

ANALIZA TOKSYCZNOŚCI OSADÓW DENNYCH ZBIORNIKA PORAJ W ASPEKCIE STOPNIA ZANIECZYSZCZENIA METALAMI CIĘŻKIMI

Katarzyna Rozpondek, Rafał Rozpondek, Piotr Pachura
Politechnika Częstochowska

Streszczenie. Celem pracy była ocena toksyczności osadów dennych zbiornika wodnego Poraj. Dodatkowo, podjęto próbę wyznaczenia możliwej relacji między zaobserwowaną toksycznością, a stopniem zanieczyszczenia materiału badawczego metalami ciężkimi (Zn, Cd, Pb, Ni, Cu). Próbkę osadów dennych zostały pobrane w 46 punktach na podstawie regularnej siatki pomiarowej. Kolejno poddano je analizom laboratoryjnym pozwalających na określenie toksyczności oraz całkowitej zawartości metali ciężkich – średnie wartości wyniosły odpowiednio: Zn 461 mg · kg⁻¹, Cd 1,4 mg · kg⁻¹, Pb 50 mg · kg⁻¹, Ni 12 mg · kg⁻¹, Cu 17 mg · kg⁻¹. Toksyczność została wyznaczona za pomocą biotestu Microtox®, który w swoim działaniu wykorzystuje morskie bakterie luminescencyjne *Vibrio fischeri*, zaś zawartość metali ciężkich oznaczono na spektrofotometrze plazmowym ICP-OES IRIS Termo. Wszystkie ekstrakty wodne z osadów dennych wywołały mniejszy niż 50% spadek luminescencji. Na podstawie wyników badań, przy wykorzystaniu systemu GIS, wygenerowano mapy przestrzennego rozmieszczenia badanych elementów oraz przeanalizowano ich przestrzenną relację. Uzyskane rezultaty nie wykazały pozytywnej korelacji między chemizmem próbek osadów dennych, a ich toksycznością.

Słowa kluczowe: osady denne, zbiornik zaporowy, toksyczność, metale ciężkie

WPROWADZENIE

Dokładna ocena jakości stanu środowiska wodnego wiąże się z analizą zanieczyszczenia osadów dennych, gdyż ujawniają one istotne cechy ekosystemów wodnych. Osady denne stanowią miejsce życia wielu organizmów, uczestniczą w biogeochemicznym procesie cyrkulacji pierwiastków oraz są miejscem depozycji i chemicznych przemian wielu związków dostających się do wód. Struktura osadów powoduje, że tworzą one

Adres do korespondencji – Corresponding authors: mgr Katarzyna Rozpondek, [stopień nauk.?] Rafał Rozpondek, Wydział Infrastruktury i Środowiska, dr hab. Pachura Piotr, prof. P.Cz., Wydział Zarządzania, Politechnika Częstochowska, ul. Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa, e-mail: krozpondek.pcz@gmail.com, raf.rozpo@gmail.com, ppachura@zim.pcz.pl.

© Copyright by Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków 2017

naturalny geosorbent, w którym akumulowane są zanieczyszczenia wprowadzane do środowiska wodnego [Baran i Tarnawski 2013b].

Skład chemiczny, wspomnianej materii zalegającej na dnie zbiorników wodnych, uwarunkowany jest zarówno czynnikami naturalnymi, jak i antropogenicznymi. Istotną rolę odgrywa tu między innymi budowa geologiczna zlewni, rodzaj pokrywy glebowej, ukształtowanie terenu oraz warunki klimatyczne. Dodatkowo chemiczna analiza osadów dennych stanowi źródło informacji na temat działalności człowieka w danym rejonie [Kazimierowicz i Kazimierowicz 2014]. Do najczęściej obserwowanych form antropopresji wpływającymi na jakość osadów są zrzuty ścieków komunalnych i przemysłowych, zanieczyszczenia pyłowe i gazowe atmosfery oraz wycieki ze składowisk odpadów. Na obszarach rolniczych obserwuje się dodatkowo zanieczyszczenia wprowadzane do zlewni zbiornika (nawozy, środki ochrony roślin), jak również osady ściekowe, którymi nawożone są pola uprawne [Małecki 2009, Kazimierowicz i Kazimierowicz 2014, Rozpondek i Rozpondek 2017]. Wskutek sumarycznego działania przedstawionych czynników materiał zalegający na dnie zbiorników wodnych może zawierać znaczne ładunki zanieczyszczeń organicznych (np. WWA, pestycydy) i nieorganicznych (np. metale ciężkie), które akumulowane są w osadach, a następnie na skutek remobilizacji mogą stwarzać zagrożenie dla jakości wody. W przypadku zbiorników zaporowych, cechujących się znacznym poziomem eutrofizacji, mogą uaktywniać się dodatkowo toksyczne substancje, takie jak toksyny sinicowe, wytwarzane *in situ* podczas zakwitów sinic. Cechą wspomnianych związków jest to, że mogą pozostać czynne przez długi okres i stanowić wtórne źródło skażenia wody [Trojanowska-Olichwer 2013].

Biotesty są narzędziem, które stanowią istotne uzupełnienie badań składu chemicznego osadów. Pozwalają na pełniejsze zrozumienie biodostępności i interakcji zachodzących między substancjami chemicznymi [Mankiewicz-Boczek i in. 2008]. Dobór organizmów testowych wynika z roli, jaką pełnią w ekosystemie oraz ich wrażliwości na badane związki chemiczne. Podstawową zasadą badań ekotoksykologicznych jest zastosowanie organizmów reprezentujących główne ogniwa łańcucha pokarmowego reducentów, producentów i konsumentów [Mankiewicz-Boczek i in. 2008, Baran i Tarnawski 2013a, Pachura i in. 2016]. Do atutów Toxkitów należy stosunkowo niski koszt analiz, możliwość pracy z próbkami o małej objętości, brak konieczności hodowli organizmów testowych oraz możliwość wykonywania testu stanu jakości danego ekosystemu dla kilku prób środowiskowych. Dodatkowymi zaletami są szybki i łatwy sposób przeprowadzania biotestów wraz z możliwością ich powtarzalności i odtwarzalności wyników [Wolska i in. 2007, Jakubus i Tatuśko 2015]. Cechą odróżniająca biotesty od tradycyjnych analiz parametrów fizyko-chemicznych jest to, że uzyskane wyniki nie tylko mówią o poziomie stężenia badanych substancji lecz pozwalają na zdefiniowanie wpływu zanieczyszczeń na organizmy żywe. Źródła literatury podają, że organizmy żywe mogą być narażone na niebezpieczny wpływ związków toksycznych przy dużo niższym stężeniu badanych zanieczyszczeń, niż mogłyby to sugerować wyniki analiz chemicznych [Banks i Schultz 2005, Wadhia i Thompson 2007, Trojanowska-Olichwer 2013].

Jednym z biotestów stosowanym w szeroko rozumianej diagnostyce stanu środowiska dotyczącej oceny stopnia negatywnego wpływu zanieczyszczeń jest Microtox®.

Należy on do metod pomiaru toksyczności ostrej czyli silnego działania toksycznego występującego w krótkim czasie od podania zanieczyszczonej próbki środowiskowej. Podstawą działania testu jest bioluminescencja, czyli produkcja światła przez organizmy żywe. Bakterie luminescencyjne (*Vibrio fischeri*), które stanowią odczynnik pomiarowy testu, wykorzystywane są w nim ze względu na wysoką wrażliwość w zakresie obecności toksyn i zanieczyszczeń. Produkcja światła w zakresie widzialnym jest efektem procesów metabolicznych mikroorganizmów. Kontakt bakterii z zanieczyszczonej próbką może zaburzyć procesy metabolizmu i zmniejszyć poziom emisji światła przez bakterie. Zdolność bakterii do luminescencji jest wykorzystywana do wykrywania w wodzie, glebie lub osadach dennych związków toksycznych i mutagennych [Niemirycz i in. 2007, Baran i Tarnawski 2013a, Jakubus i Tatuśko 2015,]. Przydatność testu Microtox® w ramach oszacowania toksyczności środowiska, potwierdza fakt, że pozwala on w łatwy sposób pozyskać informację na temat obecności ksenobiotyków w badanym ekosystemie. W trakcie swojego działania wykrywa przeszło 1300 związków chemicznych, a jego wrażliwość w większości przypadków jest porównywalna do wrażliwości organizmów wyższych, takich jak skorupiaki i ryby [Wilk i Szalińska 2011, Jakubus i Tatuśko 2015].

Celem przeprowadzonych badań była ocena toksyczności osadów dennych zbiornika wodnego Poraj wraz ze zdefiniowaniem jej przestrzennego rozkładu. Dodatkowo podjęto próbę określenia zależności między toksycznością a wybranymi metalami ciężkimi.

MATERIAŁY I METODYKA BADAŃ

Pobór próbek osadów dennych zbiornika Poraj przeprowadzono w sierpniu 2016 roku. Analizowany obiekt znajduje się na terenie gminy Poraj i Koziegłowy w powiecie Myszkowskim, w północnej części województwa śląskiego. Posiada powierzchnię 550 ha, co pozwala zaliczyć go do czołówki polskich zaporowych zbiorników wodnych. Został utworzony w 1978 roku w celu stworzenia rezerwuaru wody dla Huty Częstochowa. Obecnie jest przedmiotem zainteresowania okolicznych mieszkańców ze względu na możliwości rozwoju sportów wodnych oraz turystyki i rekreacji tego regionu [Jachniak i Kozak 2013, Rozpondek i in. 2017 (w druku)].

Rzeka Warta jest głównym dopływem bezpośrednio zasilającym zbiornik wodny Poraj. Z tego powodu wpływa ona znacząco na jakość wody i osadów dennych jeziora. Wody rzeki zanieczyszczone są między innymi przez ścieki, które są dostarczane głównie z obszaru Zawiercia i Myszkowa. Pochodzą one przede wszystkim z obszarów wiejskich, pozbawionych kanalizacji. Ścieki komunalne są bezpośrednio wprowadzane do wód powierzchniowych, które są zlokalizowane w zlewni zbiornika. W bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika znajdują się liczne ośrodki wypoczynkowe ze względu na jego rekreacyjny charakter. Stanowią one punktowe źródła zanieczyszczeń, które bezpośrednio biorą udział w kształtowaniu się jakości wody i osadów dennych zbiornika [Jaguś i Rzętała 2000, Jachniak i Kozak 2013].

Próbki osadów dennych zostały pobrane w 46 punktach pomiarowych z głębokości od 0,4 m do 7,4 m poniżej zwierciadła wody. Materiał do badań pobrano wykorzystując specjalistyczny chwytacz osadów dennych typu Van Veen firmy KC Denmark. Do opra-

cowania siatki rozmieszczenia punktów poboru próbek wykorzystano oprogramowanie ArcGIS oraz ortofotomapę udostępnianą w ramach usługi WMS (ang. Web Map Service) przez serwis Geoportal. Do lokalizacji, wcześniej zaplanowanych, punktów pomiarowych w terenie posłużono się systemem GPS (rys. 1 prezentuje rozkład przestrzenny procentowego efektu toksyczności) [Rozpondek i Rozpondek 2017, Rozpondek i in. 2017 (w druku)].

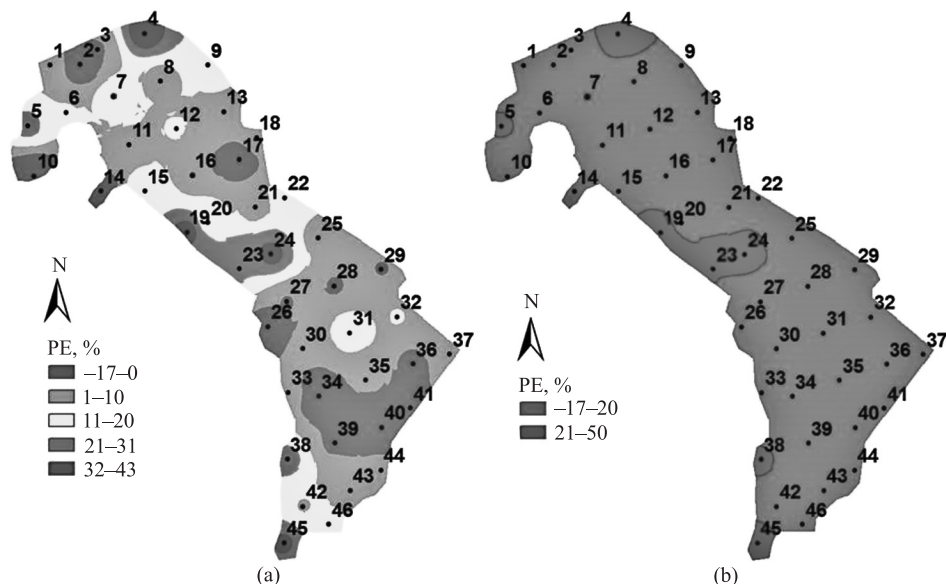
Pobrane próbki osadów dennych poddano suszeniu w warunkach powietrzno-suchych, a następnie przesiano wstępnie przez sito o średnicy oczek 2 mm. Kolejno wysuszono je w suszarce w temperaturze 105°C do stałej masy i zmielono w młynku wibracyjnym do frakcji osadów o średnicy cząstek < 0,2 mm. Z każdego punktu pomiarowego przygotowano do analiz po 3 próbki. W osadach dennych oznaczono całkowitą zawartość metali ciężkich (Zn, Cd, Pb, Ni, Cu) na spektrofotometrze plazmowym ICP-OES IRIS Thermo. Do ich ekstrakcji zastosowano wodę królewską zgodnie z normą 11466:2002 (mieszanina stężonego kwasu solnego i azotowego w stosunku objętościowym 3:1). Mineralizację przeprowadzono w temp. 180°C, w czasie 30 minut, przy zastosowaniu wysokociśnieniowego mineralizatora mikrofalowego firmy Berghof [Rozpondek i Rozpondek 2017] zgodnie z normą PN-ISO 10390:1997. Toksyczność ostrą próbek osadów (ekstraktów wodnych) badano wobec bakterii *Vibrio fischeri* z zastosowaniem urządzenia M 500 Analyzer, zgodnie z procedurą PN-ISO 11348-2:2008. Ekstrakt wodny przygotowano zalewając 1 objętość osadu 4 objętościami wody destylowanej i wytrząsając mechanicznie przez 24 h [Wolska i Mędrzycka 2009].

Za pomocą programu ArcGIS wyznaczono rozkłady przestrzenne badanych elementów, jak również współczynnik determinacji (R^2) pomiędzy poszczególnymi elementami. W procesie interpolacji wykorzystano metodę wagowanej odwrotnej odległości. Geograficzny System Informacji Przestrzennej (GIS) staje się jednym z ważniejszych narzędzi do oceny stanu środowiska. System ten pozwala na sprawne prowadzenie analiz przestrzennych na znacznej ilości danych oraz ich późniejszą wizualizację. GIS umożliwia także klasyfikację pozyskanych wyników oraz ich predykcję w oparciu o dodatkowe informacje [Zhang i Selinus 1998, Lu i Wong 2008, Rozpondek i in. 2017 (w druku)].

REZULTATY BADAŃ I DYSKUSJA

Rezultaty testu toksyczności zostały sklasyfikowane według systemu opracowanego przez Persoone i in. [2003]: PE (ang. – *Percent toxic Effect* – procentowy efekt toksyczności) < 20 – próbka nietoksyczna, klasa I; 20 < PE < 50 – próbka o niskiej toksyczności; klasa II; 50 < PE < 100 – próbka o znacznej toksyczności, klasa III; PE = 100 – próbka o bardzo wysokiej toksyczności, klasa IV [Wolska i Mędrzycka 2009]. Wszystkie ekstrakty wodne z osadów dennych wywołały mniej niż 50% spadek luminescencji w teście wobec bakterii *Vibrio fischeri*, przy czym większość z nich nie spowodowała skutku toksycznego (*percentage effect* – PE < 20%).

Wykorzystując metodę wagowanej odwrotnej odległości [Lu i Wong 2008] sporządzono dwie mapy przestrzennego rozkładu procentowego efektu toksyczności (ryc. 1). Pierwsza z nich przedstawia niesklasyfikowany rozkład (ryc. 1a), natomiast druga (ryc. 1b) opiera się na opisanej powyżej klasyfikacji.

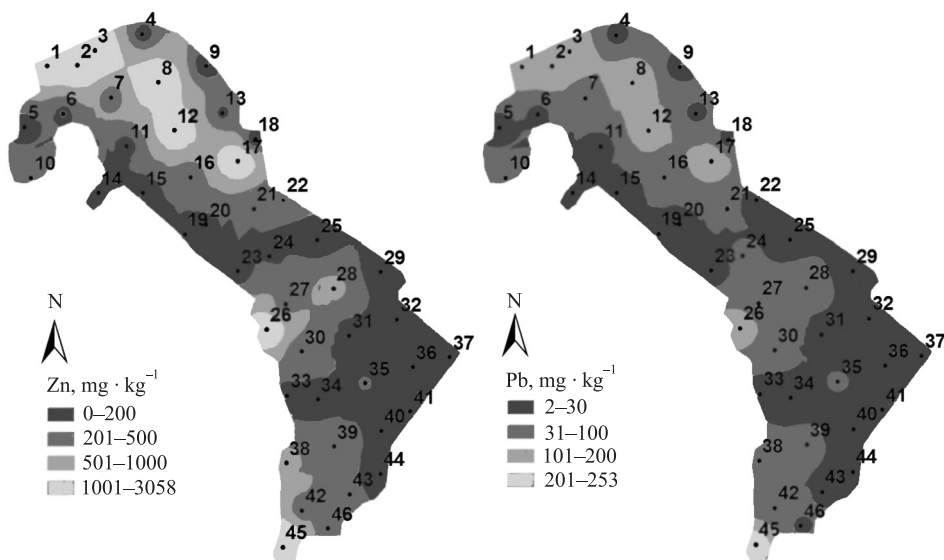


Ryc. 1. Rozkład przestrzenny procentowego efektu toksyczności (a) oraz jego klasyfikacja (b)
 Fig. 1. Spatial distribution of PE (Percent toxic Effect) (a) and its classification (b)

Na większości badanego obszaru nie stwierdzono efektu toksyczności. Wartości przekraczające założone 20% wykryto jedynie w punktach 4, 5, 6, 19, 23, 24, 38 i 45 – co stanowi około 17% całego obszaru badanego zbiornika wodnego. Charakteryzują się one głównie rozmieszczeniem miejscowym z większymi wartościami umiejscowionymi w strefie przybrzeżnej. Zauważono także, że część południowo-wschodnia jest zdecydowanie najmniej narażona na efekt toksyczności.

Wyniki analiz całkowitej zawartości metali ciężkich charakteryzują się zarówno dość wysokimi stężeniami, jak i znaczną rozpiętością danych. Maksymalna zawartość cynku wyniosła $3058,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, kadmu $6,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, ołowiu $253,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, niklu $45,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, miedzi $105,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Natomiast wartości średnie wyniosły odpowiednio: Zn $461 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cd $1,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Pb $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Ni $12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cu $17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Wyniki analiz poddano klasyfikacji według kryteriów geochemicznych [Bojakowska 2001]. Rozkład statystyczny danych charakteryzują się silną prawostronną asymetrią (większość wyników znajduje się poniżej średniej). Sporządzono także mapy rozmieszczenia przestrzennego wyników analizowanych pierwiastków (ryc. 2 i 3).

Osady dennie badanego zbiornika wodnego są zanieczyszczone głównie przez cynk i ołów. Znaczne stężenia tych pierwiastków występują głównie w północnej (przewaga klasy III i IV według kryteriów geochemicznych), centralnej i południowo-zachodniej części zbiornika. Najwyższe stężenia Ni, Cd i Cu są także usytuowane w północnej części zbiornika i dodatkowo w punktach 26, 28, 38 i 45. Rozkład badanych elementów w dużym stopniu pokrywa się z dominującym nurtem w zbiorniku, co może świadczyć o mobilności analizowanego materiału. Główna koncentracja zanieczyszczeń występuje w okolicach zapory znajdujących się w północnej części obiektu (punkty 1,2 i 3).



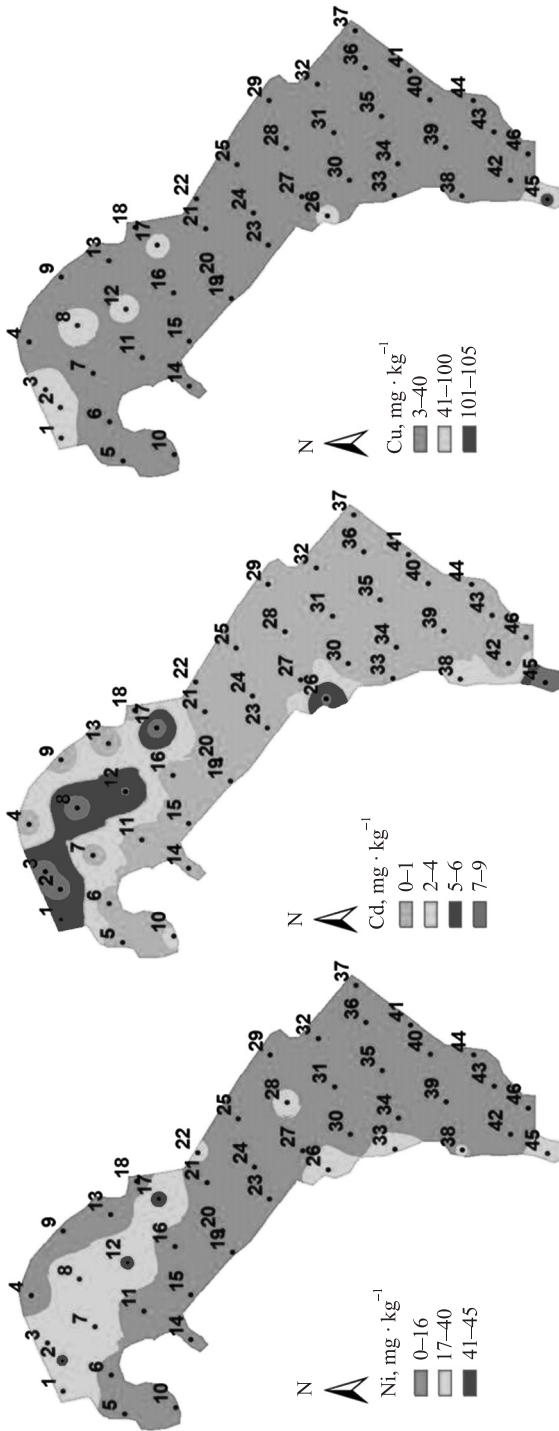
Ryc. 2. Rozkład przestrzenny całkowitej zawartości Zn i Pb
 Fig. 2. Spatial distribution of total content of Zn and Pb

Zwiększona zawartość metali ciężkich w osadach dennych zbiornika wodnego Poraj może być spowodowane tym, że badany zbiornik, jak i obszar jego zlewni narażony jest na szkodliwy wpływ działań antropogenicznych. Zbiornik Poraj narażony jest na dostawę znacznej ilości zanieczyszczeń i związków biogennych [Rozpondek i in. 2017]. Najprawdopodobniej stan ten związany jest z dostarczaniem do zlewni zbiornika, sąsiadującej z aglomeracjami miejskimi (Myszków, Zawiercie), ścieków komunalnych i przemysłowych. Dodatkowo podwyższone zawartości substancji biogennych w badanym obiekcie może również powodować spływ powierzchniowy, który wprowadza zanieczyszczenia z obszarów rolniczych (nawozy, środki ochrony roślin) jak również osady ściekowe, którymi nawożone są pola uprawne [Gruca-Rokosz i in. 2011, Jachniak i Kozak 2013].

Wykorzystując oprogramowanie ArcGIS obliczono współczynniki determinacji (R^2) między całkowitymi zawartościami metali ciężkich i toksycznością osadów dennych. Wyniki analiz zawarto w tabeli 2.

Stwierdzono wysokie wartości R^2 między całkowitymi zawartościami metali ciężkich – współczynnik determinacji przyjmuje wartości na poziomie od 0,65 do 0,99, co świadczy o tym, że rozkłady są do siebie bardzo zbliżone. Najwyższe wartości R^2 (powyżej 0,92) wykazały relacje Zn–Pb, Zn–Cu, Zn–Cd, Pb–Cu, Pb–Cd oraz Cu–Cd. Zbieżność między rozmieszczeniem przestrzennym można także zauważyć na wygenerowanych mapach (ryc. 2 i 3). Wysoką korelację między całkowitymi zawartościami metali ciężkich potwierdzają badania innych autorów [Głosińska i in. 2005, Baran i Tarnawski 2013b].

Analizy nie wykazały zależności między efektem toksyczności, a całkowitą zawartością metali ciężkich. Współczynnik determinacji znajdował się w przedziale 0–0,04.



Ryc. 3. Rozkład przestrzenny całkowitej zawartości Ni, Cd i Cu
Fig. 3. Spatial distribution of total content of Ni, Cd and Cu

Tabela 2. Współczynniki determinacji (R^2) między całkowitymi zawartościami metali ciężkich i PE
 Table 2. Coefficient of determination (R^2) between total heavy metal contents and PE

Parametr	PE	Zn	Pb	Ni	Cu
Zn	0,011	–	–	–	–
Pb	0,025	0,969	–	–	–
Ni	0,034	0,686	0,756	–	–
Cu	0,002	0,986	0,939	0,652	–
Cd	0,022	0,944	0,962	0,738	0,925

Podobne wyniki potwierdzające brak relacji między badanymi elementami uzyskali Wilk i Szalińska [2011] oraz Baran i Tarnawski [2013b]. Ze względu na powyższe niezbędne jest wzbogacenie badań fizyko-chemicznych zbiorników wodnych o testy toksyczności i uwzględnienie ich w dalszych badaniach i procesach dotyczących monitorowania stanu środowiska wodnego. Pominięcie wykonania biotestu może skutkować wysokim zagrożeniem zarówno dla życia organizmów charakterystycznych dla zbiornika, jak i dla ludzi.

Zbiornik wodny Poraj pełni między innymi funkcję rekreacyjną, dlatego powinien być stale monitorowany ze względu na zagrożenie zdrowie wypoczywających tam ludzi [Rozpondek i in. 2017]. W szczególności z uwagi na wysokie stężenia metali ciężkich, jak i miejscowo występujący efekt toksyczności. Wykonane mapy rozmieszczenia przestrzennego (ryc. 2 i 3) mogą stanowić podstawę do podejmowania działań mających na celu planowanie prewencji, ochrony jak i procesów mających na celu poprawę aktualnego stanu.

PODSUMOWANIE

Badania potwierdziły przydatność testu *Microtox*[®] jako narzędzia do oceny toksyczności osadów dennych. Dodatkowo przeprowadzone analizy wykazały istotę jego zastosowania w celu pełnej identyfikacji zanieczyszczeń. Brak korelacji między metalami ciężkimi (R^2 bliskie zeru) a toksycznością może świadczyć o innych niewykazanych w powyższych badaniach czynnikach mających wpływ na skażenie osadów.

Osady dennie charakteryzowały się niską toksycznością (klasa I oraz klasa II) oraz wysokimi stężeniami metali ciężkich – wartości Pb i Zn (przyjęły one wartości zaklasyfikowane do klasy IV według kryteriów geochemicznych). Wszystkie ekstrakty wodne z osadów dennych wywołały mniejszy niż 50% spadek luminescencji w teście wobec bakterii *Vibrio fischeri*, przy czym większość z nich nie spowodowała skutku toksycznego (*percentage effect* – PE < 20%). Maksymalne całkowite zawartości metali ciężkich wynosiły dla: cynku 3058,4 mg · kg⁻¹, kadmu 6,2 mg · kg⁻¹, ołowiu 253,3 mg · kg⁻¹, niklu 45,1 mg · kg⁻¹, miedzi 105,0 mg · kg⁻¹. Natomiast wartości średnie: Zn 461 mg · kg⁻¹, Cd 1,4 mg · kg⁻¹, Pb 50 mg · kg⁻¹, Ni 12 mg · kg⁻¹, Cu 17 mg · kg⁻¹. Stwierdzono także wysoką korelację między analizowanymi metalami ciężkimi. Główny problem stanowi

północna część zbiornika, gdzie stężenia wszystkich badanych metali są znaczące. Natomiast planowane przyszłe badania toksyczności powinny objąć strefę w okolicy punktu 4 oraz 28. Uzyskane wartości PE w tych rejonach były bliskie 50%.

Dodatkowo opisana metodyka wykorzystująca system GIS, informację przestrzenną i zagadnienie interpolacji okazała się być przydatnym narzędziem diagnostycznym osadów dennych, gdzie umiejscowienie elementów jest istotne. Precyzyjny rozkład występowania zanieczyszczeń i toksyczności pozwoli na dokładniejsze planowanie badań i procesów mających na celu poprawę aktualnego stanu osadów dennych.

Na podstawie uzyskanych wyników o pełnionej funkcji rekreacyjnej badanego zbiornika wodnego Poraj stwierdzono konieczność prowadzenia stałego monitoringu jak i podjęcia niezbędnych działań mających na celu poprawę obecnego stanu.

PODZIĘKOWANIA

Badania finansowane były z wydziałowych grantów BS/MN-401-301/16 i BS/MN-401-302/16 Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

PIŚMIENNICTWO

- Banks, M.K., Schultz, K.E. (2005). Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum contaminated soils. *Water Air Soil Poll.*, 167, 211–219.
- Baran, A., Tarnawski, M. (2013a). Phytotoxkit/Phytotestkit and Microtox as tools for toxicity assessment of sediments. *Ecotox. Environ. Safe.*, 98, 19–27.
- Baran, A., Tarnawski, M. (2013b). Zawartość metali ciężkich oraz toksyczność osadów dennych zbiornika w Zesławicach. *Proceed. ECOpole*, 7(2), 531–537.
- Bojakowska, I. (2001). Kryteria oceny zanieczyszczenia osadów wodnych. *Przeł. Geol.*, 49(3), 213–218.
- Głosińska, G., Sobczyński, T., Boszke, L., Bierła, K., Siepak, J. (2005). Fractionation of Some Heavy Metals in Bottom Sediments from the Middle Odra River (Germany/Poland). *Pol. J. Environ. Stud.*, 3(14), 305–17.
- Gruca-Rokosz, R., Koszelnik, P., Tomaszek, J. (2011). Ocena stanu troficzności trzech nizinnych zbiorników zaporowych Polski południowo-wschodniej. *Inż. Ekolog.*, 26, 196–205.
- Jachniak, E., Kozak, J. L. (2013). Estimating the level of water eutrophication in Poraj dam reservoir based on selected methods. *Ecol. Chem. Eng.*, 20 (7–8), 779–790.
- Jaguś, A., Rzętała, M. (2000). Zbiornik Poraj — charakterystyka fizyczno-geograficzna. Wydział Nauk o Ziemi UŚ, Sosnowiec.
- Jakubus, M. B., Tatuśko, N. (2015). Przegląd wybranych biologicznych metod oceny stanu środowiska naturalnego. *Inż. Ekol.*, 42, 78–86.
- Kazimierowicz, Z., Kazimierowicz, J. (2014). Badania zawartości metali ciężkich w zlewni rzeki Biebrzy i jej trzech dopływów. *Inż. Ekol.*, 40, 25–32.
- Lu, G., Wong, D. (2008). An adaptive inverse-distance weighting spatial interpolation technique. *Comput. Geosci.*, 34(9), 1044–1055.
- Małecki, Z. (2009). Wpływ rumowiska na stężenia substancji biogenicznych w zbiorniku retencyjnym w zlewni Prosnicy. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 8(3–4), 25–42.
- Mankiewicz-Boczek, J., Nałęcz-Jawecki, G., Drobniewska, A., Kaza, M., Sumorok, B., Izydorczyk, K., Zalewski, M., Sawicki, J. (2008). Application of a microbioassay battery for complete toxicity assessment of rivers. *Ecotox. Environ. Safe.*, 71(3), 830–836.

- Niemirycz, E., Nichthausser, J., Staniszewska, M., Nałęcz-Jawecki, G., Bolałek, J. (2007), The Microtox biological test: Application in toxicity evaluation of surface waters and sediments in Poland. *Oceanolog. Hydrobiolog. Stud.*, 36(4), 151–163.
- Pachura, P., Wancisiewicz, K., Rozpondek, R. (2016). Zarządzanie ochroną środowiska na przykładzie analiz geostatystycznych osadów dennych. *Zesz. Nauk. Wyższej Szkoły Humanitas. Zarządzanie*, 1, 361–369.
- Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadzianas, L., Nałęcz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., Tothova, L., Kolar, B. (2003). A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. *Environ. Toxicol.*, 18(6), 395–402.
- PN-ISO 10390:1997 – jakość gleby – Oznaczanie pH.
- PN-EN ISO 11348-2:2008 Jakość wody – Oznaczanie inhibicyjnego działania próbek wody na emisję światła przez *Vibrio fischeri* (badanie na bakteriach luminescencyjnych).
- PN-ISO 11466:2002 Jakość gleby – Ekstrakcja pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w wodzie królewskiej.
- Rozpondek, K., Rozpondek, R., Pachura, P. (2017 w druku). Characteristics of spatial distribution of phosphorus and nitrogen in the bottom sediments of the water reservoir Poraj. *J. Ecol. Eng.*
- Rozpondek, K., Rozpondek, R. (2017). Problematyka zrównoważonego rozwoju w świetle oceny geochemicznego stanu środowiska wodnego przy wykorzystaniu systemu GIS, *Probl. Ekorozw.*, 12(1), 131–137.
- Trojanowska-Olichwer, A. (2013). Ocena toksyczności osadów w Zbiorniku Włocławskim. *J. Ecol. Health*, 17(3), 103–109.
- Wadhia, K., Thompson, K.C. (2007). Low-cost ecotoxicity testing of environmental samples using microbiotests for potential implementation of the Water Framework Directive. *Trends Anal. Chem.*, 26, 300–307.
- Wilk, P., Szalińska, E. (2011). Microtox jako narzędzie do oceny toksyczności osadów dennych. *Czasopismo Techniczne. Środowisko*, 108, 247–263.
- Wolska, L., Mędrzycka, K. (2009). Ocena ekotoksyczności osadów dennych z portów morskich w Gdańsku i Gdyni. *Ochr. Środ.*, 31(1), 49–52.
- Wolska, L., Sagajdakow, A., Kuczyńska, A., Namieśnik, J. (2007). Application of ecotoxicological studies in integrated environmental monitoring: possibilities and problems. *Trends Anal. Chem.*, 26(4), 332–344.
- Zhang, Ch., Selinus, O. (1998). Statistics and GIS in environmental geochemistry – some problems and solutions. *J. Geochem. Explor.*, 64 (1–3), 339–354.

ANALYSIS OF TOXICITY OF BOTTOM SEDIMENTS OF WATER RESERVOIR PORAJ IN TERMS OF HEAVY METALS CONTAMINATION

Abstract. The aim of this study was to evaluate the toxic effect in the bottom sediments of the Poraj Reservoir, along with defining their spatial distribution and the relationship between these elements and total heavy metal content (Zn, Cd, Pb, Ni, Cu). Samples of bottom sediments were collected on the basis of regular measurement grid of 46 points located in the area of the water reservoir Poraj. The collected samples were analyzed in terms of content of studied elements. Toxic effect was determined by Microtox[®], which uses *Vibrio fischeri* bacteria. Water extracts from bottom sediments caused less than 50% reduction in luminescence of bacteria. Total heavy metal content was determined on plasma spectrometer ICP-OES IRIS termo – mean values of total heavy metals content:

Zn 461 mg · kg⁻¹, Cd 1,4 mg · kg⁻¹, Pb 50 mg · kg⁻¹, Ni 12 mg · kg⁻¹, Cu 17 mg · kg⁻¹. By using of GIS system, spatial distribution of obtained results were interpolated (Inverse Distance Weighted method was used). Spatial analysis were made. There was no significant correlation between heavy metals and toxic effect.

Key words: bottom sediments, water dam reservoir, toxicity, heavy metals

Zaakceptowano do druku – Accepted for print: 4.04.2017

Do cytowań – For citation: Rozpondek, K., Rozpondek, R., Pachura, P. (2017). Analiza toksyczności osadów dennych zbiornika Poraj w aspekcie stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi. *Acta. Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 16(2), 33–43.