

Dariusz CISZEWSKI

Akademia Górniczo-Hutnicza
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
e-mail: ciszewski@geol.agh.edu.pl

Sylwia CICHÓN

Akademia Górniczo-Hutnicza
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
e-mail: cichon@yahoo.com

Agata WOJTAL

Polska Akademia Nauk
Instytut Ochrony Przyrody
e-mail: wojtal@iop.krakow.pl

**ZAPIS ZAKOŃCZENIA EKSPLOATACJI RUD ZN-PB W OSADACH RZEKI
I MAŁYCH ZBIORNIKÓW WODNYCH**

**Record of cessation the Zn-Pb ore extraction in river and small water reservoirs
sediments**

Zarys treści: Tekst opisuje reakcję niewielkiej rzeki na zakończenie eksploatacji rud metali. Zmiany w jej zanieczyszczeniu oraz składzie reprezentatywnych gatunków okrzemek zostały zrekonstruowane dzięki badaniom osadów rzeki oraz jej zbiorników wodnych. Stwierdzona została szybka poprawa jakości środowiska wodnego tuż po zamknięciu kopalni jednak nie wszędzie jest ona dobrze odzwierciedlona w osadach.

Abstract: The text describes the reaction of a small river on closure of the metal ore exploitation. Changes in the pollution and composition of representative diatom species have been reconstructed in a river and reservoirs sediments. The rapid recovery of the aquatic system immediately after mine closure was documented, however the reaction was not well reflected in all investigated sediments.

Słowa kluczowe: górnictwo, metale ciężkie, osady rzeczne, Górny Śląsk, okrzemki

Key words: mining, heavy metals, river sediments, Upper Silesia, diatoms

PROBLEMATYKA I CEL BADAŃ

Eksploatacja rud metali może być przyczyną dużych przekształceń stosunków wodnych oraz pogorszenia jakości wód gruntowych i powierzchniowych. Zmiany te powiększają się wraz ze wzrostem zasięgu i wielkości wydobywania (Byrne i in. 2012; Bird 2016). W dużym stopniu są więc one uzależnione od historii wydobywania, ale także od lokalnych warunków zalegania złóż i ich typu oraz od fizjografii zlewni rzecznych, w których prowadzona jest eksploatacja. Przekształcenia środowiska

Wpłynęło: 13.11.2017

Zaakceptowano: 01.06.2018

Zalecany sposób cytowania: Ciszewski D., Cichoń S., Wojtal A., 2018, Zapis zakończenia eksploatacji rud Zn-Pb w osadach rzeki i małych zbiorników wodnych, *Prace i Studia Geograficzne*, 63.3, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa, 119-132.

wodnego nie kończą się wraz z zakończeniem eksploatacji. Zalegające w postaci hałd odpady oraz drenaż wietrzejących odkrywek i górotworów może powodować zanieczyszczenie wód rzek, zbiorników wodnych i ich osadów przez długie lata po zakończeniu eksploatacji. Podejmowane są liczne działania w celu ograniczenia tego zanieczyszczenia (Bird 2016). Ocenia się, że koszty likwidacji jedynie kwaśnych wypływów wód generowanych na świecie przez obecnie aktywne jak i zamknięte kopalnie rud wynoszą około 100 mld \$ (Tremblay, Hogan 2001). Badania wskazują także, że wiele kosztownych działań rekultywacyjnych podjętych w miejscach dawnej eksploatacji nie przynosi oczekiwanej poprawy jakości wód rzecznych ze względu na wtórną mobilizację metali akumulowanych w aluwialnych (Bird 2016). Rozpoznanie zmian zanieczyszczenia metalami osadów koryt rzecznych zachodzących po zakończeniu eksploatacji kopalń, pozwala ocenić tempo mobilizacji metali zarówno z miejsc eksploatacji jak i z osadów aluwialnych. Wyniki takiego badania umożliwiają podejmowanie decyzji dotyczących zakresu i skuteczności rekultywacji na tych obszarach.

Zn jest pierwiastkiem bardzo rozpowszechnionym wśród metali ciężkich, dostających się do systemów rzecznych wraz z wodami pochodzącymi z drenażu eksploatowanych złóż, wodami dołowymi wypompowywanymi z kopalń lub wskutek wymywania z hałd na obszarach eksploatacji rud. Jego zawartość w osadach rzek i zbiorników, do których się dostaje, a w wyniku procesów sorpcji, wytrącania lub współwytrącania akumuluje w osadach dennych, może dobrze odzwierciedlać zmiany w zanieczyszczeniu tych wód. Dlatego też osady mogą być wykorzystywane w rekonstrukcji historii zanieczyszczenia zlewni rzecznych (Ciszewski i in. 2014).

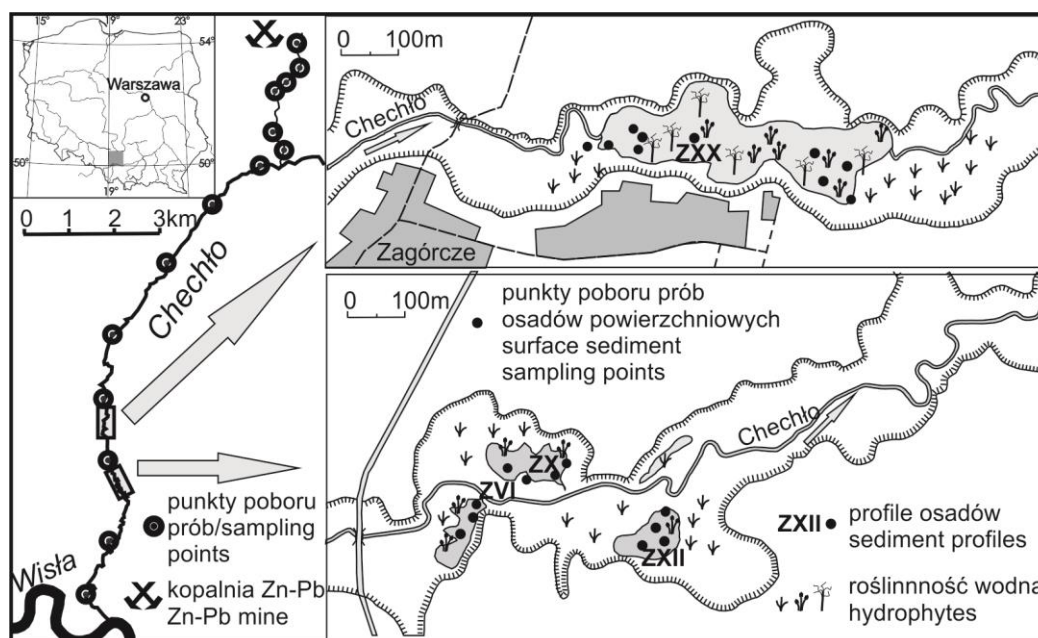
Przykładem systemu rzeczego, silnie zanieczyszczonego Zn wskutek działalności kopalni rud Zn-Pb Trzebionka, jest niewielka rzeka Chechło w południowej Polsce. Nie prowadzono na niej monitoringu wód rzecznych ani w trakcie eksploatacji ani po jej zakończeniu w 2009 roku. Historię zmian zanieczyszczenia rzeki Zn można więc zrekonstruować jedynie na podstawie analizy zawartości tego pierwiastka w osadach. Celem przeprowadzonych badań jest ocena tempa zmian zanieczyszczenia systemu tej rzeki zachodzących w reakcji na zakończenie eksploatacji kopalni Trzebionka poprzez analizę zawartości tego pierwiastka w osadach subsydencyjnych zbiorników wodnych powstałych w dolnym biegu rzeki oraz w osadach rzecznych. Ważnym aspektem badań zmian zachodzących w systemie rzeczonym Chechła w wyniku zaprzestania eksploatacji rud jest prześledzenie także zmian składu zespołów okrzemek rozwijających się w tych zbiornikach.

TEREN BADAŃ

Rzeka Chechło jest lewobrzeżnym dopływem Wisły. Płyynie w południowej części Wyżyny Śląsko-Krakowskiej; ma długość 26 km i średni przepływ przy ujściu około 1,5 m³/s. Koryto rzeki wycięte jest w piaszczystych aluwialnych wypełniających w górnym biegu obniżenie Rowu Krzeszowickiego, a w środkowym i dolnym biegu obniżenia pomiędzy dolomitowymi wzgórzami Pagórów Jaworznickich. Przeciętna szerokość koryta w środkowym i dolnym biegu waha się od około 5 do 8 m. W środkowym biegu do Chechła w okresie działania kopalni rud cynku i ołowiu Trzebionka w Trzebini były zrzucane wody dołowe w ilości około 0,3 - 0,5 m³/s (Ciszewski 1997). Kopalnia została uruchomiona w 1962 roku i prowadziła eksploatację do wyczerpania zasobów w 2009 roku. W 2010 roku zakończono wypompowywanie wód podziemnych. Produkcja rud pod koniec XX i na początku XXI wieku była najwyższa w historii wydobywania kopalni i wynosiła 2,3 mln t. Oprócz kopalni, do Chechła zrzucane były także ścieki z zakładów znajdujących się na terenie Trzebini, między innymi

z rafinerii ropy i zakładów metalurgicznych. Na terenie Chrzanowa rzeka Chechło odbierała ścieki także z zakładów mięsnych i fabryki maszyn (Ciszewski 1997).

W dolnym, meandrowym odcinku, rzeka przepływa ponad obszarem wydobywania kopalni węgla kamiennego Janina w Libiążu. Eksploatacja węgla jest przyczyną osiadania gruntu i tąpnięć szczególnie w rejonie wsi Zagórcze. W tym odcinku osiadanie dna doliny na przełomie lat 80. i 90. spowodowało powstanie na odcinku około 1 kilometra kilku zbiorników wodnych, nazywanych w tej pracy dolnymi, o łącznej powierzchni około 4 ha. Współcześnie większa część ich powierzchni jest zarośnięta roślinnością wodną, a otwarte lustro wody stanowi ok. 30%. Ich przeciętna głębokość wynosi około 1 m dochodząc maksymalnie do około 1,5 m. Pomiędzy zbiornikami przepływa rzeka Chechło, ale są one z nią połączone kanałami. Około 2010 roku, 1 km powyżej tego odcinka, koło miejscowości Zagórcze powstał zbiornik nazywany w tej pracy górnym przez który przepływa rzeka. Zbiornik o powierzchni 4,5 ha i długości około 500 m, głębokości dochodzącej do około 2 m zajmuje całą szerokość dna doliny. W górnej części tego zbiornika widoczne są stojące w wodzie drzewa oraz kępy trzcin, natomiast dolną część zbiornika stanowi otwarte lustro wody (ryc. 1).



Ryc. 1. Punkty poboru prób osadów korytowych i zbiorników wodnych w dolinie rzeki Chechło

Fig. 1. Sampling points of river and water reservoirs sediments in the Chechło River valley

Źródło: opracowanie własne.

Source: author's own elaboration.

METODA BADAŃ

Próbki osadów pobrano z koryta rzeki Chechło i ze zbiorników powstałych w wyniku subsydenacji dna doliny. Osady korytowe zostały pobrane w 14 punktach w środkowym i dolnym odcinku rzeki Chechło oraz z koryta odprowadzającego wody z kopalni. Odcinek ten łącznie liczy 17 kilometrów. W każdym z tych punktów pobrane zostały próbki osadów przybrzeżnych oraz z łąch korytowych. Osady przybrzeżne pobrano ze stanowisk o wolnym przepływie wody, sprzyjających akumulacji osadów, głównie frakcji pylastej. Natomiast osady łąch korytowych reprezentowały miejsca

położone poza nurtem rzeki w aktywnym dnie koryta, w których następuje akumulacja osadu głównie frakcji piaszczystej. W próbkach tych oznaczano koncentracje Zn. Zostały one porównane z koncentracjami w próbkach pobranych w 1992 w zbliżonej lokalizacji i według metodyki opisanej we wcześniejszych pracach (Ciszewski 1997; 1998).

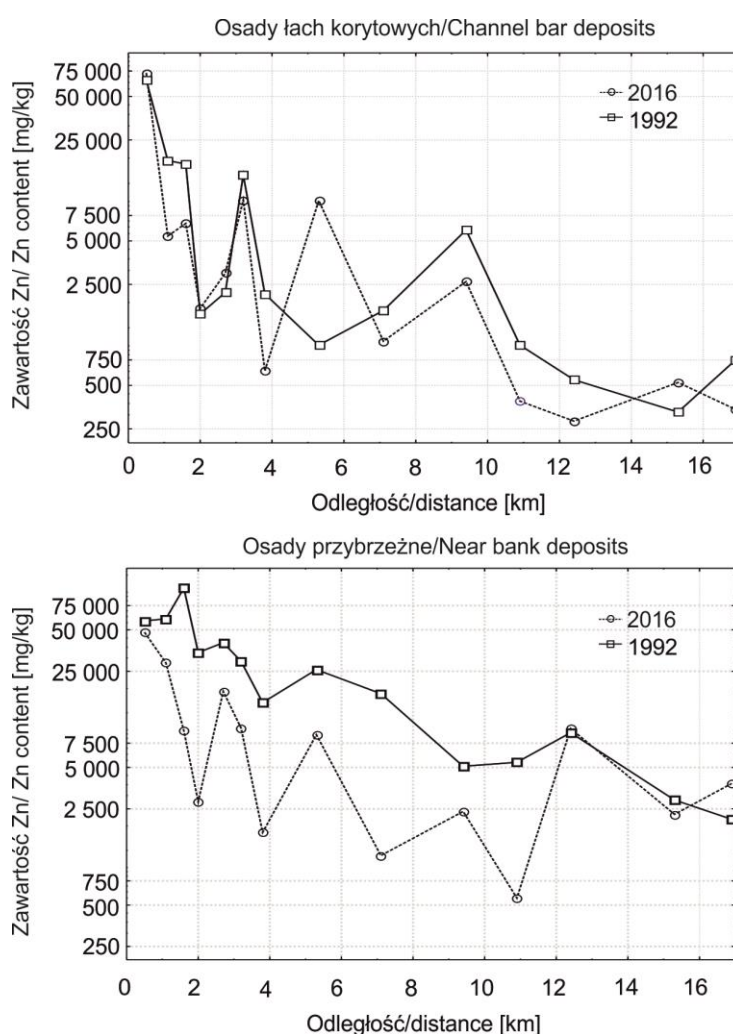
Z czterech zbiorników wodnych, próbki osadów zostały pobrane z powierzchniowej warstwy o miąższości 10-20 cm za pomocą próbnika Eijkelkampa. Większość próbek pobrano w miejscach, gdzie głębokość wody była nie większa niż 1,2 m. Przy pobieraniu kilku próbek w zbiorniku górnym z większej głębokości używano pontonu. Łącznie pobrano 21 próbek osadów powierzchniowych z obu zbiorników (ryc. 1). Ponadto w każdym z 3 zbiorników dolnych oraz w zbiorniku górnym pobrano po jednym profilu osadów o miąższości od 20 do 70 cm (VI, X, XII, XX, ryc. 1). Profile rozdzielano na warstwy 10 cm miąższości. W profilu X o miąższości 60 cm, oznaczono zawartość Zn oraz, w celu określenia wieku osadów, aktywność ^{137}Cs . W profilu VI o 70 cm miąższości, oprócz koncentracji Zn oraz aktywności ^{137}Cs oznaczono także skład gatunkowy okrzemek (*Bacillariophyta*). Natomiast w krótszych profilach XII i XX (20 i 30 cm miąższości), oznaczano tylko koncentracje Zn oraz ilość gatunków okrzemek w poszczególnych warstwach osadów. Ponadto w okresie 2 lat prowadzono obserwacje progresji delty, stratygrafii jej osadów oraz położenia koryt w proksymalnej części górnego zbiornika, do którego wpływa rzeka Chechło.

Aktywność ^{137}Cs została oznaczona przy pomocy spektrometru gamma firmy Canberra z detektorem germanowym. W wydzielonej następnie części pobranej próbki osadów uzyskano na mokro frakcję $<0,063$ mm, w której po rozтворzeniu w kwasie azotowym w bombach teflonowych oznaczono zawartość Zn metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej. W pozostałej części próbki wykonano oznaczenia składu okrzemek. Próby do badań okrzemek przygotowano poprzez usunięcie materii organicznej przy pomocy 30% H_2O_2 lub stężonych kwasów (H_2SO_4 i HNO_3) z 1 cm^3 objętości osadu. Z otrzymanego materiału wykonano preparaty stałe w żywicy Naphrax (Wojtal 2009). Identyfikację i oszacowanie liczebności okrzemek prowadzono pod mikroskopem Nikon Eclipse 80i (powiększenie 1000 \times). Identyfikacja okrzemek oparta była głównie na opracowaniach G. Hofmann i in. (2011) i M. Bąk i in. (2012). Szacunek liczebności względnej poszczególnych gatunków oparto na zliczeniach około 400 kolejnych okryw okrzemek.

WYNIKI

Koncentracje cynku znacząco zmniejszają się z biegiem rzeki zarówno w osadach łąch korytowych jak i w osadach przybrzeżnych (ryc. 2). Najwyższe są one przy miejscu wypływu wód z kopalni (75 000 mg/kg) i przewyższają znacząco przeciętne zawartości w wydobywanych rudach cynku. Najniższe koncentracje cynku wynoszą około 300 mg/kg i znajdują się przy ujściu rzeki Chechło do Wisły. W osadach łąch przy ujściu są one około 100 razy niższe niż koło kopalni, natomiast w osadach przybrzeżnych ich spadek jest znacznie mniejszy bo jedynie około 10-krotny. Wyraźny spadek zawartości metali w osadach następuje poniżej ujścia dopływu wód z kopalni do koryta Chechła, około 4 kilometry od kopalni (ryc. 2, pkt. 7). Dużo wyraźniejszy jest on w osadach łąch korytowych niż przy brzegu. Jest to związane z ponad dwukrotnie zwiększonym przepływem rzeki poniżej dopływu i zwiększoną możliwością przerabiania osadów w korycie. Widoczne jest również (ryc. 2) generalne obniżenie się zawartości cynku w osadach pomiędzy 1992 i 2016 rokiem. Zdecydowana różnica koncentracji między tymi latami widoczna jest w przybrzeżnych osadach drobnoziarnistych

na niemal całym biegu powyżej badanych zbiorników, znajdujących się pomiędzy 11 i 12 kilometrem badanego odcinka rzeki (ryc. 2, pkt. 1-11). Poniżej zaczyna się odcinek rzeki, w którym ona intensywnie meandruje. Charakterystyczny dla niego jest brak spadku lub nawet wzrost zawartości cynku przy brzegu, a także w łachach korytowych. O ile spadek zawartości cynku w osadach przybrzeżnych w okresie 24 lat jest przeciętnie 10-krotny, to w łachach jest znacznie bardziej zróżnicowany. W wielu punktach (np. 2, 7, 10) stwierdzono spadek 2-3 krotny, w punktach 4, 5, 6 niewielkie różnice, a w punktach 5, 8, 13 nawet wzrost zawartości cynku. Znaczny wzrost zawartości cynku w punkcie 8 około 5 kilometra (ryc. 2) wynika zapewne z przeprowadzonej kilkanaście lat temu regulacji w tym odcinku, która zmieniła w nim spadek rzeki, co sprzyjało akumulacji drobnoziarnistego zanieczyszczonego osadu w łachach korytowych. Charakterystyczne są także duże wahania zmian zawartości cynku w punktach 1-6 w 4 kilometrowym odcinku w pobliżu kopalni. Mogą one wynikać z lokalnej erozji brzegów i dna koryta oraz zróżnicowanej dostawy, a także z ograniczonej możliwości transportu osadów przez płynący w tym odcinku strumień o przepływie przeciętnie kilku l/s.

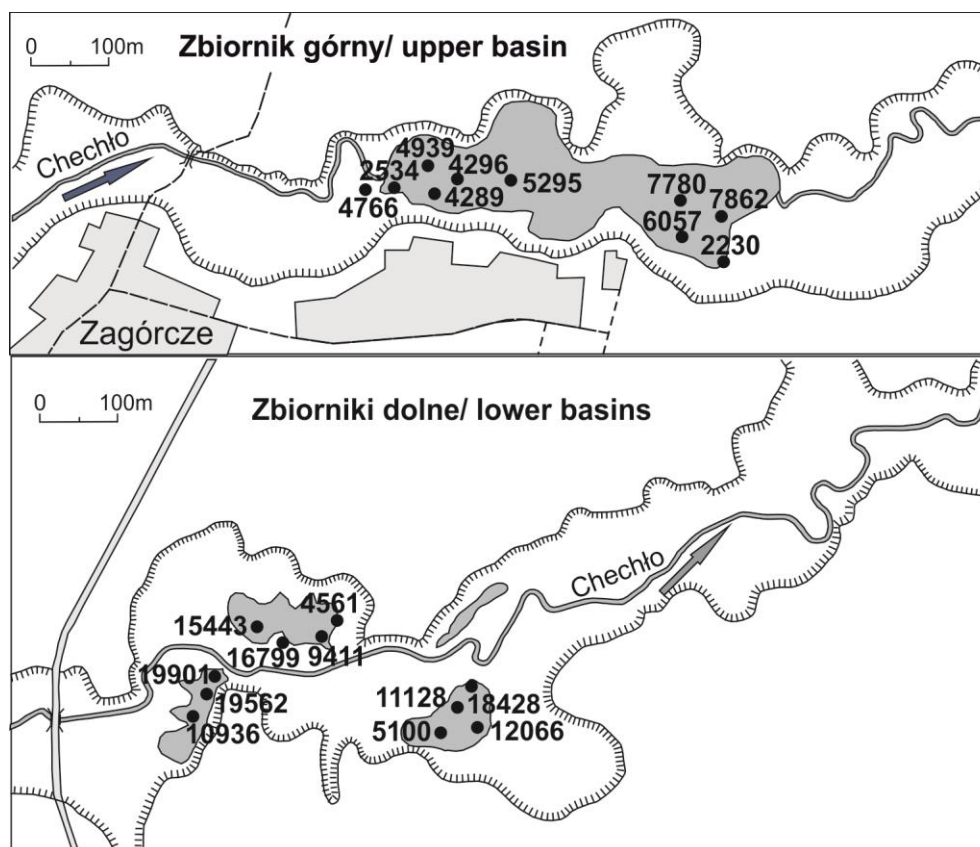


Ryc. 2. Zmiany koncentracji cynku w osadach przybrzeżnych i łach korytowych w latach 1992-2016

Fig. 2. Changes of Zn concentrations in near-bank and channel bar sediments in years 1992-2016

Źródło: opracowanie własne.
Source: author's own elaboration.

Zmiany zanieczyszczenia osadów korytowych, które w czasie eksploatacji kopalni i po jej zakończeniu transportowane były w korycie, odzwierciedlone są także w osadach zbiorników subsydencyjnych w dolinie rzeki. W starszych, dolnych zbiornikach osady powierzchniowe są dużo bardziej zanieczyszczone niż w zbiorniku górnym. Najwyższe z tych wartości w każdym zbiorniku dolnym są dość zbliżone do siebie i wahają się w granicach 1,8-2,0% (ryc. 3). Są one charakterystyczne dla lokalizacji położonych stosunkowo blisko koryta rzeki. Miejsca te są stosunkowo płytkie, do około 50 cm głębokości, w otoczeniu roślinności wodnej. Niższe koncentracje cynku widoczne są w bardziej odległych miejscach od koryta oraz takich, w których zaznacza się nawet niewielki odpływ wód ze zbiornika. W najniższym położonym zbiorniku niskie wartości cynku w powierzchniowej warstwie profilu XII są związane z utrudnionym dopływem wód powodziowych. Również w tym miejscu, zaznacza się niewielki dopływ wód niezanieczyszczonych z krawędzi terasy. Analogiczne miejsce, z dopływem wód gruntowych w strefie marginalnej dna doliny w najwyższym położonym z dolnych zbiorników wodnych, reprezentuje koncentracja cynku 10 936 mg/kg natomiast w zbiorniku środkowym- 4561 mg/kg (ryc. 3).



Ryc. 3. Koncentracje cynku w osadach powierzchniowych zbiorników wodnych w dolnym biegu rzeki Chechło [mg/kg]

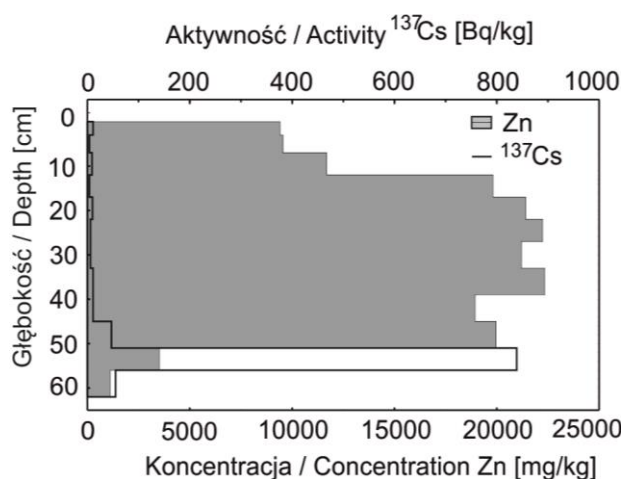
Fig. 3. Zn concentrations in surface sediments of water reservoirs in the lower reach of the Chechło River [mg/kg]

Źródło: opracowanie własne.
Source: author's own elaboration.

W górnym zbiorniku maksymalne koncentracje cynku w warstwie powierzchniowej są ponad dwa razy niższe niż w zbiornikach dolnych. Najwyższe z nich występują w części dystalnej tego

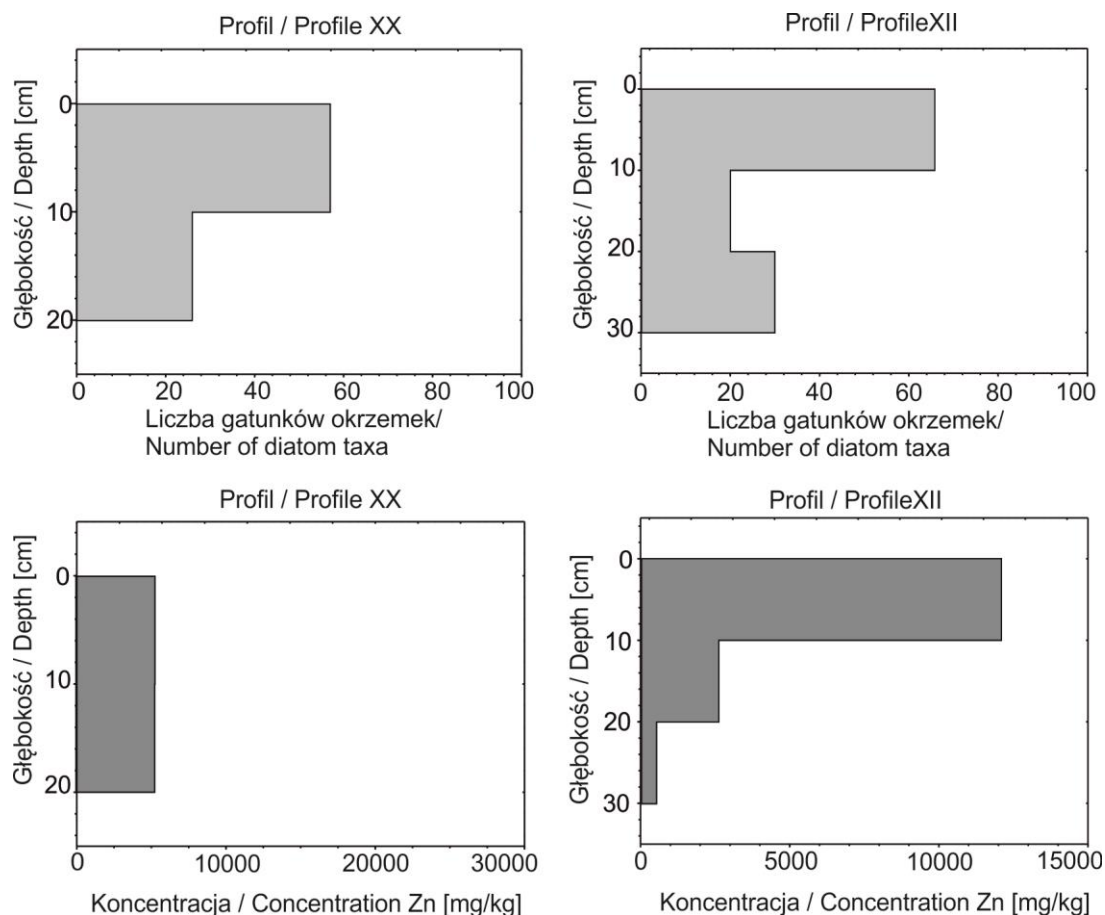
zbiornika, w pobliżu osi doliny. Te maksymalne koncentracje znajdują się w sąsiedztwie dawnego koryta, którego bieg zaznacza się szybszym przepływem wody. W większej odległości od niego koncentracje są wyraźnie niższe, z najniższymi w strefie marginalnej tej części zbiornika (ryc. 3). Najniższe koncentracje cynku w całym zbiorniku występują w jego strefie proksymalnej, w której szybko przyrastają osady piaszczyste w formie delty. Obserwuje się szybką progresję delty, szczególnie w czasie wezbrań, o nawet kilka metrów w ciągu 1-2 miesięcy. W najmłodszych z tych osadów, akumulowanych w 2016 roku, koncentracje cynku wynoszą około 2500 mg/kg. Częste przetrzucanie się nurtu rzeki w tej części zbiornika powoduje okresowe powstawanie stref wody stojącej, w których formują się muły nawet ponad 1 m miąższości o dużej zawartości substancji organicznej. Charakterystyczny jest zapach siarkowodoru wydobywający się z takich osadów. Ich zanieczyszczenie cynkiem jest stosunkowo mało zróżnicowane i wynosi około 5000 mg/kg. W niektórych strefach widoczne jest przykrycie mułów osadami piaszczystymi.

Zmiany zanieczyszczenia cynkiem w okresie funkcjonowania zbiorników wodnych widoczne są w profilu X (ryc. 4). W tym profilu widoczny jest początek akumulacji osadów zbiornika na dawnej powierzchni terasy zalewowej na głębokości 55 cm. Ta powierzchnia charakteryzuje się wysoką aktywnością ^{137}Cs pochodzącego z awarii w Czarnobylu (Ukraina) w 1986 roku i dlatego można stwierdzić, że nie była ona pokryta osadami w II połowie lat 80. Późniejsza akumulacja zaczęła się od osadów o wysokim zanieczyszczeniu cynkiem, które pozostawało przez wiele lat na podobnym poziomie - około 2%. Skokowy spadek koncentracji widoczny jest dopiero na głębokości około 12 cm, a wyżej jest on już mniejszy. Natomiast, spadek koncentracji cynku w powierzchniowej warstwie osadów nie jest widoczny w profilu XII, pobranym z marginalnej części dolnego zbiornika ani w profilu XX ze zbiornika górnego, w którym koncentracja cynku się nie zmienia (ryc. 5). Podobnie, w profilu VI brak jest spadku koncentracji cynku, pozostaje ona na poziomie około 1,7-2% na całej głębokości (ryc. 6).



Ryc. 4. Koncentracje cynku i aktywność ^{137}Cs w profilu X osadów ze zbiornika wodnego
Fig. 4. Zn concentrations and ^{137}Cs activity in the profile X of water reservoir sediments

Źródło: opracowanie własne.
 Source: author's own elaboration.

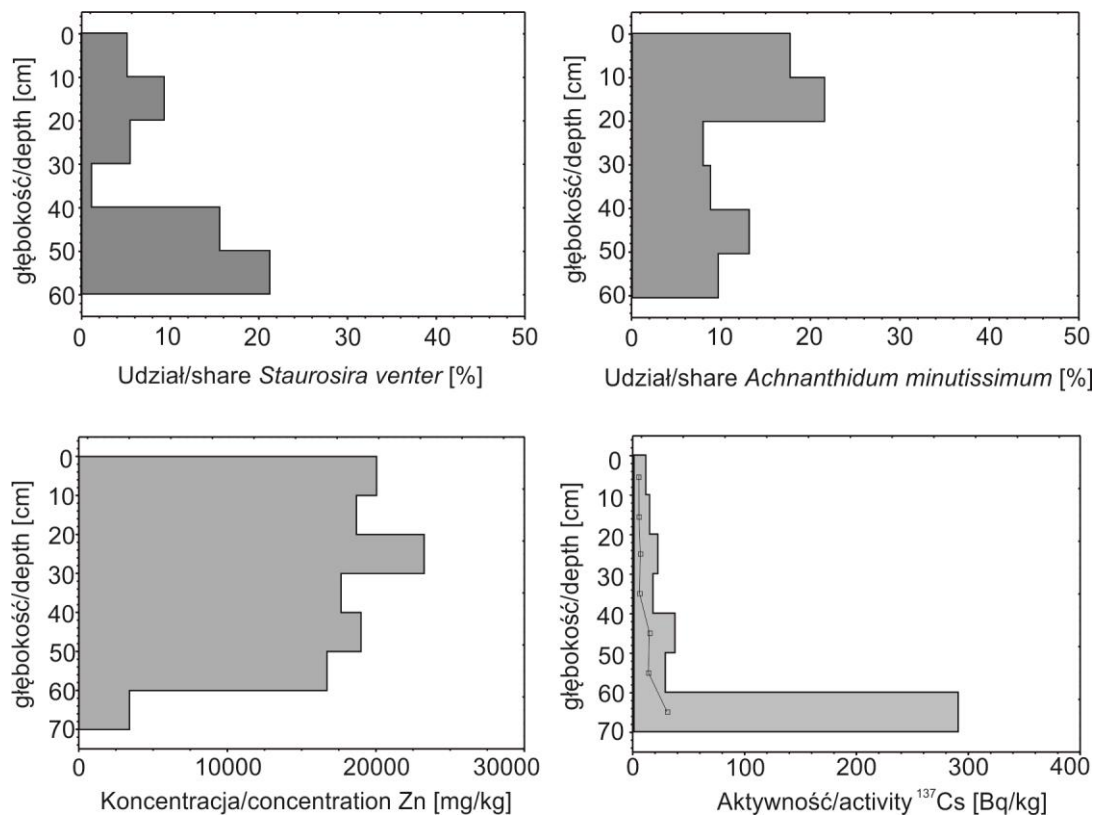


Ryc. 5. Liczba gatunków okrzemek oraz koncentracje cynku w profilach osadów XII i XX ze zbiorników wodnych

Fig. 5. Number of diatom species and Zn concentrations in profiles XII and XX from water reservoirs sediments

Źródło: opracowanie własne.
Source: author's own elaboration.

Nie stwierdzono wyraźnego związku pomiędzy koncentracjami cynku w osadach dennych i składem gatunkowym zbiorowisk okrzemek. Liczba ich gatunków w profilu XX ze zbiornika górnego (ryc. 5) zwiększa się przy powierzchni dwukrotnie mimo, że koncentracja cynku jest podobna na całej jego długości. Ponadto w profilu XII liczba gatunków okrzemek jest trzykrotnie wyższa w przypowierzchniowej warstwie o najwyższych koncentracjach cynku niż w niżej leżących warstwach o wielokrotnie niższym zanieczyszczeniu tym pierwiastkiem. Podobnie, zmiany względnej liczebności okrzemek *Staurosira venter* (Ehrenberg) Grunow oraz *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki w profilu VI (ryc. 6) są wyraźnie widoczne mimo stosunkowo małego zróżnicowania koncentracji cynku.



Ryc. 6. Udział % liczebności gatunków okrzemek *Staurosira venter* i *Achnanthydium minutissimum*, koncentracje cynku oraz aktywności ¹³⁷Cs w profilu VI ze zbiornika wodnego

Fig. 6. Share [%] of the diatom species number of *Staurosira venter* and *Achnanthydium minutissimum*, Zn concentrations and ¹³⁷Cs activity in the profile VI of water reservoir sediments

Źródło: opracowanie własne.

Source: author's own elaboration.

DYSKUSJA

Powstałe w wyniku subsydencji zbiorniki wodne w dolinie rzeki Chechło są od początku ich istnienia miejscem akumulacji silnie zanieczyszczonych osadów. W niżej położonych, starszych zbiornikach akumulowany jest wyłącznie materiał drobnoziarnisty. W czasie wysokich stanów wody jest on dostarczany do zbiorników przez stosunkowo wąskie, kilku- kilkunastometrowej długości koryta, a w czasie powodzi razem z przelewającą się przez wały brzegowe wodą. Materiał drobnoziarnisty jest mieszany z materią organiczną powstającą *in situ* w zbiornikach w wyniku degradacji organizmów wodnych. Odmiennie, w wyżej położonym, młodszym zbiorniku, przez który przepływa rzeka ma miejsce akumulacja całości materiału dennego transportowanego rzeką. Materiał ten pochodzi z rozcinania holocenijskich osadów dna doliny głównie wskutek erozji wstecznej zapoczątkowanej obniżeniem lokalnej bazy erozyjnej przez subsydencję. Ponadto w zbiorniku górnym akumulowana jest też znaczna ilość zawiesiny. Często widoczna w rzece jest zawiesina organiczna okresowo zrzucana z oczyszczalni ścieków w Chrzanowie, a także dostająca się ze ściekami burzowymi z terenu tego miasta. Efektem jest powszechna obecność mułu o dużej zawartości substancji organicznej, mającego około 30-70 cm miąższości. To powoduje, że zbiornik górny jest znacznie szybciej zapełniany osadami niż zbiorniki dolne. Prawdopodobnie ten proces wpływa na zmniejszenie

w ostatnich latach tempa sedymentacji w zbiornikach dolnych. Akumulacja jest najszybsza w strefie stożka napływowego w proksymalnej części zbiornika górnego oraz w sąsiedztwie wylotów koryt odprowadzających wody ze zbiorników dolnych lub doprowadzających wodę z rzeki w czasie podnoszenia się jej stanów wody. Tam też miąższość osadów jest największa i stwarza potencjalne możliwości rekonstrukcji zmian zanieczyszczenia.

Taką rekonstrukcję umożliwia najlepiej profil X. Widoczny jest w nim początek akumulacji na powierzchni dawnej równiny zalewowej, dokumentowany przez maksymalną aktywność cezu. Ponadto w części przypowierzchniowej widoczny jest spadek zanieczyszczenia osadów, który należy wiązać ze spadkiem zanieczyszczenia rzeki cynkiem po zakończeniu eksploatacji rud w 2009 roku. Analogiczny spadek pokazują także zmiany koncentracji cynku w korycie między 1992 i 2016 rokiem. Odzwierciedlone są one w profilu X dzięki lokalnym warunkom morfologicznym sprzyjającym częstemu dopływowi wody i akumulacji osadu. Zmiany w profilu X wskazują również na stałe i wysokie zanieczyszczenie rzeki od początku lat 90 i jego spadek dopiero po zamknięciu kopalni. Reakcja systemu fluwialnego, przejawiająca się erozją zanieczyszczonych osadów z koryta, rozpoczęła się więc od czasu zamknięcia kopalni. Spadek zanieczyszczenia systemu rzecznoego dopiero po zaprzestaniu eksploatacji pokazuje także przykład zapisu zmian koncentracji metali w osadach zbiorników na rzece Lot w południowej Francji, chociaż jest on tam przyspieszony przez remediację miejsc przeróbki rud (Audry i in. 2004). Należy sądzić, że również na rzece Chechło po zaprzestaniu eksploatacji zaistniały warunki do regeneracji ekosystemu wodnego na co wskazuje około 3-4-krotny spadek zanieczyszczenia cynkiem w okresie ostatnich 6-10 lat, wynikający z różnicy pomiędzy maksymalnymi zawartościami tego pierwiastka w osadach dolnych zbiorników, około 1,8-2,0%, i w ostatnio akumulowanych osadach w zbiorniku górnym – około 0,5%. Spadek zanieczyszczenia transportowanych rzeką osadów jest więc szybki. Jednak w wielu miejscach w dolnych zbiornikach pozostaje on niezauważalny z powodu dużo wolniejszego tempa akumulacji osadów niż około 2 cm/rok obserwowanego w profilu X.

Tak szybka poprawa jakości osadów w korycie nie jest zjawiskiem częstym. Przeważnie, w silnie zanieczyszczonych systemach rzecznych obserwuje się wysokie koncentracje metali kilkadziesiąt lat po zakończeniu eksploatacji (Ettler i in. 2006). Stosunkowo wolny spadek koncentracji metali wynika najczęściej z dostawy zanieczyszczeń pochodzących ze zlewni (Dennis i in. 2003). Metale związane z osadami są przemieszczane stopniowo z biegiem rzeki i w krótkich kilkuletnich okresach zmiany ich koncentracji, nawet w dużej rzece nie wykazują wyraźnych tendencji będąc w dużym zakresie uzależnione od morfologii koryta oraz reżimu hydrologicznego (Bird i in. 2008). Obserwowana zmienność koncentracji cynku w osadach łach korytowych Chechła potwierdza dużą zależność zmian koncentracji od lokalnych warunków dostawy i akumulacji osadów.

Niewątpliwie zasadniczą rolę w redystrybucji osadów zanieczyszczonych odgrywają powodzie. Przyczyniają się one do spadku koncentracji metali w osadach dennych (Moody i in. 2000). Jednak, w silnie zanieczyszczonych systemach nawet stuletnia powódź nie wywołuje zasadniczych zmian (Miller i in. 1999). W korytach, w których głównym nośnikiem zanieczyszczeń jest drobnoziarnisty, łatwo uruchamiany osad, nawet około 50% ładunku jonów Pb może w ciągu roku hydrologicznego ulegać resuspensji powodując okresowe pogorszenie się jakości wody (Zebracki i in. 2016). W związku z tym obserwuje się zmniejszanie koncentracji metali w osadach dennych w porze deszczowej i ich wzrost w porze suchej (Gaiero i in. 1997). W rzece Chechło zasadniczy wpływ na zanieczyszczenie ma osad, gromadzący się w strefie przybrzeżnej koryta i łatwo uruchamiany w czasie powodzi. Dlatego też znacznie lepiej widoczny jest spadek zanieczyszczenia osadów przybrzeżnych niż łach korytowych.

Dwukrotny wzrost liczebności gatunków okrzemek oraz zmiany ich składu gatunkowego widoczne w osadach zbiorników znajdujących się w dolinie rzeki Chechło są niewątpliwie związane ze zmianami zanieczyszczenia rzeki po zakończeniu eksploatacji. Trzeba tu zauważyć, że zanieczyszczenie tej rzeki w czasie funkcjonowania kopalni było zapewne związane nie tylko z zawartością metali w wodach kopalnianych ale także innych składników, których zawartość nie jest odzwierciedlona w osadach, szczególnie siarczanów, węglanów a także z dużą mętnością oraz słabo alkalicznym odczynem wody. Wskazuje na to współczesne zanieczyszczenie wód Białej Przemszy przez górnictwo rud Zn-Pb (Ciszewski, Bijata 2015). Mimo jednak tych zmian i związanych z nimi znacznie niższych koncentracji Zn w osadach zbiornika powstałego po zakończeniu eksploatacji niż w zbiornikach starszych (ryc. 5) liczebność gatunków okrzemek w ich osadach powierzchniowych jest podobna. Wskazuje to na podobnie szybką reakcję okrzemek w obu zbiornikach na redukcję zanieczyszczenia wód rzecznych. Okrzemki zareagowały więc szybko na poprawę jakości wód, podczas gdy jakość osadów występujących w obu zbiornikach nie miała istotnego wpływu na liczebność okrzemek. Przyczyną tego jest bioindykacyjny charakter okrzemek, a zmiany ich składu są związane głównie ze zmianami jakości zasiedlanych wód. Według T. Bere i J.G. Tundisi (2009) skład gatunkowy zbiorowisk może być wynikiem autoekologicznej tolerancji okrzemek na zanieczyszczenie wód metalami ciężkimi chociaż inne czynniki także mają znaczenie, jak na przykład obecność gatunków konkurencyjnych (Schoeman 1979; Round 1991). Ponadto brak widocznego zmniejszania się zawartości Zn w osadach z powierzchni w profilu XII mimo wzrostu w nich liczebności gatunków okrzemek jest związany głównie z generalnie wolnym tempem przyrostu osadów w okresie po zakończeniu eksploatacji (10 cm). Można szacować, na podstawie porównania z profilem X, w którym akrecja osadów jest szybka, że tempo przyrostu osadów w profilu XII może być mierzone w mm/rok; stąd wzrost liczby gatunków okrzemek może mieć tu miejsce w 1-2 cm warstwie osadów.

Zmiana zanieczyszczenia rzeki Chechło w wyniku zaprzestania zrzutów wód dołowych musiała być na tyle znacząca, że wywołała zmiany nie tylko liczebności gatunków okrzemek ale także zmianę udziału rozpowszechnionych w wodach zanieczyszczonych gatunków: *Staurosira venter* (Ehrenberg) Grunow oraz *Achnanthydium minutissimum*. Charakterystyczny wzrost populacji *A. minutissimum*, któremu towarzyszy zmniejszenie populacji gatunku *Staurosira venter* w profilu VI, można wiązać z wypieraniem gatunku o małych zdolnościach adaptacyjnych przez takson znany z dużych zdolności adaptacyjnych (Ruggiu i in. 1998; Salonen i in. 2006). *Achnanthydium minutissimum* toleruje różne typy czynników stresowych: zaburzenia hydrologiczne, niskie wartości pH, metale ciężkie, pestycydy (Seguin i in. 2001; Cantonati i in. 2014), a jego populacja może składać się z osobników, które są bardzo podobne morfologicznie ale zróżnicowane ekologicznie (Ponader, Potapova 2007).

Również, w wyniku badań przeprowadzonych w 2015 roku w korycie rzeki Chechło, w czasie których do analizy pobrano próbki powierzchniowej warstwy mułu lub piasku, stwierdzono obecność licznych gatunków okrzemek charakterystycznych dla wód zanieczyszczonych metalami ciężkimi (np. *Craticula buderi* (Hustedt) Lange-Bertalot), ale także stwierdzono pojawienie się okrzemek wrażliwych na niektóre zanieczyszczenia (np. *Psammothidium grischunum* (Wuthrich) Bukhtiyarova i Round). Zmiany te wiązano ze zmniejszeniem zanieczyszczenia metalami ciężkimi wskutek zamknięcia kopalni rud cynku i ołowiu będącej głównym źródłem zanieczyszczeń rzeki (Cichoń 2016 a, b). Zależność składu okrzemek od silnego zanieczyszczenia wód i osadów metalami jest stwierdzana także w innych korytach rzecznych znajdujących się pod wpływem górnictwa rud metali. Niektóre gatunki są określane jako charakterystyczne dla takich rzek i pojawiają się wraz ze wzrostem zanieczyszczenia rzeki (De Jonge i in. 2008). W silnie zanieczyszczonych odcinkach rzek,

okrzemki mogą nawet zanikać lub wykazywać zmiany teratologiczne pancerzyków w okresie kilkunastu lat po zakończeniu działalności górniczej (da Silva i in. 2009).

WNIOSKI

Przeprowadzone badania wskazują na stosunkowo szybką reakcję systemu rzecznoego na zaprzestanie eksploatacji, charakteryzującą się w fazie początkowej gwałtownym spadkiem zanieczyszczenia osadów zarówno w korycie rzecznoym jak i w zbiornikach wodnych, do których następuje szybka dostawa osadów. W miejscach o wolnej dostawie zanieczyszczeń zmiany nie są wyraźnie zarejestrowane.

Również zmiany składu gatunkowego okrzemek po zakończeniu eksploatacji rud metali w osadach małych zbiorników wodnych wskazują na szybką reakcję tych jednokomórkowych organizmów na zmniejszenie zanieczyszczenia rzeki. Reakcja zespołów okrzemek po zakończeniu eksploatacji górniczej jest odzwierciedlona głównie w zwiększonej liczbie występujących gatunków, a także w ekspansji gatunków o dużych zdolnościach adaptacyjnych.

Badania zostały sfinansowane z projektu badawczego NCN 2014/15/B/ST10/03862.

Literatura

- Augustowski B., 1969, *Środowisko geograficzne województwa gdańskiego w zarysie*, WSP w Gdańsku, Gdańsk.
- Audry S., Schäfer J., Blanc G., Jouanneau J-M., 2004, Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France), *Environmental Pollution*, 132, 413-426.
- Bąk M., Witkowski A., Żelazna-Wieczorek J., Wojtal A.Z., Szczepocka E., Szulc K., Szulc B., 2012, *Klucz do oznaczania okrzemek w fitobentosie na potrzeby oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Bere T., Tundisi J.G., 2009, Weighted average regression and calibration of conductivity and pH of benthic diatom assemblages in streams influenced by urban pollution – São Carlos/SP, Brazil, *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(3), 317-325.
- Bird G., 2016, The influence of the scale mining activity and mine site remediation on the contamination legacy of historical metal mining activity, *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 23456-23466.
- Bird G., Brewer P.A., Macklin M.G., Balteanu D., Serban M., Driga B., Zaharia S., 2008, River system recovery following the Novat-Rosu tailings dam failure, Maramures County, Romania, *Applied Geochemistry*, 23, 3498-3518.
- Byrne P., Wood P.J., Reid I., 2012, The impairment of river systems by metal mine contamination: a review including remediation options, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42, 2017-2077, <http://doi.org/10.1080/10643389.2011.574103>.
- Cantonati M., Angeli N., Virtanen L., Wojtal A.Z., Gabrieli J., Falasco E., Lavoie I., Morin S., Marchetto A., Fortin C., Smirnova S., 2014, *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyta) valve deformities as indicators of metal enrichment in diverse widely-distributed freshwater habitats, *Science of the Total Environment*, 475, 201-215.
- Cichoń S., 2016a, *Craticula buderi* (Bacillariophyceae) in Poland, *Polish Botanical Journal*, 61(2), 301-305.
- Cichoń S., 2016b, Diatoms in the ecosystem of river contaminated with heavy metals, *Archives of Waste Management and Environmental Protection*, 18(4), 9-14.

- Ciszewski D., 1997, Source of pollution as a factor controlling distribution of heavy metals in bottom sediments of Chechlo River (south Poland), *Environmental Geology*, 29, 50-57.
- Ciszewski D., 1998, Channel processes as a factor controlling accumulation of heavy metals in river bottom sediments: consequences for pollution monitoring (Upper Silesia, Poland), *Environmental Geology*, 36, 45-54.
- Ciszewski D., Bijata P., 2015, Hyporheic Zone Hydrochemistry of the Mine-Polluted River, *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 3, 47-52.
- Ciszewski D., Bijata P., Klimek K., 2014, Reconstruction of post-mining attenuation of heavy metal pollution in sediment of the Zlatý Potok, Eastern Sudety Mts, *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 9(4), 109-120.
- Ciszewski D., Grygar T.M., 2016, A review of flood-related storage and remobilization of heavy metal pollutants in river systems, *Water, Air and Soil Pollution*, 227, 239.
- De Jonge M., Van de Vijver B., Blust R., Bervoets L., 2008, Response of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: a comparison of diatoms and macroinvertebrates, *Science of the Total Environment*, 407, 615-629.
- Dennis I.A., Macklin M.G., Coulthard T.J., Brewer P.A., 2003, The impact of the October/November 2000 floods on contaminant metal dispersal in the River Swale catchment, North Yorkshire, UK, *Hydrological processes*, 17, 1641-1657.
- Ettler V., Mihaljevic M., Sebek O., Molek M., Grygar T., Zeman J., 2006, Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic, *Environmental Pollution*, 142, 409-417.
- Gaiero D.M., Ross R.G., Depetris P.J., Kempe S., 1997, Spatial and temporal variability of total non-residual heavy metals content in stream sediment from the Suquia River System, Cordoba, Argentina, *Water, Air & Soil Pollution*, 93, 303-319.
- Hofman G., Werum M., Lange-Bertalot H., 2011, *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa: Bestimmungsflores Kieselsalgen für die Ökologische Praxis: Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie*, A.R.G. Gartner Verlag K. G, Rugell.
- Miller J., Barr R., Grow D., Lechler P., Richardson D., Waltman K., Warwick J., 1999, Effects of the 1997 flood on the transport and storage of sediment and mercury within the Carson River Valley, west-central Nevada, *Journal of Geology*, 107, 313-327.
- Moody J.A., Sullivan J.F., Taylor H.E., 2000, Effects of the flood of 1993 on the chemical characteristics of bed sediments in the upper Mississippi River, *Water, Air & Soil Pollution*, 117, 329-351.
- Moore J.N., Langner H.W., 2012, Can a river heal itself? Natural attenuation of metal contamination in river sediment, *Environmental Science and Technology*, 46, 2616-2623.
- Ponader K.C., Potapova M.G., 2007, Diatoms from the genus *Achnanthisidium* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes, *Limnologia*, 37, 227-241.
- Rakowska B., Szczepocka E., 2015, Ekologiczne podstawy wykorzystania okrzemek do oceny stanu środowiska, [w:] *Taksonomia i ekologia okrzemek wód śródlądowych Polski na potrzeby monitoringu rzek w oparciu o indeks okrzemkowy*, Warsztaty okrzemkowe. Kraków, 17-18 września 2015, (maszynopis).
- Round F.E., 1991, Diatoms in river water-monitoring studies, *Journal of Applied Physics*, 3, 129-145.
- Ruggiu D., Luglie A., Cattaneo A., Panzani P., 1998, Paleocological evidence for diatom response to metal pollution in Lake Orta (N. Italy), *Journal of Paleolimnology*, 20, 333-345.
- Salonen V.-P., Tuovinen N., Valpola S., 2006, History of mine drainage impact on Lake Orijärvi algal communities, SW Finland, *Journal of Paleolimnology*, 35, 289-303.
- Schoeman F.R., 1979, Diatoms as indicators of water quality in the upper Hennops River, *Journal of Limnological Society of South Africa*, 5, 73-78.
- Seguin F., Druart J.C., Le Cohu R., 2001, Effects of atrazine and nicosulfuron on periphytic diatom communities in freshwater outdoor lentic mesocosms, *Annales de Limnologie*, 37, 3-8.

- da Silva E.F., Almeida S.F.P., Nunes M.L., Luis A.T., Borg F., Hedlund M., de Sa C.M., Patinha C., Teixeira P., 2009, Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da Mo mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities, *Science of the Total Environment*, 407, 5620-5636.
- Tremblay G.A., Hogan C.M., 2001, *Mine environment neutral drainage manual: prevention and control*, Canada Centre for Mineral and Energy Technology, Ottawa.
- Wojtal A.Z., 2009, The Diatoms of Kobylanka Stream near Kraków (Krakowsko-Częstochowska Upland, S. Poland), *Polish Botanical Journal*, 54(2), 129-330.
- Zebracki M., Alary C., Lefevre I., Nan-Hammade V., Evrard O., Bonte P., 2016, Quantifying the resuspension of sediment and associated metallic contaminants with fallout radionuclide measurements in a channelized river draining and industrial catchment, *Journal of Soils and Sediments*, 16, 294-308.

Summary

The influence of the metal ore mining on pollution of fluvial sediments was investigated in the valley of the Chechło River in southern Poland. Mine waters were discharged to the river from the Trzebieńka mine for over 50 years. The ore extraction finished in 2009. Cessation of the ore mining and discharging of mine waters was followed by a decrease of suspended sediment and metals load transported in the river. Comparison of the present-day pollution of river sediments by zinc with its respective values from 1992 exhibited even 10-fold decrease of its concentration in the upper and middle reach of the river whereas in the lower, meandering reach of the river, the values drop only a little or increased. Part of these polluted sediments accumulated in subsidence basins in the middle reach of the valley. In the lower, older basins with an area of several hectares, maximum zinc concentrations were observed in sediments which accumulated in 90s of 20th century, associated with peak of mining extraction. Zinc concentrations were even 1000 times higher there than local background values. In younger, upper basin, which subsided after 2005, maximum zinc concentrations are only about 10 times lower than in the older ones. Actually, the least polluted deposits accumulate in alluvial fan in the upstream part of the basin. The sediment accumulation rate vary from several tens of cm per year in the proximal part of this basin to several mm per year in its downstream part.

The analysis of remnants of diatom frustules found in the sediments shows rapid response of diatom assemblages to the mining cessation. It is expressed in two or even three times increase of the number of diatom species in the most recent, surface sediment strata. *Achnantheidium minutissimum* which exhibit high adaptive abilities expanded the most after mining cessation. On the other hand, individuals of species *Staurosira venter*, typical for highly polluted waters, decreased in number as a result of mine water improvement. Differences in species composition depends also on morphology of the particular subsidence basin investigated.