2011]		66,0		27,7		70,8				48,7		0,6
Yilong (Chiny)	BAI i in. [2011]		29,6		67,0		125,5				89,0		1,6
Taihu (Chiny)	JIANG i in. [2012]		111,0		39,2		41,5				74,5		2,9
Dongting (Chiny)	LI i in. [2013]		185,0		47,5		88,3				61,0		
Karla (Grecja)	KONSTANTINOS i in. [2015]		31,2		38,3		298,4		182,8		34,3		
Koumoundouro (Grecja)	HAHLADAKIS i in. [2013]		118,0		22,6		57,0		48,1		110,5		
Veeranam (Indie)	SURESH i in. [2012]		180,0		94,1		88,2		63,61		30,1		
Veerana (Indie)	LALAH I i in. [2008]		599,0		125,0		150,0						
Victoria (Tanzania)	KISHE, MACHWA [2003]		38,0		24,0		12,4				31,2		3,0
Songkhla (Tajlandia)	PRADIT i in. [2010]		562,0		126,0				21,9		131,0		
Hazar (Turcja)	ÖSMEN i in. [2004]		79,0		38,0		45,0		61,0				
Awassa (Etiopia)	YOHANNES i in. [2013]		93,8		8,7		8,3		20,2		15,7		
Nicaragua (USA)	SCHEIBE i in. [2014]		59,0		59,5		23,1		14,0		3,7		
Byszyno (Polska)	wyniki własne own study		51,6		249,0		10,3		2,7		27,4		2,3

Objaśnienie: Konin 1 = jeziora uwzględnione w systemie chłodzącym kopalni; Konin 2 = jeziora nieujęte w systemie chłodzącym kopalni.  
 Explanations: Konin 1 = lakes included in the mine cooling system.; Konin 2 = lakes not included in the mine cooling system.

Osady dennie jeziora Byszyno charakteryzują się dużym zróżnicowaniem przestrzennym stężeń badanych metali ciężkich. Najwyższe stężenia chromu, miedzi, niklu, cynku w osadach zaobserwowano w najgłębszych miejscach poboru osadów dennych (powyżej 9 m w punktach P12 i P13). Również pozostałe najwyższe stężenia kadmu i ołowiu, także wystąpiły w punktach, w których osady zalegały poniżej 6 m od powierzchni lustra wody. Natomiast najniższe stężenia wybranych metali ciężkich wystąpiły w punktach najpłytszych (do 3 m).

Jezioro Byszyno charakteryzuje się stosunkowo zbliżonym stopniem zanieczyszczenia osadów dennych w stosunku do osadów innych zbiorników wodnych, mimo że niektóre z nich położone są w zlewniach o intensywniejszym antropogenicznym oddziaływaniu.

W badaniach własnych odnotowano wyższe stężenia cynku i miedzi niż w osadach jezior położonych także w zlewniach typowo leśnych z niewielką domieszką terenów zabudowanych, takich jak jezioro w Kaniowie (Zn – 26,26 i Cu – 3,56 mg·kg<sup>-1</sup>) [BAK i in. 2014]; Suchedniów: Zn – 216,94 i Cu – 42,97 mg·kg<sup>-1</sup> [BAK i in. 2013]. W zlewni bardziej uprzemysłowionej jeziora Karla (Grecja) również odnotowano niższe średnie stężenie cynku, wynoszące odpowiednio 31,2 mg·kg<sup>-1</sup> oraz wyższe średnie stężenie miedzi (38,3 mg·kg<sup>-1</sup>) [KONSTANTINOS i in. 2015]. Wyższe średnie stężenia cynku i miedzi w podobnym typie zlewni wystąpiły w osadach jeziora Awassa (Etiopia): Zn – 93,8 i Cu – 8,69 mg·kg<sup>-1</sup> [YOHANES i in. 2013]. Równocześnie stężenia maksymalne omawianych pierwiastków w badaniach własnych były wyższe od stężeń w osadach jezior położonych w obrębie terenów bardziej uprzemysłowionych, tj. jeziora Taihu (Chiny): Zn – 201,63 i Cu – 51,55 mg·kg<sup>-1</sup> [FU i in. 2013]. Osady dennie badane przez RAJKOWSKĄ i PROTASOWICKIEGO [2011] wykazały niższe stężenia miedzi i cynku w jeziorze Wisola położonego w zlewni typowo rolniczo-leśnej. Jednocześnie w osadach dennych jeziora Ińsko, które w głównym stopniu spełnia funkcje turystyczno-rekreacyjną, odnotowano niższe stężenia miedzi oraz cynku [RAJKOWSKA, PROTASOWICKI 2011]. Natomiast wyższe średnie stężenia cynku i miedzi, od uzyskanych w badaniach własnych, wystąpiły w osadach jezior położonych w dorzeczu Brdy [BOJAKOWSKA i in. 2015]. Badania BOJAKOWSKIEJ i KRASUSKIEJ [2014] osadów dennych jezior wykorzystywanych w systemie chłodzącym elektrowni Konin-Pątnów wykazały prawie 50-krotnie oraz 3-krotnie wyższe średnie stężenie miedzi i cynku, niż w badaniach własnych. Natomiast stężenia miedzi i cynku w osadach jezior poza systemem chłodzącym kopalni Konin-Pątnów wykazały zbliżone średnie stężenia [BOJAKOWSKA, KRASUSKA 2014]. W badaniach własnych stwierdzono zarówno wyższe stężenia ołowiu i kadmu w osadach jezior o zlewniach bardziej uprzemysłowionych, tj.: Taihu w Chinach [FU i in. 2013] oraz jeziora Karla w Grecji [KONSTANTINOS i in. 2015]. Badania osadów dennych jezior wykorzystywanych w systemie chłodzącym kopalni Konin-Pątnów wykazały zbliżone średnie stężenia ołowiu i kadmu oraz wyższe średnie stężenia ołowiu i kadmu w osadach jezior nieujętych w systemie chłodzącym kopalni w Koninie [BOJAKOWSKA, KRASUSKA



2014]. Badania BAKA i in. [2014], dotyczące osadów z jeziora Kaniowskiego oraz badania YOHANES i in. [2013], dotyczące osadów z jeziora Awassa w Etiopii położonych w zlewniach mało uprzemysłowionych (poniżej 5%) wykazały niższe stężenia omawianych metali niż stwierdzone w badaniach własnych. Natomiast w osadach wszystkich wymienionych jezior odnotowano nawet 14-krotnie wyższe stężenia niklu niż w osadach dennych zbiornika Byszyno. Wyższymi stężeniami kadmu i niklu charakteryzowały się osady denne zbiornika wodnego Suchedniów, które wyniosły odpowiednio od 5,02 do 10,75 mg Cd·kg<sup>-1</sup> oraz od 27,34 do 31,38 mg Ni·kg<sup>-1</sup> [BAK i in. 2013]. Badania RAJKOWSKIEJ i PROTASOWICKIEGO [2011] wykazały 52-krotnie wyższe maksymalne stężenia kadmu w osadach jeziora Wisła położonego w zlewni rolniczo-leśnej. Natomiast w tym samym jeziorze odnotowano niższe stężenie ołowiu [RAJKOWSKA, PROTASOWICKI 2011]. Identyczną sytuację odnotowano w osadach jeziora Ińsko, którego zlewnia jest bardziej uprzemysłowiona i intensywnie wykorzystywana w celach rekreacyjnych [RAJKOWSKA, PROTASOWICKI 2011]. Porównywalne wartości stężeń kadmu wystąpiły w osadach dużych jezior chińskich w Poyang (0,56 mg·kg<sup>-1</sup>) [YUAN i in. 2011] oraz w jeziorze Yilong (Chiny), które wyniosły od 0,32 do 1,62 mg Cd·kg<sup>-1</sup> [BAI i in. 2011]. Natomiast zbliżone maksymalne stężenie kadmu charakteryzowało osady jeziora Taihu (2,88 mg·kg<sup>-1</sup>) [BING i in. 2011; JIANG i in. 2012] położonego w obrębie terenów w większym stopniu uprzemysłowionych oraz jeziora Victoria w Tanzanii (3,00 mg·kg<sup>-1</sup>), które znajduje się w obszarze mało uprzemysłowionym [KISHE, MACHIWA 2003]. Porównywalne do wyników własnych maksymalne stężenia miedzi wystąpiły w osadach jeziora Yilong w Chinach i wynosiły 66,95 mg·kg<sup>-1</sup> [BAI i in. 2011] oraz w osadach jeziora Nicaragua w USA – 59,5 mg·kg<sup>-1</sup> [SCHEIBYE i in. 2014]. Zbliżone do maksymalnego stężenia ołowiu w osadach jeziora Byszyno charakteryzowało również osady jezior, gdzie stopień uprzemysłowienia zlewni jest duży w jeziorze Koumoundourou w Grecji – 110,5 mg·kg<sup>-1</sup> [HAHLADAKIS i in. 2013] oraz w jeziorze Yilong w Chinach, gdzie stężenie maksymalne Pb wynosiło 88,96 mg·kg<sup>-1</sup> [BAI i in. 2011]. Zbliżone maksymalne stężenie cynku, jak w osadach zbiornika Byszyno, odnotowano w osadach jeziora Veeranam w Indiach – 180,08 mg·kg<sup>-1</sup> [SURESH i in. 2012] oraz w osadach jeziora Dongting (Chiny) – 185,25 mg·kg<sup>-1</sup> [LI i in. 2013]. Natomiast znacząco wyższymi stężeniami cynku charakteryzowały się osady jeziora Songkhla w Tajlandii (562 mg·kg<sup>-1</sup>) [PRADIT i in. 2010] oraz jeziora Veeranam w Indiach (599 mg·kg<sup>-1</sup>) [LALAH i in. 2008]. Stężenia maksymalne chromu w osadzie z jeziora Byszyno były zbliżone do stężeń osadów z jeziora: Hazar (Turcja) – 45 mg·kg<sup>-1</sup> [ÖSMEN i in. 2004] oraz jezior w dorzeczu Brdy [BOJAKOWSKA i in. 2015]. Natomiast maksymalna zawartość chromu w badaniach własnych była około 3-krotnie niższa niż uzyskane maksymalne stężenie w osadach jeziora Yilong w Chinach [BAI i in. 2011] oraz około 8-krotnie niższa niż najwyższe stężenie tego metalu z jeziora Karla w Grecji [KONSTANTINOS i in. 2015]. Było to szczególnie widoczne w przypadku ołowiu, którego stężenie było 3-krotnie wyższe niż wartość tła geochemicznego (tab. 2).

Średnie stężenia metali ciężkich względem tła geochemicznego zmniejszyły się następująco:  $Pb > Cr > Cu > Zn > Ni$ .

Stwierdzona wysoka korelacja między zawartością metali ciężkich a zawartością węgla organicznego ( $Cd - 0,889$ ;  $Cu - 0,962$ ;  $Ni - 0,926$ ;  $Pb - 0,839$  i  $Zn - 0,934$ , gdy  $p < 0,05$ ) wynika z właściwości koloidów organicznych, które są naturalnymi sorbentami i silnie adsorbują metale ciężkie [MIGASZEWSKI, GAŁUSZKA 2007].

Badane osady dennie według klasyfikacji BOJAKOWSKIEJ [2001] klasyfikowane są do osadów w pierwszej i drugiej klasie. Osady pierwszej klasy są to osady uważane za niezanieczyszczone, natomiast osady drugiej klasy są to osady miernie zanieczyszczone, gdzie szkodliwe oddziaływanie na organizmy żywe występuje sporadycznie.

Wartości oparte na ocenie jakości osadów [HÅKANSON 1980; MACDONALD i in. 2000; SMITH i in. 1996] przedstawiono w tabeli 4.

Całkowite stężenie metali ciężkich jest coraz częściej wykorzystywane w ocenie stanu środowiska wodnego, ale ważne również jest to, czy substancje toksyczne są dostępne dla organizmów żywych i czy wchodzą w skład łańcucha pokarmowego [BIRCH, TAYLOR 1999].

Wytyczne dotyczące jakości osadów dennych (SQGs) zostały wykorzystane do oceny osadów jeziora Byszyno [VIOLINTZIS i in. 2009]. Aby ocenić możliwe zagrożenie metalami ciężkimi dla środowiska, dokonano porównania koncentracji kadmu, chromu, miedzi, niklu, ołowiu oraz cynku z wartościami progowymi *TEL* (threshold effect level), poniżej którego nie obserwuje się szkodliwego oddziaływania oraz poziomem ryzyka *PEL* (probable effect level), powyżej którego prawdopodobnie może wystąpić szkodliwe oddziaływanie [MACDONALD i in. 2000; LONG i in. 1998; SMITH i in. 1996].

Wyniki analiz chemicznych wykazały, że maksymalne stężenia kadmu, chromu, miedzi, oraz cynku były wyższe od wartości *TEL*, jednakże były to stężenia poniżej wartości *PEL* (tab. 4). Jedynie przekroczenie granicznej wartości *PEL*, gdzie można obserwować negatywne oddziaływanie na organizmy wodne wystąpiło w przypadku ołowiu. Średnie stężenia pięciu metali ciężkich, z wyjątkiem kadmu, były niższe od wartości *TEL* oraz *PEL*.

Na podstawie średniego potencjalnego wskaźnika ryzyka ekologicznego ( $E_r$ ) podanego przez HÅKANSONA [1980], można ułożyć następujący szereg:  $Cd > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$  (tab. 4). Jednak względem maksymalnych wyliczonych wartości  $E_r$  ołów wykazał w punktach P10 i P12 wysokie potencjalne ekologiczne ryzyko dla środowiska wodnego. Średni stopień potencjalnego ryzyka ekologicznego wyniósł  $71,09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , co wskazuje na niski stopień potencjalnego zagrożenia dla ekosystemu. Trzy punkty pomiarowe z pośród trzynastu wykazują umiarkowany stopień potencjalnego ryzyka ekologicznego dla lokalnego ekosystemu (tab. 4). Średnie potencjalne ekologiczne ryzyko kadmu dla badanych osadów wynosiło  $42,69 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , co wskazuje na umiarkowane zagrożenie lokalnego ekosystemu.

**Tabela 4.** Wartości wskaźników  $E_r$  i  $RI$  oraz  $PEL$  i  $TEL$ ,  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ **Table 4.** Values of  $E_r$  and  $RI$  indicators and  $PEL$  and  $TEL$  values,  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 

Punkty poboru Sampling point	$E_r$						$RI$
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
1	35	0,9	4,4	2,4	10,6	0,7	54
2	17	1,2	0,9	0,4	0,7	0,1	20
3	14	0,9	1,2	0,7	1,4	0,1	18
4	12	1,8	1,3	0,5	2,8	0,3	18
5	18	5,3	1,7	1,0	2,4	0,4	29
6	45	2,3	6,7	3,5	17,1	1,2	76
7	26	0,9	3,5	1,1	7,3	0,7	40
8	21	3,4	1,2	0,2	2,1	0,2	28
9	23	9,3	3,1	2,7	8,4	0,5	47
10	139	6,2	13,4	9,4	48,8	2,9	220
11	55	1,7	6,9	5,1	49,3	1,3	119
12	20	16,5	1,9	0,4	22,8	0,4	62
13	101	3,3	47,3	15,4	4,6	5,2	177
Średnia Average	40	4,1	7,2	3,3	13,7	1,0	70
$TEL$	0,596	37,3	35,7	18	35	123	
$PEL$	3,53	90	197	36	91,3	315	

Objaśnienie:  $RI$  = wskaźnik ryzyka,  $TEL$  = threshold effect level;  $PEL$  = probable effect level.

Explanations:  $RI$  = risk index,  $TEL$  = threshold effect level;  $PEL$  = probable effect level.

Źródło: Source: HÅKANSON [1980]; MACDONALD i in. [2000].

Podsumowując, należy podkreślić, że obecność w osadach metali ciężkich, a w szczególności podwyższonej zawartości ołowiu, jest związana głównie z działalnością człowieka (m.in.: transport i turystyka). Równocześnie należy podkreślić, że brak prawidłowej sieci wodno-kanalizacyjnej obecnie, a także we wcześniejszych latach użytkowania jeziora, w obrębie którego zlokalizowane były domki wczasowe i miejsca kempingowe, przyczyniły się do obecności metali ciężkich w osadach dennych tego jeziora.

## WNIOSKI

1. Osady dennie jeziora Byszyno są w różnym stopniu zanieczyszczone metalami ciężkimi, a ich zawartość wskazuje na silne zróżnicowanie przestrzenne. W próbkach osadów pobranych w punktach, gdzie osady zalegają na głębokości poniżej 6 m od powierzchni lustra wody występują najwyższe stężenia wszystkich badanych metali ciężkich.

2. W osadach pobranych z obszaru zbiornika Byszyno wartości stężeń metali ciężkich (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn) nie przekraczają wartości progowych  $TEL$  i  $PEL$ ,

a więc nie występuje tu potencjalny toksyczny wpływ na organizmy wodne. Jedynie w przypadku ołowiu stwierdzono przekroczenie granicznej wartości PEL, przy której obserwowane jest negatywne oddziaływanie na organizmy wodne.

3. Średni wskaźnik potencjalnego ekologicznego ryzyka  $E_r$  względem kadmu wykazał umiarkowane potencjalne ekologiczne ryzyko dla środowiska. Natomiast w dwóch punktach (P10 i P12) stwierdzono wysokie potencjalne ekologiczne ryzyko dla środowiska wodnego biorąc pod uwagę maksymalne wskaźniki  $E_r$ .

4. Średnie wzbogacenie osadów dennych metalami ciężkimi względem tła geochemicznego dla osadów wodnych Polski układały się w zmniejszającym szeregu: Pb > Cr > Cu > Zn > Ni. Najwyższe średnie wzbogacenie osadów względem tła geochemicznego odnotowano dla ołowiu (2,7-krotne wzbogacenie).

5. Porównując dane osadów dennych jeziora Byszyno z opublikowanymi danymi dla innych jezior, w kraju i za granicą, stwierdzono, że osady badanego jeziora są w podobnym stopniu zanieczyszczone. Osady denne jeziora Byszyno, w porównaniu z innymi jeziorami z obszaru Polski (Kaniowie i Suchedniów), charakteryzują się podwyższonymi wartościami stężeń cynku i miedzi.

6. Najwyższe stężenia chromu, miedzi, niklu, cynku w osadach zaobserwowano w najgłębszych miejscach poboru osadów dennych (powyżej 9 m w punktach P12 i P13).

## BIBLIOGRAFIA

- BAI J., CUI B., CHEN B., ZHANG K., DENG W., GAO H., XIAO R. 2011. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. *Ecological Modelling*. Vol. 222 s. 301–306.
- BAK Ł., GÓRSKI J., RABAJCZYK A., SZWED M. 2013. Zawartość związków metali ciężkich w osadach dennych zbiornika Suchedniów [The content of heavy metal in the sediments of the Suchedniów reservoir]. *Proceedings of ECOpole*. Nr 7(1) s. 287–294.
- BAK Ł., GÓRSKI J., SZELĄG B. 2014. Koncentracja metali ciężkich w wodzie i osadach dennych małego zbiornika wodnego w Kaniowie [The concentration of heavy metals in water and bottom sediments of small water reservoir in the Kaniowo]. *Proceedings of ECOpole*. Nr 8(1) s. 120–125.
- BING H. J., WU Y. H., SUNZ. B., YAO S.C. 2011. Historical trends of heavy metal contamination and their sources in lacustrine sediment from Xijiu Lake, Taihu Lake Catchment, China. *Journal of Environmental Sciences*. Vol. 23 s. 1671–1678.
- BIRCH G., TAYLOR S. 1999. Source of heavy metals in sediments of the Port Jackson estuary, Australia. *Science of the Total Environment*. Vol. 227 s. 123–38.
- BOJAKOWSKA I. 2001. Kryteria oceny zanieczyszczenia osadów wodnych [The criteria for the assessment of water sediments contamination]. *Przegląd Geologiczny*. Vol. 49. Nr 3 s. 213–218.
- BOJAKOWSKA I., KOZŁOWSKA O., STEC B. 2015. Trace elements in Lake sediments of the Brda River catchment area. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. Vol. 26. No 4(66) s. 40–47.
- BOJAKOWSKA I., KRASUSKA J. 2014. Copper and other trace elements in sediments of lakes near Kolin (Poland). *Journal of Elementology*. T. 19(1) s. 31–40.

- BOJAKOWSKA I., SOKOŁOWSKA G. 1997. Akumulacja pierwiastków śladowych w osadach jeziornych w zależności od strefy ich sedymentacji [Accumulation of trace elements in lake sediments depending on the zone of their sedimentation]. *Przegląd Geologiczny*. Vol. 45. Nr 5 s. 505–508.
- BOJAKOWSKA I., SOKOŁOWSKA G. 1998. Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych [Geochemical classes of water sediments purity]. *Przegląd Geologiczny*. Vol. 46. Nr 1 s. 49–54.
- CAEIRO S., COSTA M.N., RAMOS T.B., FERNANDES F., SILVEIRA N., COIMBRA A., Medeiros G., PAINHO M. 2005. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: an index analysis approach. *Ecological Indicators*. Vol. 5 s. 151–169.
- FU J., XIN H., TAO X., YU H., ZHANG X. 2013. Risk and toxicity assessments of heavy metals in sediments and fishes from the Yangtze River and Taihu Lake, China. *Chemosphere*. Vol. 93 s. 1887–1895.
- GAUR V. K., GUPTA S. K., PANDEY S. D., GOPAL K., MISRA V. 2005. Distribution of heavy metals in sediment and water of River Gomti. *Environmental Monitoring Assessment*. Vol. 102 s. 419–433.
- HAHLADAKIS J., SMARAGDAKI E., VASILAKI G., GIDARAKOS E. 2013. Use of sediment quality guidelines and pollution indicators for the assessment of heavy metal and PAH contamination in Greek surficial sea and lake sediments. *Environmental Monitoring Assessment*. Vol. 185 s. 2843–2853.
- HAKANSON L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control of sediment ecological approach. *Water Research*. Vol. 14 s. 975–1000.
- HOU D., HE J., LU CH., REN L., FAN Q., WANG J., XIE Z. 2013. Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 93 s. 135–144.
- JIANG X., WANG W.W., WANG S.H., ZHANG B., HU J.C. 2012. Initial identification of heavy metals contamination in Taihu Lake, eutrophic lake in China. *Journal of Environmental Sciences*. Vol. 24 s. 1539–1548.
- KISHE M.A., MACHIWA J.F. 2003. Distribution of heavy metals in sediments of Mwanza Gulf of Lake Victoria, Tanzania. *Environment International*. Vol. 28 s. 619–625.
- KONDRACKI J. 1976. *Podstawy regionalizacji fizyczno-geograficznej*. Warszawa. PWN. ISBN 978-83-7513-876-4 ss. 168.
- KONSTANTINOS S., EFSTRATIOS K., DIMITRIOS K., PANAGIOTA P., DIMITRIOS V. 2015. Assessment of nutrients and heavy metals in the surface sediments of the artificial lake water reservoir Karla, Thessaly, Greece. *Environmental Earth Sciences*. Vol. 73 s. 4483–4493.
- LALAH J.O., OCHIENG E.Z., WANDIGA S.O. 2008. Sources of heavy metal input into Winam Gulf, Kenya. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 81 s. 277–284.
- LI F., HUANG J., ZENG G., YUAN X., LI X., LIANG J., WANG X., TANG X., BAI B. 2013. Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China. *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 132 s. 75–83.
- LONG E.R., Field L.J., MacDonald D.D. 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology Chemistry*. Vol. 17 s. 714–27.
- MACDONALD D.D., INGERSOLL C.G., BERGER T.A. 2000. Development and evaluation of consensus based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 39 s. 20–31.
- MIGASZEWSKI Z.M., GAŁUSZKA A. 2007. *Podstawy geochemii środowiska*. Warszawa. WNT. ISBN 978-83-204-3223-7 ss. 574.
- MÜLLER G. 1981. Die Schwermetallbelastung der Sedimenten des Neckers und seiner Nebenflüsse. *Chemiker Zeitung*. Vol. 6 s. 157–164.
- NIU H., DENG W., WU Q., CHEN X. 2009. Potential toxic risk of heavy metals from sediment of the Pearl River. *Journal of Environmental Sciences*. Vol. 21 s. 1053–1058.

- ÖSMEN H., KÜLAHCI F., ÇUKUROVALI A., DOĞRU M. 2004. Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elazig, Turkey). *Chemosphere*. Vol. 55 s. 401–408.
- PRADIT S., WATTAYAKORN G., ANGSUPANICH S., BAEYENS W., LEEMAKERS M. 2010. Distribution of trace elements in sediments and biota of Songkhla Lake, Southern Thailand. *Water Air Soil Pollution*. Vol. 206 s. 155–174.
- RAJKOWSKA M., PROTASOWICKI M. 2011. Distribution of selected metals in bottom sediments of lakes Insko and Wisła (Poland). *Ecological Chemistry and Engineering*. Vol. 18(5–6) s. 806–812.
- SCHEIBYE K., WEISSER J., BORGGAARD O.K., LARSEN M.M., HOLM P.E., VAMMEN K., CHRISTENSEN J.H. 2014. Sediment baseline study of levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in Lake Nicaragua. *Chemosphere*. Vol. 95 s. 556–565.
- SMITH S.L., MACDONALD D.D., KEENLEYSIDE K.A., INGERSOLL C.G., FIELD J. 1996. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *Journal of Great Lakes Research*. Vol. 22 s. 624–638.
- SU G.Y., ZHANG X.W., LIU H.L., GIESY J.P., LAM M.H.W., LAM P.K.S., SIDDIQUI M.A., MUSARRAT J., AL-KHEDHAIRY A., YU H.X. 2012. Toxic genomic Mechanisms of 6-HO-BDE-47, 6-MeO-BDE-47, and BDE-47 in *E. coli*. *Environmental of Science. Technology*. Vol. 46 s. 1185–1191.
- SURESH G., SUTHARSAN P., RAMASAMY V., VENKATACHALAPATHY R. 2012. Assessment of spatial distribution and potential ecological risk of the heavy metals in relation to granulometric contents of Veeranam lake sediments, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 84 s. 117–124.
- VIOLINTZIS C., ARDITSOGLU A., VOUTSA D. 2009. Elemental composition of suspended particulate matter and sediments in the coastal environment of Thermaikos Bay, Greece: delineating the impact of inland waters and wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 166 s. 1250–1260.
- Uchwała Nr XXXVIII/247/2014 Rady Gminy Białogard z dnia 12 lutego 2014 r. w sprawie zmiany studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Gminy Białogard w obrębach ewidencyjnych: Buczek, Byszyno, Kamosowo, Nasutowo, Nosówko, Pomianowo, Rarwino, Rogowo, Rościno, Rychówko, Stanomino, Zagórze i Żelimuch – Zmiany studiów uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Gm. Białogard.
- YOHANNES Y.B., IKENAKA Y., SAENGTIENCHAI A., WATANABE K.P., NAKAYAMA S.M.M., ISHIZUKA M. 2013. Occurrence, distribution, and ecological risk assessment of DDTs and heavy metals in surface sediments from Lake Awassa-Ethiopian Rift Valley Lake. *Environmental Science. Pollution. Research*. Vol. 20 s. 8663–8671.
- YUAN H-Z., SHEN J., LIU E-F., WANG J-J., MENG X-H. 2011. Assessment of nutrients and heavy metals enrichment in surface sediments from Taihu Lake, a eutrophic shallow lake in China. *Environmental Geochemistry and Health*. Vol. 33 s. 67–81.
- ZHANG X.W., WISEMAN S., YU H.X., LIU H.L., GIESY J.P., HECKER M. 2011. Assessing the toxicity of naphthenic acids using a microbial genome wide live cell reporter array system. *Environmental Science Technology* Vol. 45 s. 1984–1991.

Joanna PODLASIŃSKA, Kamil SZYDŁOWSKI

**CHARACTERISTICS OF SELECTED HEAVY METALS CONCENTRATIONS  
IN BOTTOM SEDIMENTS OF THE LAKE BYSZYNO  
AND DETERMINATION OF THEIR POTENTIAL ENVIRONMENTAL RISK**

**Key words:** *bottom sediments, catchment forest, heavy metals, Lake Byszyno*

**S u m m a r y**

The lake sediments of Byszyno located in the district of Białogard have been examined. Lake Byszyno is a glacial reservoir with about 10 hectares area. The reservoir is located among pine forest. Samples of sediments were collected in winter 2016 year from a layer of 0–30 cm. In total, 13 samples of bottom sediments were collected. Sediments sampling was determined depending on the depth of sediments location from the water surface. The aim of the study was to determine the concentrations of selected heavy metals in sediments and to identify the potential environmental risks of heavy metals content basing on available assessments and classification of bottom sediments. Lake Byszyno sediments are characterized by a large diversity of spatial concentrations of heavy metals. Studies indicate that concentrations of heavy metals in the examined sediments were higher than the corresponding background values given by Bojakowska and Sokołowska in aquatic sediments of Poland. On the basis of the potential ecological risk index (*Er*) averages created by HÅKANSON [1980], one can arrange following series:  $Cd > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$ . The exceeding of the limit values PEL, where a negative impact on aquatic organisms can be observed occurred in the case of lead. Average enrichment of bottom sediments with heavy metals relative to the geochemical background of the Polish water sediments decreased as follows:  $Pb > Cr > Cu > Zn > Ni$ . The highest average enrichment of sediments in relation to the geochemical background has been recorded for lead (2.7 fold enrichment).

**Adres do korespondencji:** mgr inż. Kamil Szydłowski, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, ul. Słowackiego 17, 71-434 Szczecin; e-mail: Kamil.Szydowski@zut.edu.pl