

Załącznik 2

Autoreferat

przedstawiający opis dorobku i osiągnięć naukowych

dr inż. Urszula Aleksander-Kwaterczak

Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Kraków 2013

I. Życiorys naukowy

1. Dane osobiste

Imię i nazwisko: **Urszula Aleksander-Kwaterczak**

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe

Wykształcenie

- czerveniec 2006* **Świadectwo ukończenia Studium Doskonalenia Dydaktycznego dla Asystentów**
Międzywydziałowe Studium Pedagogiczne przy Instytucie Nauk Społecznych
Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków
- styczeń 2005* **Stopień naukowy: DOKTOR** nauk o Ziemi
Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
Rozprawa doktorska: *Rozmieszczenie metali ciężkich w pionowych profilach osadów wybranych rzek Polski*
Wykonana pod kierunkiem prof. dr hab. inż. Edeltraudy Helios-Rybickiej
- czerveniec 2000* **Tytuł: MAGISTER INŻYNIER**
Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
Kierunek: Inżynieria Środowiska
Specjalność: Hydrogeologia, Geologia Inżynierska i Ochrona Wód
Praca magisterska: *Rozmieszczenie Zn i Cu w wodzie, zawiesinie i osadzie Górnej Odry po powodzi*
Wykonana pod opieką prof. dr hab. inż. Edeltraudy Helios-Rybickiej
- czerveniec 1995* **Świadectwo Dojrzałości**
Liceum Ogólnokształcące im. Mikołaja Kopernika w Jarosławiu
Profil: matematyczno-fizyczny

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

Zatrudnienie	Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska Katedra Ochrony Środowiska Al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków
Przebieg pracy zawodowej	1998-2000 – staż asystencki Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska Zakład Ochrony Środowiska 2000-2004 – studia doktoranckie Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska 2004-2005 – asystent Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska Zakład Ochrony Środowiska 2005- aktualnie – adiunkt Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska 2005-2012 – Katedra Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki 2012-do dziś – Katedra Ochrony Środowiska 2004-2006 – Międzynarodowa Szkoła Inżynierska
Drugie miejsce zatrudnienia	Podhalańska Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Nowym Targu Instytut Inżynierii Środowiska ul. Kokoszków 71, 34-400 Nowy Targ
Przebieg pracy zawodowej	2011 – aktualnie – starszy wykładowca

II. Dorobek i osiągnięcia naukowe

Przed uzyskaniem stopnia doktora

W 1995 roku ukończyłam z wyróżnieniem naukę w Liceum Ogólnokształcącym w Jarosławiu, otrzymując nagrodę niemieckich Fundatorów Helene i Ludwika Kolcz'ów za bardzo dobre wyniki w nauce i działalność społeczną. W tym samym roku rozpocząłam studia na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska (WGGiOŚ) Akademii Górniczo-Hutniczej im. Stanisława Staszica w Krakowie na kierunku *Inżynieria Środowiska*. Przez pierwsze dwa lata studiowałam na specjalności *Hydrogeologia i ochrona wód* a od piątego semestru rozpoczęłam *indywidualny tok studiów* (ITS) pod opieką prof. dr hab. inż. Edeltraudy Helios-Rybickiej, skupiając się na problematyce zanieczyszczenia środowiska rzeczno-geologicznego. Uczęszczałam na zajęcia zarówno poza macierzystym wydziałem (Wydział Geodezji i Inżynierii Środowiska) jak i poza AGH (Uniwersytet Jagielloński). Na czwartym roku studiów rozpoczęłam *staż asystencki* w Zakładzie Ochrony Środowiska AGH. W jego trakcie uczestniczyłam w pracach w ramach Międzynarodowego Projektu Odra (IOP, Zał. 4, pkt. XII). Wzięłam udział wraz z zespołem polsko-niemieckim w kompleksowym opróbowaniu rzeki Odry i jej ważniejszych dopływów oraz w badaniach analitycznych. Wyniki tych badań publikowane były w corocznych raportach (Zał. 3, pkt I, poz. 63, 64, 65 i 66) oraz w obszernej monografii podsumowującej osiągnięcia uzyskane w ramach projektu (Zał. 3, pkt I, poz. 8).

Wszystkie otrzymane wyniki oraz zdobyte doświadczenie pozwoliły mi na wykonanie pracy magisterskiej, którą obroniłam z wynikiem celującym i wyróżnieniem. W trakcie studiów otrzymałam kolejno: Brązową, Srebrną oraz Złotą Odznakę im. Stanisława Staszica za Wyniki w nauce oraz Medal im. Stanisława Staszica dla najlepszego absolwenta w roku 1999/2000. W 1999 roku zakwalifikowałam się do finału IV edycji Ogólnopolskiego Konkursu na Najlepszego Absolwenta w Dziedzinie Ochrony Środowiska w Polsce, organizowanego przez Fundację prof. Nowickiego i Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Otrzymałam także nominację do Stypendium Fundacji Zielińskich.

W latach 2000-2004 odbyłam studia doktoranckie na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska AGH. Na pierwszym roku studiów, oprócz własnych zajęć dydaktycznych, prowadziłam badania nad wyjaśnieniem wpływu uziarnienia na akumulację metali ciężkich w zróżnicowanych granulometrycznie osadach rzecznych. Wykonałam czasochłonne badania laboratoryjne, polegające na wydzieleniu różnych frakcji ziarnowych

z osadów korytowych rzeki Odry. Przeprowadzona analiza zawartości metali ciężkich w różnych frakcjach ziarnowych pozwoliła ustalić granicę wielkości uziarnienia osadów, która powinna być poddana badaniom geochemicznym. Uzyskane wyniki zostały opublikowane oraz zaprezentowane na konferencjach naukowych (Zał. 3, pkt I, poz. 3, 5, 6, 7 i 37).

Kolejnym bardzo istotnym aspektem moich badań była analiza zawartości pierwiastków śladowych nie tylko w osadach powierzchniowych, ale także w profilach głębokościowych osadów. Przeprowadziłam badania terenowe, w ramach których pobrałam rdzenie osadów aluwialnych z wytypowanych, najbardziej zanieczyszczonych rzek Polski, tj. Odry, Małej Panwi, Wisły, Białej Przemszy, Czarnej Przemszy, Przemszy oraz Regulki, różniących się pod względem morfologii koryta rzecznoego a także narażonych na różne źródła zanieczyszczeń. Wykonałam badania mające wyjaśnić migrację metali w głąb osadów aluwialnych. Zasadniczą częścią tych badań było określenie parametrów fizykochemicznych, które decydują o rozmieszczeniu metali ciężkich zarówno pomiędzy różne warstwy litologiczne osadów jak i budujące je grupy substratów. Uzyskane przeze mnie wyniki badań pokazały, że określenie zawartości metali ciężkich w rdzeniach osadów rzecznych jest dobrym wskaźnikiem długookresowych zmian transportowanych ładunków zanieczyszczeń wywołanych wpływami antropogenicznymi, a także specyficznym wskaźnikiem stratygraficznym. Wykonałam również badania eksperymentalne nad immobilizacją w osadach szczególnie niebezpiecznych pierwiastków, tj. np. Cd czy Pb. (Zał. 3, pkt I, poz. 1, 2, 4, 38 i 39).

Uzyskane wyniki zostały przedstawione w formie rozprawy doktorskiej pt. *Rozmieszczenie metali ciężkich w pionowych profilach osadów wybranych rzek Polski*, która została bardzo dobrze oceniona przez recenzentów i wyróżniona podczas publicznej obrony w styczniu 2005 roku.

Będąc jeszcze na studiach doktoranckich zostałam zatrudniona na stanowisku asystenta w Zakładzie Ochrony Środowiska na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska AGH, a zaraz po uzyskaniu stopnia doktora, tj. od października 2005 roku, na stanowisku adiunkta w Katedrze Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki na tym samym wydziale. W trakcie realizowania pracy doktorskiej rozpoczęłam współpracę naukową z Instytutem Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk w Krakowie. Współpraca ta zaowocowała udziałem we wspólnym projekcie naukowym (Zał. 3, pkt IIIC, poz. 3): *Uwarunkowania geomorfologiczne migracji metali ciężkich na przykładzie doliny Małej*

Panwi. W ramach tego projektu wykonałam badania, które pozwoliły na wskazanie czynników warunkujących migrację metali w osadach badanej rzeki.

Po uzyskaniu stopnia doktora

W ramach działalności naukowej kontynuowałam badania nad procesami hydrochemicznymi i geochemicznymi zachodzącymi w systemach rzecznych na obszarach silnie uprzemysłowionych. Zajmowałam się przede wszystkim dystrybucją pierwiastków śladowych w profilach głębokościowych zarówno osadów rzecznych oraz jeziornych jak i gleb. Przygotowałam do druku monografię opartą na rozprawie doktorskiej i poszerzoną o dodatkowe wyniki uzyskane w krótkim czasie po jej publicznej obronie (Zał. 3, pkt I, poz. 20).

Jednym z istotnych aspektów mojego warsztatu badawczego jest dobra znajomość różnorodnych metod eksperymentalnych i analitycznych. Znajomość ta obejmuje podstawy teoretyczne oraz techniki poprawnej preparatyki próbek i obsługi urządzeń, przede wszystkim: cieczowego chromatografu jonowego (IC), atomowego spektrometru absorpcyjnego (AAS) oraz spektrometru masowego z plazmą indukcyjnie wzbudzoną (ICP-MS). W celu doskonalenia umiejętności w tym kierunku wzięłam udział w sesjach szkoleniowych (Zał. 4, pkt VIII, poz. 4 i 5) poświęconych stosowaniu wyżej wymienionych metod. Wykorzystując własne doświadczenie i praktykę oraz wskazówki uzyskane podczas konsultacji z osobami stosującymi podobne techniki badawcze, starałam się uzyskiwać wyniki o bardzo dużej precyzji i wiarygodności.

Prowadząc działalność naukową zwracam uwagę na ogromną rolę interdyscyplinarności prowadzonych badań. Dlatego też staram się brać udział w różnych projektach oraz nawiązywać współpracę z innymi naukowcami reprezentującymi różne dziedziny wiedzy oraz jednostki badawcze. Problematyka moich zainteresowań naukowych i prowadzonej w zgodzie z nimi działalności w przeważającej mierze posiada wspólny mianownik, tj. **hydrochemiczne i geochemiczne zmiany zachodzące w środowisku wodno-glebowym**. Biorąc pod uwagę czy to obszar badań, czy zastosowaną specyficzną metodę badawczą można ją podzielić na kilka dających się wyróżnić, opisanych poniżej grup tematycznych.

1 BADANIA DOTYCZĄCE OSADÓW JEZIORNÝCH

/we współpracy z prof. dr hab. inż. J. Rutkowskim i dr inż. D. Prosoicz (WGGIOŚ, AGH) oraz prof. dr hab. S. Żurkiem z Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach, dr inż. N. Piotrkowską z Politechniki Śląskiej w Gliwicach a także z pracownikami Wigierskiego Parku Narodowego/

Osady jeziorne są niezastąpionym „naturalnym archiwum” pozwalającym śledzić przemiany środowiska przyrodniczego oraz strefę abiotyczną. Obiektem prowadzonych przeze mnie badań było jezioro Wigry, położone w północno-wschodniej części Polski, jako obiekt o wyjątkowych walorach przyrodniczych. Przeprowadziłam szereg analiz litologicznych, oznaczeń podstawowych składników chemicznych oraz cech fizycznych osadów zarówno zalegających bezpośrednio pod współczesnym dnem jeziora, jak i w profilach głębokościowych, a także w osadach podtorfowych występujących w bezpośrednim sąsiedztwie współczesnego brzegu jeziora. Pozwoliły one w pierwszej kolejności, przy odniesieniu się do geologii, geomorfologii oraz hydrochemii i hydrobiologii, na rozpoznanie litologii osadów. Stwierdzono, że w jeziorze Wigry występują dwa zasadnicze typy osadów. Są to osady piaszczysto-żwirowe, występujące tylko w strefie brzegowej oraz osady węglanowe: bogata w węglan wapnia kreda jeziorna, oraz nieco uboższa w węglany gytia węglanowa. Inny typ osadu występuje przy ujściu Czarnej Hańczy do jeziora. Jest to osad czarny, bardzo płynny i zawierający duże ilości gazów. Składa się on głównie z naniesionych przez rzekę fragmentów roślin, wymieszanych z różnego rodzaju zanieczyszczeniami. Zasięg tego typu osadów jest niewielki i ogranicza się do kilkudziesięciu metrów od ujścia rzeki.

Przeprowadziłam także badania zawartości wybranych metali ciężkich w osadach zakumulowanych na dnie jeziora Wigry oraz dodatkowo w osadach podtorfowych na terenach Pra-Wigier. Zawartości metali śladowych starałam się powiązać z konkretnym typem osadu i środowiskiem sedymentacji. Stwierdziłam, że najwyższe koncentracje większości metali zawiera osad rzeczno-jeziorny zalegający w silnie zanieczyszczonej, o eutroficznym charakterze Zatoce Hańczańskiej. Niższym udziałem badanych metali charakteryzuje się gytia węglanowa, pokrywająca przeważającą część dna jeziora Wigry, następnie gytia detrytyczna pochodząca z zatok: Zadworze, Cieszkinajki i Krzyżańskiej. Biorąc natomiast pod uwagę zróżnicowanie zawartości pierwiastków wraz z głębokością w rdzeniach osadów, najwyższe koncentracje metali stwierdziłam w warstwach powierzchniowych. Jest to głównie efekt działalności antropogenicznej. W głębiej zalegających warstwach osadów rysuje się wyraźnie

wpływ litologii macierzystych utworów polodowcowych. Stężenia pierwiastków w osadach kopalnych badanego jeziora można przyjąć za lokalne tło geochemiczne.

Badania zaowocowały wieloma publikacjami i prezentacjami konferencyjnymi (Zał. 3, pkt I, poz. 14, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 30, 34, 44 i 52). Bardzo dużym osiągnięciem było wydanie monografii dotyczącej jeziora Wigry pt. *Jezioro Wigry. Historia jeziora w świetle badań geologicznych i paleoekologicznych*. Jestem współautorem jej dwóch obszernych rozdziałów: *Osady jeziora Wigry* (Zał. 3, pkt I, poz. 26) oraz *Metale śladowe w osadach jeziora Wigry* (Zał. 3, pkt I, poz. 25).

Za największe osiągnięcia dotyczące badań osadów jeziornych (temat 1) uważam:

- określenie litologii osadów jeziora Wigry;
- rozpoznanie obszaru Pra-Wigier: określenie historycznego zasięgu jeziora Wigry oraz występujących wówczas na dnie zbiornika osadów;
- określenie rozmieszczenia metali śladowych w osadach jeziornych oraz powiązanie koncentracji metali z typem osadu i środowiskiem sedymentacji;
- wyznaczenie lokalnego tła geochemicznego na podstawie zawartości pierwiastków w osadach kopalnych badanego jeziora.

2. BADANIA DOTYCZĄCE JAKOŚCI OSADÓW RZECZNYCH Z UWZGLĘDNIENIEM STANU EKOLOGICZNEGO CIEKÓW

Ramowa Dyrektywa Wodna, przyjęta przez Parlament Europejski i Radę UE w grudniu 2000 r., zasadniczo zmieniła podejście krajów europejskich do zagadnienia gospodarowania wodą, w tym do oceny i klasyfikacji wód. Wprowadziła ona wymóg oceny całego ekosystemu wodnego w kategoriach ekologicznych, niezależnie od sposobu użytkowania wody. Ocena stanu ekologicznego cieków wodnych powinna obejmować zarówno elementy biologiczne, właściwości fizyko-chemiczne jak i elementy hydromorfologiczne cieków. Ocena taka musi odzwierciedlać strukturę i funkcjonowanie całego ekosystemu, a jej podstawą powinny być zespoły organizmów zasiedlających wody, oceniane przez pryzmat odchylenia od warunków referencyjnych (Dz. U. 11.258.1549 oraz Dz. U. 11. 258.1550).

Biorąc zatem pod uwagę konieczność prowadzenia badań interdyscyplinarnych podjęłam próbę odniesienia zanieczyszczenia wód i osadów rzecznych do wskaźników biologicznych. Prace badawcze przeprowadziłam w dolinach rzek w znacznym stopniu przekształconych lub narażonych na wpływ górnictwa i przeróbki rud metalicznych.

A) Badania dotyczące osadów rzecznych cieków zurbanizowanych

/we współpracy z dr inż. M. Wardas (WGGiOŚ, AGH) oraz z biologami dr inż. Sz. Jusik, mgr inż. B. Hryc-Jusik i mgr inż. T. Zgoła z Uniwersytetu A. Mickiewicza w Poznaniu oraz z mgr M. Mazurkiem z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej we Wrocławiu/

Rzeki i strumienie w miastach, wskutek ich znacznego przekształcenia, traktuje się jako cieki zurbanizowane, gdyż często ich obciążenie i zabudowa infrastrukturą wodno-kanalizacyjną są tak znaczne, że trudno nadal uznawać je za jednolite części wód powierzchniowych. Cieki takie, często o rozwiniętej małej retencji, ulegały i ulegają w przyspieszonym tempie zanikowi wskutek intensywnej urbanizacji lub stają się otwartymi, ewentualnie częściowo przykrytymi kanałami transportującymi zanieczyszczenia do cieków wyższego rzędu. Szczególnie w obrębie ich zlewni dochodzi do kumulacji metali ciężkich w osadach, co może być przyczyną, razem z procesami eutrofizacji i zasolenia, degradacji potencjału ekologicznego i zaniku wrażliwych osobników roślinności wodnej. Przykładem takiego cieku w Krakowie jest rzeka Prądnik-Białucha, czy Sudół Dominikański.

W oparciu o zalecenia Ramowej Dyrektywy Wodnej, podjęłam próbę oceny stanu ekologicznego tych cieków. W tym celu określiłam wybrane wskaźniki fizykochemiczne, tj.: pH, PEW i Eh oraz zawartość metali ciężkich w wodzie, zawiesinie i osadach powierzchniowych (metodą ICP-MS). W wodzie określiłam także stężenie chlorków, siarczanów, azotanów i fosforanów (metodą IC). Wykonałam również obserwacje sozologiczne. Obszary dolin rzecznych zostały zinwentaryzowane pod względem obecności źródeł zanieczyszczenia i występowania roślinności wodnej z uwzględnieniem ich liczebność i stopnia wrażliwości na stresory w warunkach ekologicznie trudnych. Stwierdziłam wysokie zawartości metali w osadach i zawiesinie wodnej. W najwyższych koncentracjach występowały: Cu (729 mg/kg), Pb (124 mg/kg) i Zn (943 mg/kg). Wstępne rozpoznanie roślinności wodnej wskazało na bardzo silną antropopresję, związaną z przekształceniami morfologicznymi oraz eutrofizacją. W miejscach, gdzie stresor morfologiczny przekroczył granice tolerancji ekologicznej makrofitów, zaobserwowano całkowity zanik roślin naczyniowych i pojawienie się odpornych, makroskopowych glonów strukturalnych. Wyniki badań zostały opublikowane w dwóch czasopismach, przy czym jedno z nich, to czasopismo

znajdujące się w bazie JRC, oraz zostały zaprezentowane na konferencjach naukowych (Zał. 3, pkt I, poz. 12, 19, 40 i 42).

B) Badania dotyczące oceny oddziaływania zbiornika „Żelazny Most” na stan jakości środowiska wodnego

/we współpracy z dr inż. M. Wardas (WGGiOŚ, AGH) oraz mgr M. Mazurkiem z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej we Wrocławiu/

Przeprowadziłam badania cieków w najbliższym sąsiedztwie zbiornika odpadów poflotacyjnych Żelazny Most, tj.: Rudna, Kalinówka i Moskorzynka, w celu wykonania oceny oddziaływania zbiornika na stan jakości środowiska wodnego. Analiza objęła wody, osady wodne oraz makrozoobentos. Dla próbek wody i osadów określiłam wartości pH, Eh, przewodnictwo właściwe (PEW) oraz zawartości metali, tj. Cd, Cu, Pb, Zn, Mn i Fe (metodą ICP-MS). W wodzie oznaczyłam dodatkowo stężenia fluorków, chlorków, azotanów, siarczanów i fosforanów (metodą IC). Struktura makrozoobentosu została określona w oparciu o analizę ilościową i jakościową. W badanych wodach stwierdziłam wysokie, dochodzące do 7,25 mS/cm, wartości PEW oraz stężenia siarczanów do 630 mg/dm³ i chlorków do 985 mg/dm³. Stwierdziłam także wysokie koncentracje metali, głównie Cu, Zn i Pb w osadach rzecznych szczególnie w najbliższym otoczeniu zbiornika „Żelazny Most”. Równocześnie w miejscach o najwyższych wartościach wymienionych wskaźników stwierdziłam najniższe wartości indeksów biologicznych, co potwierdza oddziaływanie składowiska odpadów poflotacyjnych na środowisko oraz wskazuje na możliwość zastosowania makrozoobentosu jako organizmów wskaźnikowych czułych na zmiany stanu środowiska. Uzyskane wyniki zostały opracowane w formie publikacji oraz zaprezentowane podczas konferencji naukowych (Zał. 3, pkt I, poz. 15, 45, 46 i 50).

C) Badania wpływu osadów zanieczyszczonych metalami ciężkimi na zbiorowiska okrzemek bentosowych oraz fitoplanktonu

/we współpracy z dr hab. D. Ciszewskim (WGGiOŚ, AGH), dr hab. J. Kwandrans, dr hab. E. Wilk-Woźniak i dr E. Szarek-Gwiazdą z Instytutu Ochrony Przyrody PAN oraz z dr A. Waloszkim z Uniwersytetu Jagiellońskiego/

Badania przeprowadzone zostały na terenie Górnego Śląska i objęły historycznie zanieczyszczone ciek wodne i stawy rybne w dolinie Kanału Matyldy oraz występujące na

obszarze aktywnej eksploatacji rud Zn i Pb rzeki: Stołę i Graniczną Wodę. Celem badań była prognoza oddziaływania wtórnej migracji metali ciężkich z zanieczyszczonych nimi aluwiów na wybrane zbiorowiska organizmów wodnych. Zakres badań obejmował: indykację zasięgu i wielkości migracji Zn, Cd i Pb w pionowych profilach aluwiów i w glebach badanych dolin oraz osadach dennych badanych zbiorników wodnych a także bioindykację i określenie statusu ekologicznego badanych cieków i zbiorników wód powierzchniowych na bazie analizy struktury zbiorowisk fitoplanktonu, okrzemek bentosowych i makrofitów. Badania ilościowe i jakościowe okrzemek wykazały znaczące różnice pomiędzy zbiorowiskami okrzemek analizowanych cieków, na korzyść środowiska wodnego Matyldy. W zbiorowiskach wód pozostających pod wpływem aktywnych zrzutów metali zaobserwowano znaczącą redukcję liczby gatunków i ich liczebności oraz rozwój populacji organizmów metaloodpornych z dominacją *Nitzschia palea* i *N. capitellata*. Fitoplankton badanych stawów wykazał natomiast zróżnicowanie gatunkowe oraz dominację poszczególnych grup. W dwóch pierwszych stawach, najsilniej narażonych na dopływ metali wraz z wodami stwierdzono liczne występowanie zielenic, euglenin i okrzemek. W pozostałych stawach grupami dominującymi były okrzemki lub eugleniny. Odmienne skład i dominacja glonów planktonowych w poszczególnych stawach mogły być nie tylko skutkiem różnej ich wielkości, rodzaju i charakteru otoczenia oraz ich zagospodarowania, ale także wynikiem różnej biodostępności metali ciężkich (Zał. 3, pkt I, poz. 35, 47, 53 i 57).

Za największe osiągnięcia dotyczące badań jakości osadów rzecznych z uwzględnieniem stanu ekologicznego cieków (temat 2) uważam:

- wykazanie wpływu zurbanizowania cieków na znaczne obniżenie ich potencjału ekologicznego oraz zanik wrażliwych osobników roślinności wodnej i pojawienie się odpornych, makroskopowych glonów strukturalnych;
- wskazanie na możliwość zastosowania makrozoobentosu jako organizmów wskaźnikowych czułych na zmiany stanu środowiska;
- wykazanie wpływu aktywnych zrzutów metali na znaczącą redukcję liczby gatunków i liczebności okrzemek oraz na rozwój populacji organizmów metaloodpornych w ciekach.

3 BADANIA DOTYCZĄCE CHEMICZNYCH FORM WYSTĘPOWANIA METALI

Wyniki badań biochemicznych i toksykologicznych pokazały, że dla organizmów żywych ważna jest zarówno ilość szkodliwych pierwiastków, jak i ich chemiczna forma związania oraz stopień utlenienia. Znajomość form związania metali w osadach wodnych, czy glebach jest bardzo ważna ze względu na możliwość ponownego ich uruchamiania i przenikania z fazy stałej do wód oraz organizmów żywych. Przeprowadziłam zatem badania pozwalające na określenie chemicznych form związania metali w osadach rzecznych i jeziornych oraz glebach o różnym charakterze ze względu na typ litologiczny, jak i stopień zanieczyszczenia.

A) Badania chemicznych form związania metali w glebach

/w ramach międzynarodowego projektu *Polonium* (Zał. 4, pkt XII), we współpracy z dr J. Kierczakiem pod kierownictwem prof. dr hab. inż. E. Helios-Rybickiej (AGH), prof. H. Bril z Université de Limoges oraz prof. dr hab. J. Puziewicza z Uniwersytetu Wrocławskiego/

Przeprowadziłam badania specjacji naturalnego serpentynitu i gleb antropogenicznych utworzonych na hałdzie odpadów oraz gleb uprawnych na obszarze Masywu Szklary. Stwierdziłam, że na badanym obszarze pierwiastki potencjalnie toksyczne są pochodzenia litogenicznego albo antropogenicznego. Określiłam formy chemiczne wybranych metali, tj.: Co, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn za pomocą metody pośredniej - sekwencyjnej ekstrakcji chemicznej. Ponadto określony został skład mineralogiczny próbek pierwotnych oraz pozostałości stałych podczas kolejnych stopni ekstrakcji przy użyciu metod bezpośrednich: SEM, EMPA i XRD.

Badania te pozwoliły na stwierdzenie, że całkowita zawartość pierwiastków toksycznych w próbkach antropogenicznych znacznie przewyższa ich koncentracje stwierdzone w materiale pochodzenia litogenicznego. Potencjalna mobilność pierwiastków zmieniała się zależnie od typu badanej gleby z wyjątkiem Cr, który w każdym przypadku w największym stopniu związany był z rezydum. We wszystkich próbkach gleb Cu i Pb były bardziej mobilne niż Cr i Co. Cynk był bardziej stabilny (Cu > Pb > Ni > Co > Zn ≥ Cr) w próbkach gleb powstałych na serpentynitach i w glebie uprawnej (Pb > Cu > Zn > Ni > Co >> Cr) niż w glebach antropogenicznych (Zn > Cu ≥ Pb > Ni > Co >> Cr). Metale pochodzenia

litogenicznego, z wyjątkiem niklu, występowały w głównej mierze w formach mniej mobilnych niż te pochodzenia antropogenicznego.

Badania pokazały, że wysokie koncentracje całkowite niektórych metali, np. chromu zarówno w glebach naturalnych jak i antropogenicznych nie musi pociągać za sobą żadnych negatywnych skutków dla środowiska, ponieważ występują one w formach stabilnych. Z drugiej strony metale o niższych zawartościach np. Cu, ale związane z bardziej mobilnymi frakcjami chemicznymi, mogą stanowić zagrożenie środowiskowe.

Bezpośrednia mineralogiczna charakterystyka pierwotnych i wtórnych faz mineralnych pozwala na uzyskanie informacji jakościowych o stabilności metali śladowych w minerałach, podczas gdy chemiczna ekstrakcja określa ich specjację w sposób ilościowy. Niewątpliwie wskazane jest używanie obu metod równocześnie. Komplementarne wykorzystanie bezpośrednich instrumentalnych technik analitycznych do oznaczenia pozostałości stałych podczas kolejnych stopni ekstrakcji nie tylko daje pełniejszy obraz pod kątem jakościowym, ale również dowody niepożądanych zjawisk indukowanych przez ekstrahenty podczas pośredniej metody chemicznej. Uzyskane wyniki zostały opublikowane w wysoko punktowanym czasopiśmie o IF równym 3,155 (Zał. 3, pkt I, poz. 16).

B) Formy związania metali w osadach jeziornych

Badania przeprowadziłam w próbkach pobranych z rdzeni osadów dennych jeziora Wigry. Dla określenia chemicznych form związania wybranych metali ciężkich i oszacowania udziału form mobilnych przeprowadziłam sześciostopniową sekwencyjną ekstrakcję chemiczną dla osadów z dwóch różnych środowisk sedymentacji. Pierwszy z nich to obszar ujścia rzeki Czarnej Hańczy do jeziora Wigry, gdzie występują osady najbardziej zanieczyszczone w skali całego jeziora. Drugi to centralna, fundamentalna część Płosa Północnego, gdzie osady są praktycznie niezanieczyszczone. W obu przypadkach stwierdziłam podwyższone w stosunku do naturalnego tła geochemicznego zawartości Cd i Pb. Oba te metale okazały się jednakże występować w dominującej mierze w rezydium, czyli w formie praktycznie stabilnej oraz w dużo mniejszych ilościach w formie siarczkowo-organicznej. Na tej podstawie stwierdziłam, że metale te nie stanowią zagrożenia dla otaczającego środowiska. Wyniki zostały przedstawione podczas trwania cyklicznych konferencji limnologicznych (Zał. 4, pkt I, poz. 22 i 32).

C) Formy związania metali w osadach rzecznych

Określiłam chemiczne formy występowania metali w osadach rzeki Odry pobranych w miejscowości Chałupki oraz Krapkowice przy użyciu metody sekwencyjnej ekstrakcji chemicznej. Osady z wymienionych lokalizacji są zanieczyszczone metalami ciężkimi głównie Cd i Zn, których maksymalne koncentracje sięgały odpowiednio ok. 4 i 1940 mg/kg. Przeprowadzona analiza wykazała, że w obu lokalizacjach, bez względu na głębokość z jakiej pobrano próbki, Cd występował przede wszystkim w formach najbardziej mobilnych. Forma jonowymienna w stosunku do całkowitej zawartości tego metalu w osadzie stanowiła 40-65%, a węglanowa 20-30%. Cynk związany był w mniejszym stopniu na pozycjach jonowymiennych, a największa jego względna ilość (33-45%) występowała w formie łatwo redukowalnej. Ołów i miedź występowały głównie w formie łatwo redukowalnej: Pb 42-60%, Cu 15-45% i średnio redukowalnej: Pb 16-40%, Cu 25-49%.

Uzyskane wyniki pozwoliły na stwierdzenie, że ze względu na całkowite ilości, łatwo mobilne formy związania oraz wysoką potencjalną toksyczność dla organizmów żywych, największe zagrożenie w zanieczyszczonych osadach rzeki Odry stanowi kadm, a w nieco mniejszym stopniu cynk (Zał. 3, pkt I, poz. 18).

Analogiczne badania przeprowadziłam również dla osadów rzecznych pobranych z Małej Panwi, uzyskując zbliżone wyniki. Kadm występował tam w formach najbardziej mobilnych, bez względu na głębokość z jakiej pobrano próbki. W stosunku do całkowitej zawartości kadmu w badanych osadach formy jonowymienne, węglanowe i łatwo redukowalne stanowiły łącznie 84-96,5%. W przypadku Zn wymienione formy stanowiły od 45 do 94% (Zał. 3, pkt I, poz. 13 i 17).

Za największe osiągnięcia dotyczące badań chemicznych form związania metali w osadach (temat 3) uważam:

- stwierdzenie faktu, że metale pochodzenia litogenicznego, występują w głównej mierze w formach mniej mobilnych niż te pochodzenia antropogenicznego;
- udowodnienie, że wysokie całkowite koncentracje metali nie muszą pociągać za sobą żadnych negatywnych skutków dla środowiska, kiedy występują one w formach stabilnych a z drugiej strony, metale o niższych zawartościach, ale związane z bardziej mobilnymi frakcjami chemicznymi, mogą stanowić duże zagrożenie środowiskowe;

- zalecenie optymalizacji badań chemicznych form związania metali poprzez stosowanie równocześnie różnych metod; bezpośrednia mineralogiczna charakterystyka pierwotnych i wtórnych faz mineralnych pozwala na uzyskanie informacji jakościowych o stabilności metali śladowych w minerałach, podczas gdy chemiczna ekstrakcja określa ich specjację w sposób ilościowy;
- wykazanie, że komplementarne wykorzystanie bezpośrednich instrumentalnych technik analitycznych do oznaczenia pozostałości stałych podczas kolejnych stopniach ekstrakcji daje dowody niepożądanych zjawisk indukowanych przez ekstrahenty podczas pośredniej metody chemicznej.

4 BADANIA GLEB NA OBSZARZE EKSPLOATACJI RUD CYNKOWO-OŁOWIOWYCH W REJONIE LGOTY

/we współpracy z dr hab. D. Ciszewskim (WGGiOŚ, AGH)/

Historyczna eksploatacja rud Zn-Pb w rejonie Lgoty wprowadziła zarówno geomorfologiczne jak i geochemiczne zmiany w środowisku naturalnym. Na powierzchni około 8 km² do dziś występują tzw. warpie, czyli głębokie na kilka metrów i szerokie do kilkudziesięciu metrów zagłębienia - dawne szyby, z wyraźnym obwałowaniem usypanym ze skał nadkładu. W rejonie Lgoty, przede wszystkim na obszarach zalesionych, można spotkać około 400 takich form.

Badania przeprowadziłam w okolicy miejscowości Lgota oraz Paryż. Odkrywki glebowe zostały wykonane w przekrojach poprzecznych do nasypów wokół zagłębień poeksploatacyjnych, w zwałach około 3-metrowej wysokości. W badanym materiale stwierdziłam bardzo wysokie zawartości Cd, Zn i Pb. W próbkach z odkrywek w Lgocie zawartości te wahały się dla Cd w granicach około 8-138 mg/kg, dla Zn w granicach 560-12 430 mg/kg, natomiast dla Pb w zakresie 160-3 690 mg/kg. W próbkach pobranych z odkrywek w Paryżu zawartości te były wyższe i wynosiły odpowiednio [mg/kg]: około 1,7-740 dla Cd, 120-31 800 dla Zn oraz 45-8 580 dla Pb. Stwierdziłam generalną tendencję wzrostu zawartości metali wraz z głębokością. Maksymalne koncentracje występowały w warstwach, w których dominowały okruchy skalne hałdy, po czym poniżej, w pogrzebanych pod nimi poziomach glebowych, ilości te gwałtownie malały i utrzymywały się na względnie stałym poziomie. Można zauważyć, że łączna miąższość warstw

wzbogaconych w metale maleje wraz z odległością od centralnej części warpii, a co za tym idzie z nachyleniem skarpy.

Przeprowadzone badania pokazują, że mimo ewidentnych przejawów migracji, jaka miała miejsce w okresie około 150 ostatnich lat, a na którą wskazuje wzbogacenie pogrzebanych poziomów glebowych, miąższość wtórnie zanieczyszczonych gleb jest stosunkowo niewielka. Związane jest to niewątpliwie z dużym udziałem węglanu wapnia i wysokim pH oraz dobrymi właściwościami buforowymi gleb. Warunki takie ograniczają możliwość przenikania zanieczyszczeń do poziomu wód gruntowych, zalegającego na wyżynie na głębokości nawet kilkudziesięciu metrów. Dodatkowo istniejąca na tym terenie gęsta szata roślinna eliminuje konieczność przeprowadzania na takim obszarze prac rekultywacyjnych w celu zabezpieczenia przed rozprzestrzenianiem się metali w środowisku. Uzyskane wyniki zostały zaprezentowane podczas konferencji oraz ukazały się w formie publikacji (Zał. 3, pkt I, poz. 36 i 62 oraz Zał. 4, pkt I, poz. 44).

Za największe osiągnięcia dotyczące badania gleb na obszarze historycznej eksploatacji rud Zn-Pb (temat 4) uważam:

- stwierdzenie istotnych zarówno geomorfologicznych jak i geochemicznych zmian w środowisku glebowym na obszarze historycznej eksploatacji rud Zn-Pb;
- wykazanie, że pomimo bardzo wysokich koncentracji metali sprzyjające w glebach warunki, tj. wysoki udział węglanu wapnia, wysokie pH oraz co za tym idzie dobre właściwości buforowe gleb, ograniczają możliwość wtórnego zanieczyszczenia środowiska glebowego;
- wykazanie, że korzystne warunki naturalne panujące w glebie oraz nisko położone zwierciadło wód gruntowych i gęsta szata roślinna eliminują konieczność przeprowadzania prac rekultywacyjnych w celu zabezpieczenia przed rozprzestrzenianiem się metali w środowisku.

5 BADANIA DOTYCZĄCE ROLI WÓD GRUNTOWYCH W TRANSFERZE ZANIECZYSZCZEŃ Z KORYTA RZECZNEGO

Wykonałam badania zanieczyszczenia gleb aluwialnych i wody gruntowej na równinie zalewowej Białej Przemszy, w odcinku znajdującym się około 20 kilometrów od kopalni rud Zn-Pb w Bukownie. Pobrane zostały profile osadów glebowych: ze strefy wałów brzegowych,

z obszarów zalewowych i ze starorzecza. W miejscach tych zamontowano także studzienki piezometryczne, z których pobierano wody podziemne.

Określiłam pH, Eh oraz przewodność elektrolityczną właściwą (PEW) wody, a następnie oznaczyłam zawartości makrojonów, tj. Li, Na, K, Mg, Ca, azotany, azotyny, fosforany, siarczany, węglany, chlorki oraz fluorki (IC), a także zawartości metali tj. Cd, Zn, Pb, Fe, Mn, Cu, Ni i Ba (ICP-MS). W przypadku gleb oznaczyłam następujące parametry: gęstość objętościową, zawartość wody, substancji organicznej, węglanów oraz pH i zawartości metali: Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb i Zn (AAS).

Stwierdziłam, że najwyższe koncentracje Zn, Cd i Pb występują w warstwie powierzchniowej osadów wałów brzegowych, w której to dochodziły odpowiednio do: 25 000, 100 i 6000 [mg/kg]. Wiązano je z depozycją pozakorytową mającą miejsce po uruchomieniu wielkoskalowej eksploatacji rud cynkowo-ołowiowych. W przypadku wód gruntowych najwyższe stężenia siarczanów, chlorków, azotanów, Ca, Mg oraz Zn, Pb i Cd zaobserwowałam w pobliżu koryta rzecznej. Stężenia Pb, Zn i Cd malały wraz z odległością od koryta rzeki, natomiast Fe i Mg wzrastały z odległością na całej równinie zalewowej. Wykazane bardzo wysokie skażenie gleb i wód występujących w strefie wałów brzegowych wskazuje na istotną rolę strefy nadbrzeżnej w zatrzymywaniu zanieczyszczeń przenoszonych z rzeki. Strefa ta ewidentnie różni się od reszty terenów zalewowych w zakresie procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Badania wskazały także na istotną rolę wód gruntowych w transferze zanieczyszczeń z koryta rzecznej. Otrzymane wyniki zaprezentowałam podczas międzynarodowej konferencji (Zał. 3, pkt I, poz. 55) i przygotowuję obecnie do druku w formie publikacji.

Podobnego typu badania przeprowadziłam w dolnym odcinku rzeki Przemszy w okolicach Chełmka w ramach realizacji badań własnych: *Transfer metali ciężkich pomiędzy uregulowanym i nieczynnym korytem rzeki Przemszy* (Zał. 3, pkt IIIC, poz. 5). Określiłam zmiany wielkości zanieczyszczenia wód gruntowych wraz z odległością od współczesnego koryta rzeki Przemszy i rolę nieczynnego koryta w transferze rozpuszczonych związków metali śladowych oraz makrojonów. Analizę wody oraz gleb aluwialnych przeprowadziłam zgodnie z metodyką opisaną w powyższym akapicie. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdziłam, że w strefie wałów brzegowych skład makrojonów wód gruntowych jest zbliżony do ich zawartości w wodzie rzecznej, co może świadczyć o szybkiej wymianie wód. Szerokość strefy tej wymiany jest zbliżona do szerokości wałów brzegowych. Odmienny skład makrojonów w wodach gruntowych starorzecza i mniejsze ich zanieczyszczenie

metalami ciężkimi świadczy o istotnym dopływie wód z równiny zalewowej i drenującym charakterze rzeki w badanym odcinku. Otrzymane rezultaty zostały zaprezentowane podczas międzynarodowej konferencji (Zał. 3, pkt I, poz. 61) i są obecnie przygotowywane do druku.

Przeprowadzone przeze mnie badania dotyczące określenia roli wód gruntowych w transferze zanieczyszczeń z koryta rzecznego będą kontynuowane w latach 2013-2016 w ramach projektu finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki: *Geomorfologiczne, hydrogeologiczne i hydrochemiczne kryteria oceny funkcjonowania strefy hyporeicznej rzek zanieczyszczonych* (Zał. 3, pkt IIIC, poz. 1).

Za największe osiągnięcia dotyczące badań roli wód gruntowych w transferze zanieczyszczeń (temat 5) uważam:

- wskazanie na istotną rolę strefy nadbrzeżnej w zatrzymywaniu zanieczyszczeń przenoszonych z rzeki;
- stwierdzenie istotnej roli wód gruntowych w transferze zanieczyszczeń z koryta rzecznego.

Za swoje główne osiągnięcie po uzyskaniu stopnia doktora uznałam wykonanie badań pozwalających na stwierdzenie **długookresowej migracji metali śladowych w dolinach rzecznych obszarów historycznego górnictwa i hutnictwa rud cynku i ołowiu**, których rezultaty zostały opublikowane w formie monotematycznych publikacji (Zał. 3, pkt I, poz. 9, 10, 11, 13, 31, 32, i 33).

Podsumowując, podczas całego okresu pracy w Akademii Górniczo-Hutniczej, na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska starałam się intensywnie i systematycznie prowadzić badania naukowe oraz publikować je w czasopismach naukowych a także prezentować na konferencjach zarówno ogólnopolskich, jak i międzynarodowych każdorazowo spotykając się z bardzo dużym zainteresowaniem. Świadczyły o tym ciekawe dyskusje na temat prezentacji podczas spotkań naukowych, nawiązywana współpraca oraz liczne cytacje prac publikowanych. Swoje wyniki badań opublikowałam w 66 różnego typu pracach naukowych. Osiem z nich ukazało się drukiem przed uzyskaniem stopnia doktora. Kolejne dziesięć zostało zamieszczone w czasopismach znajdujących się w bazie Journal

Citation Report, osiemnaście w innych zarówno polsko jak i anglojęzycznych czasopismach recenzowanych. Pozostałe 26 to najczęściej również recenzowane materiały pokonferencyjne i raporty.

W trakcie całego okresu zatrudnienia (od 2004 roku) zostałam parokrotnie poddana ocenie okresowej nauczyciela akademickiego AGH uzyskując każdorazowo najwyższą ocenę. Podczas 7 lat pracy wypromowałam 46 dyplomantów oraz byłam opiekunem 14 projektów inżynierskich. Po otrzymaniu stopnia doktora moje osiągnięcia naukowe były wielokrotnie nagradzane Nagrodami Rektora AGH (w 2006 roku – indywidualna III stopnia i zespołowa I stopnia, w 2008 roku - indywidualna II stopnia, w 2009 roku - zespołowa III stopnia, w 2010 roku - zespołowa I stopnia i 2012 roku - zespołowa III stopnia). Znalazłam się również w zaszczytnym gronie osób wyróżnionych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego otrzymując w 2011 roku stypendium dla Wybitnych Młodych Naukowców.

Wykorzystując zdobyte doświadczenie w ochronie i geochemii środowiska zamierzam dalej rozwijać swoje zainteresowania w tym kierunku.

III. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. O stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 03.65.595 ze zm.):

1. Tytuł osiągnięcia naukowego

DLUGOOKRESOWA MIGRACJA METALI ŚLADOWYCH W DOLINACH RZECZNYCH OBSZARÓW HISTORYCZNEGO GÓRNICTWA i HUTNICTWA RUD CYNKU I OŁOWIU

2. Zestawienie monotematycznych publikacji

- [A.1] Aleksander-Kwaterczak U., Helios-Rybicka E., 2009: Contaminated sediments as a potential source of Zn, Pb, and Cd for a river system in the historical metalliferous ore mining and smelting industry area of South Poland. *Journal of Soils and Sediments*, 9 (1), 13-22.
- [A.2] Aleksander-Kwaterczak U., Ciszewski D., Szarek-Gwiazda E., Kwandrans J., Wilk-Woźniak E., Waloszek A., 2010: Wpływ historycznej działalności kopalni rud Zn-Pb w Chrzanowie na stan środowiska wodnego doliny Matyldy. *Górnictwo i Geologia*, 5(4), 21-30.
- [A.3] Aleksander-Kwaterczak U., Ciszewski D., Kubsik U., 2010: Zmiany zanieczyszczenia osadów i gleb aluwialnych metalami ciężkimi w rejonie dawnej eksploatacji rud Zn-Pb w Chrzanowie. W: J. Rajchel (red.) *Jubileusz Katedry Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki Akademii Górniczo-Hutniczej 1920-2010*. Kraków, Wydawnictwa AGH, 51-61.
- [A.4] Ciszewski D., Aleksander-Kwaterczak U., Kubsik U., Kwandrans J., Pocięcha A., Szarek-Gwiazda E., Tłoczek I., Waloszek A., Wilk-Woźniak E., 2011: Interdisciplinary investigations of contamination effects of pond and stream waters and sediments in the Matylda catchment – an attempt to classification. W: A. Zieliński (ed.), *Interdisciplinary researches in natural sciences*. Kielce: Institute of Geography of the Jan Kochanowski University, 29-46.
- [A.5] Wilk-Woźniak E., Pocięcha A., Ciszewski D., Aleksander-Kwaterczak U., Walusiak E., 2011: Phyto- and zooplankton in fishponds contaminated with heavy metal runoff from a lead-zinc mine. *Oceanological and Hydrobiological Studies International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, 4 (4), 77-85.
- [A.6] Aleksander-Kwaterczak U., Ciszewski D. 2012: Groundwater hydrochemistry and soil pollution in a catchment affected by an abandoned lead-zinc mine: Functioning of a diffuse pollution source. *Environmental Earth Sciences*, 65 (4), 1179- 1189.
- [A.7] Ciszewski D., Kubsik U., Aleksander-Kwaterczak U., 2012: Long-term dispersal of heavy metals in a catchment affected by historic lead and zinc mining. *Journal of Soils and Sediments*, 12 (9), 1445-1462.

3. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

**Komentarz autorski do zbioru publikacji
stanowiących osiągnięcie naukowe**

WPROWADZENIE

Złoża rud cynkowo-ołowiowych w Polsce występują głównie w triasowych dolomitach kruszconośnych wapienia muszlowego na obszarze Wyżyny Śląsko-Krakowskiej (Gałkiewicz i Śliwiński 1985). Okręg śląsko-krakowski był przez stulecia jednym z największych producentów cynku i ołowiu na świecie. W 1860 roku ze śląskich i zagłębiowskich kopalń i hut pochodziło prawie 40% światowej produkcji cynku, a na początku XX wieku i w okresie międzywojennym większa produkcja tego metalu miała jedynie miejsce w USA i Belgii. Jednakże ze względu na brak udostępnionych do eksploatacji zasobów bilansowych, nieuchronnie zbliża się koniec trwającej kilkaset lat eksploatacji tych rud. Złoża płytko zalegające zostały już praktycznie wyczerpane, a obecnie wydobycie i przeróbka jest jedynie prowadzona w KGH „Bukowno” (Molenda 1963, Cabała i Sutkowska 2006).

Historyczna eksploatacja i przeróbka rud cynkowo-ołowiowych pozostawiły po sobie w wielu rejonach świata liczne hałdy skały płonnej zawierającej bardzo często znaczne koncentracje metali związanych z eksploatowanymi rudami. Obiekty te ulegają wietrzeniu i wskutek wymywania wodami opadowymi oraz erozji eolicznej, stanowią źródło zanieczyszczenia środowiska wodno-gruntowego. W dolinach rzecznych zlokalizowanych na obszarach bogatych w rudy metali poziom zanieczyszczenia osadów jest potęgowany historyczną i współczesną działalnością przemysłu górniczego i hutniczego. Eksploatacja tych rud powoduje nawet ponad 1000-krotny wzrost koncentracji metali w osadach korytowych. Efekty transportowania metali rozpuszczonych w wodzie i ich sorpcji na akumulującej się w korycie drobnoziarnistej zawieszinie mogą powodować zanieczyszczenie osadów dennych nawet na długości setek kilometrów (Aleksander-Kwaterczak i Helios-Rybicka 2009, [A1]). Podobne przestrzenne zróżnicowanie wykazują koncentracje metali w osadach akumulowanych na równinach zalewowych, wynikające ze zróżnicowania hydraulicznych warunków depozycji w czasie poszczególnych wezbrań rzeki (Wyźga i Ciszewski 2010). Obserwowane współcześnie zawartości metali w osadach aluwialnych są więc wypadkową mobilizacji metali z obszaru pogórniczego oraz remobilizacji z terenów zalewowych i koryt dawniej zasilanych wodami kopalnianymi (Byrne *et al.* 2010).

Należy zwrócić jednak uwagę na fakt, że zmiany zachodzące w środowisku, zarówno te naturalne (np. procesy wietrzenia, erozja i sukcesja roślinna), jak i antropogeniczne (intensywna urbanizacja) powodują, że coraz trudniej jest zlokalizować w krajobrazie ślady dawnych robót górniczych (Eckel *et al.* 2000). Identyfikacja takich miejsc jest możliwa

w wielu przypadkach jedynie po przeprowadzeniu szczegółowych analiz, często niekompletnych danych z przekazów historycznych, archiwalnych map, czy też planów górniczych. Miejsca takie zwykle charakteryzują się podwyższonymi zawartościami metali ciężkich w środowisku, a brak wiedzy na ten temat powoduje, że skażone gleby są użytkowane rolniczo a także stanowią źródło zanieczyszczenia wód metalami ciężkimi.

Duży problem stanowi także brak w prawodawstwie polskim ściśle określonych wytycznych dotyczących postępowania z zanieczyszczonymi osadami, tzn. ich monitoringu oraz gospodarki a także kryteriów oceny stopnia zanieczyszczenia. Do programu pomiarów powinny być włączone specyficzne źródła/drogi „historycznych zanieczyszczeń” z osadów (Förstner 2008). Ważne jest również prowadzenie gospodarki osadami w systemie zlewniowym (Netzband 2007). Taki system pozwala na wytypowanie źródeł zanieczyszczenia oraz na podejmowanie różnych decyzji dotyczących monitorowania jakości i ilości zanieczyszczeń w osadach, a także ustalenia optymalnej techniki ich remediacji.

Istotny jest fakt, że o ile do tej pory wypracowano skuteczne sposoby rekultywacji obszarów pokopalnianych, o tyle zanieczyszczenia zarówno osadów rzecznych jak i zbiorników wód stojących pozostają przez długie lata problemem uzależnionym od wielu czynników, przede wszystkim: wielkości i zasięgu ich zanieczyszczenia, własności fizyczno-chemicznych osadów, reżimu hydrologicznego rzek oraz tempa procesów fluwialnych kształtujących dno doliny.

Dlatego bardzo istotna jest, podjęta w prezentowanych publikacjach *ocena wpływu tych czynników na możliwości wtórnej mobilizacji metali i ich przenikania do wód powierzchniowych i gruntowych na terenach o historycznym zanieczyszczeniu*. Obszary takie zazwyczaj są uznawane przez władze lokalne jak i mieszkańców za nieszkodliwe ze względu na fakt, że obiekty będące głównym źródłem zanieczyszczenia zostały już zamknięte a długotrwałe procesy uwalniania metali z zanieczyszczonej zlewni i ich migracji są nierozpoznane.

Badania, których wyniki zostały zaprezentowane w pracach stanowiących cykl monotematycznych publikacji, oznaczonych w niniejszym streszczeniu jako [A.1]-[A.7], prowadziłam na terenach najbardziej zanieczyszczonych wskutek historycznej działalności przemysłu wydobywczego i hutniczego rud Zn-Pb w Polsce. Dotyczą one zarówno potencjalnego jak i rzeczywistego uwalniania i redystrybucji metali ciężkich w osadach rzecznych. Artykuły oznaczone od [A2] do [A6] prezentują wyniki bardzo czasochłonnych i kompleksowych badań, jakie zostały przeprowadzone w zlewni Kanału Matyldy, natomiast

publikacja [A1], dotyczy głównie uwalniania metali z osadów i ich przenikania do wód w dolinie rzeki Mała Panew. Była ona już dwudziestokrotnie cytowana przez innych naukowców, jako odniesienie podczas określania podobnych procesów zachodzących na obszarach także po nieczynnych już różnych zakładach przemysłowych (głównie kopalń i zakładów przeróbczych rud metalicznych).

STRESZCZENIE PUBLIKACJI

Badania długookresowej migracji metali w dolinie rzeki Mała Panew

Na podstawie [A1] - *Contaminated sediments as a potential source of Zn, Pb, and Cd for a river system in the historical metalliferous ore mining and smelting industry area of South Poland.*

Rzeka Mała Panew to jeden z większych prawobrzeżnych dopływów rzeki Odry. Wypływa ona ze wzniesień w zachodniej części Wyżyny Śląskiej, przepływa przez Górny Śląsk i uchodzi do rzeki Odry na terenie województwa opolskiego. Całkowita jej długość wynosi 137 km, a powierzchnia zlewni 2131,5 km². Średni przepływ w środkowym analizowanym w pracy odcinku rzeki wynosi ok. 10 m³/s. Na odcinku tym ma ona przeważnie charakter meandrujący. Koryto rzeki dość intensywnie migruje lateralnie głównie w odcinku górnym i środkowym rzeki (Ciszewski i Malik 2003).

Na obszarze zlewni Małej Panwi w rejonie Tarnowskich Gór już w XV wieku rozpoczęto eksploatację rud Pb-Zn. Płytkie złoża zostały jednak po 100 latach wydobycia wyczerpane. Górnictwo i hutnictwo rud metalicznych wznowiono na przełomie XVIII i XIX wieku. W okresie tym funkcjonowała huta Pb i Ag w Strzybnicy oraz huta Fe w Tarnowskich Górach. Największa industrializacja miała miejsce po drugiej wojnie światowej. Powstało wówczas wiele zakładów przemysłowych między innymi: Zakłady Chemiczne „Tarnowskie Góry” oraz huta Zn i Pb w Miasteczku Śląskim, a także wiele innych mniejszych zakładów zrzucających do rzek ścieki zanieczyszczone metalami ciężkimi (Ciszewski i Malik 2003).

W pracy określiłam zmiany, jakie nastąpiły w zawartości wybranych metali tj. Zn, Pb i Cd w powierzchniowej warstwie osadów rzecznych na przełomie dziewięciu lat, tj. od 1997 do 2005 roku. Przeanalizowałam także zmienność zawartości metali w osadach wraz z ich głębokością w rdzeniach pobranych z najsilniej zanieczyszczonego środkowego odcinka Małej Panwi. W badanym materiale uwzględniłam zarówno odcinek rzeki o charakterze

meandrującym jak i taki o względnie stabilnym przebiegu, biorąc pod uwagę nie tylko osady z koryta rzeki, ale także z obszaru terasy zalewowej.

Parametry osadów takie jak pH i Eh zostały ustalone *in situ*. Zawartości metali określiłam we frakcji pylasto-ilastej po ekstrakcji w wodzie królewskiej lub stężonym (65%) kwasie azotowym. Potencjalną mobilność metali oceniłam na podstawie sekwencyjnej ekstrakcji chemicznej oraz analizy składu chemicznego wód porowych.

Stwierdziłam, że zawartości metali w warstwach powierzchniowych osadów korytowych zmieniały się w zależności od roku oraz sezonu opróbowania. Koncentracje średnie osiągały wartość [mg/kg]: Zn 18 446, Pb 229 i Cd 73. Wyraźnie wyższe zawartości zostały stwierdzone w próbkach pobranych w okresie wiosennym, co mogło być spowodowane wylewami rzeki i wzmożoną w tym okresie erozją. Koncentracje metali w rdzeniach były zmienne zarówno ze względu na głębokość osadów, jaki i na ich lokalizację. Wahwały się one w szerokich granicach: Cd od 0,2 do 560 mg/kg, Pb od 25 do 3300 mg/kg, a Zn od 125 do 11 150 mg/kg. Rozpatrując zmienność w przekroju poprzecznym do koryta rzeki, najwyższe koncentracje pojawiały się w rdzeniach pobranych tuż przy jej brzegu. Pojawiające się na różnej głębokości piki koncentracji metali można powiązać z okresem czasu, w jakim osady zostały zakumulowane tj., w którym istniał najsilniej rozwinięty przemysł. Piki te były bardziej wyostrzone w przypadku osadów drobnoziarnistych, a tym bardziej rozmyte im więcej pojawiało się w danym rdzeniu osadów piaszczystych. Zarówno kadm jak i cynk w badanych osadach występowały przede wszystkim w formach najbardziej mobilnych: jonowymiennej, węglanowej i łatwo redukowalnej, natomiast ołów w formie mniej mobilnej, tj. średnio redukowalnej. Równocześnie wysokie stężenia metali stwierdziłam w wodach porowych, szczególnie w przypadku Cd (31-960 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$) i Zn (300-4 400 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$).

Wykazałam, że koncentracje Cd, Zn i Pb zarówno w badanych osadach powierzchniowych, jak i w rdzeniach pobranych w dolinie rzeki Mała Panew wielokrotnie przekraczają wartości tła geochemicznego dla osadów wodnych Polski (wg Bojakowskiej i Sokołowskiej 1998). Szczególnie duże zagrożenie dla środowiska może stanowić cynk i kadm, czy to ze względu na wysokie zawartości, czy też potencjalną ich toksyczność. Uzyskane wyniki wskazały również na możliwość migracji metali do wód gruntowych. Równocześnie istnieje duże prawdopodobieństwo ich wymywania wskutek wahań zwierciadła wód gruntowych, biorąc szczególnie pod uwagę fakt, że na badanym terenie, głównie w okresach deszczowych występują stosunkowo wysokie ich stany.

Porównując uzyskane w pracy wyniki do tych otrzymanych dla podobnych terenów zanieczyszczonych wskutek historycznego działania górnictwa i hutnictwa rud metali (np. Beuge et al. 1994, Audry et al. 2004, Cappuyns et al. 2006) można śmiało powiedzieć, że Rzeką Małą Panew jest jedną z najbardziej zanieczyszczonych rzek nie tylko w Polsce, ale i w Europie. Zauważalny brak znaczącej redukcji zawartości analizowanych metali w ostatniej dekadzie może sugerować ich długookresową migrację na obszarze doliny i wtórne zanieczyszczanie osadów tej rzeki. Wysokie koncentracje Cd i Zn w rdzeniach osadów pozakorytowych, a także w poziomach położonych często znacznie poniżej warstw powierzchniowych mogą wynikać przede wszystkim z silnego kumulowania zanieczyszczeń w poprzednich dekadach, ale i z zanieczyszczenia wtórnego. Potwierdzają to wysokie koncentracje obu metali w wodach porowych, jak i ich znaczny udział w formach mobilnych.

Prognozowanie tempa długookresowej migracji metali ciężkich, jest obarczone dużą niepewnością. Jednakże biorąc pod uwagę fakt, że osady w dolinie rzeki Małej Panwi, to w przeważającej mierze osady piaszczyste, które są łatwo podatne na erozję i słabo kumulują metale ciężkie, może dochodzić do mobilizacji oraz szybkiego przemieszczania się metali.

Uzyskane wyniki są bardzo istotne z punktu widzenia zarządzania ciekami transgranicznymi – takimi jak rzeka Odra. Należy uznać za istotne badanie udziału mobilnych form metali w całkowitej zawartości w osadzie oraz określenie składu chemicznego wód porowych na obszarach o historycznie zanieczyszczonym środowisku wodnym. Badania takie mogą pomóc w wyjaśnieniu zmian, jakie zachodzą w samym osadzie, jak również na kontakcie pomiędzy wodą a fazą stałą i wskazać na zagrożenie związane z długotrwałą migracją metali na obszarze zlewni. Uzyskane wyniki badań powinny być wykorzystane także do oceny ryzyka związanego z historycznym zanieczyszczeniem osadów w skali lokalnej dorzecza. Mogą one być również istotne podczas opracowywania strategii zarządzania przy pracach naprawczych (np. pogłębianie koryta), w celu uniknięcia remobilizacji metali.

Badania długookresowej migracji metali w dolinie Kanału Matyldy

Jednym z nielicznych w Polsce przykładów prezentujących zmiany zanieczyszczenia osadów i gleb aluwialnych na przestrzeni ostatnich kilkudziesięciu lat jest dolina cieką Kanał Matyldy. Skala i zasięg tych zmian, chociaż trudne do dokładnego odtworzenia, pozwoliły na ocenę potencjalnej i rzeczywistej remobilizacji wybranych metali.

Kopalnia rud Zn-Pb Matylda w Kątach koło Chrzanowa została założona około 1850 roku i była wówczas jedną z 15 kopalń rud cynkowo-ołowiowych funkcjonujących na obszarze tzw. Zagłębia Krakowskiego. Eksploatacja rud na tym obszarze była prowadzona na niewielką skalę i z przerwami już od XIII wieku głównie w miejscach wychodni skalnych, jednak jej znacząca intensyfikacja nastąpiła w XIX wieku. W tym czasie w Zagłębiu Krakowskim eksploatowano kilkaset szybów o głębokości 4-52 m, wydobywając do kilkudziesięciu tysięcy ton galmanu rocznie. W przeciwieństwie do eksploatowanych, wyżej położonych i mniej zasobnych złóż, kopalnia Matylda należała do najsilniej zawodnionych, najgłębszych i najzasobniejszych w regionie, a koszty odwodnienia decydowały o opłacalności jej produkcji. Kopalnia ta z powodu wzmożonych dopływów wody była kilkakrotnie zamykana i eksploatacja była wznawiana przez kolejnych właścicieli. Wydobyte, które w szczytowych latach osiągało kilka tysięcy ton galeny i kilkadziesiąt tysięcy ton galmanu, prowadzono do 1972 roku, kiedy to z powodu wyczerpania złóż, kopalnia została definitywnie zamknięta (Szuwarzyński 2000).

Wody dołowe wypompowywane z kopalni kierowane były do Kanału Matyldy (ciek nazywany w literaturze różnie, jako kanał, strumień lub rzeka) wykonanego wzdłuż dawnego strumienia Śmidra. Można oszacować, że w szczytowych okresach odwadniania kopalni, w Kanale Matyldy płynęło od około 0,5 do nawet 1 m³/s wody. Współcześnie w górnym i środkowym biegu cieku przepływ wynosi, w zależności od pory roku i miejsca, około 2-10 dm³/s. W odcinkach doliny o mniejszym spadku Kanał Matyldy rozdziela się na kilka odnóg okresowo zasilających kaskadowo połączone stawy na Groblach, a także rozlewa się regularnie w dnio doliny w czasie roztopów oraz po intensywnych opadach letnich.

Ogólna ocena stanu środowiska wodnego w dolinie Kanału Matyldy

Na podstawie [A2] - *Wpływ historycznej działalności kopalni rud Zn-Pb w Chrzanowie na stan środowiska wodnego doliny Matyldy.*

W pracy tej przedstawione zostały wstępne informacje i pierwsze uzyskane wyniki pozwalające naświetlić skalę problemu związanego z zanieczyszczeniem środowiska wodnego w historycznie zanieczyszczonej dolinie Kanału Matyldy. Wyniki te umożliwiły równocześnie na wytypowanie miejsc, w których przeprowadzono w kolejnych etapach bardziej szczegółowe analizy.

Przeprowadzone zostały badania wód i osadów pobranych zarówno z koryta Kanału Matyldy, jak i stawów rybnych na Groblach, a także wybranych gatunków makrofitów pobranych ze stawów rybnych: wywłócznika kłosowego (*Myriophyllum spicatum*), rdestnicy kędzierzawej (*Potamogeton crispus*) i rogatka sztywnego (*Ceratophyllum demersum*). W próbkach wody określone zostały następujące wskaźniki: pH, Eh, PEW, zawartość tlenu rozpuszczonego oraz BZT₅. Oznaczono także stężenia: węglanów, siarczanów, azotanów, chlorków i fosforanów oraz litu, sodu, potasu, magnezu i wapnia (IC), a także zawartości metali, tj. Cd, Zn, Pb, Fe i Mn (ICP-MS). W przypadku osadów określono: pH, Eh, gęstość objętościową, zawartość wody i substancji organicznej. Zarówno w przypadku osadów jak i nadziemnych części makrofitów oznaczono również zawartości wyżej wymienionych metali (ICP-MS lub AAS).

Stwierdziłam, że pomimo niemal 40 lat, jakie minęło od zamknięcia kopalni Matylda w Chrzanowie, w badanym środowisku nadal istnieją wysokie koncentracje metali głównie cynku, kadmu i ołowiu. Średnie zawartości tych metali w wodach rzecznych wahały się w granicach [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]: Cd 0,3-3,5; Pb 3,8-31,6 oraz Zn 112-1341, a najwyższe występowały w górnym odcinku, położonym najbliżej dawnej kopalni. W wodach stawów rybnych wartości te były porównywalne lub nieco niższe i wynosiły [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]: Cd 0,4-4,0; Pb 4,7-33,6 oraz Zn 103-486. Wartości maksymalne zostały stwierdzone w wodach ze stawu położonego najbliżej historycznej kopalni.

Bardzo wysokie koncentracje wspomnianych metali występowały w badanych osadach korytowych Kanału Matyldy i osadach pobranych ze stawów rybnych. W osadach korytowych osiągały wartość ok.: Cd 400, Pb 18 000 oraz Zn 47 000 [mg/kg], natomiast w stawach ok. Cd 825, Pb 36 000 oraz Zn 138 000 [mg/kg]. Są to niewątpliwie jedne z najwyższych koncentracji spotykanych w Polsce.

Stwierdzone także zostały podwyższone koncentracje Pb i Zn w częściach nadziemnych badanych roślin, których wartości wynosiły odpowiednio: we wywłóczniku kłosowym 371 i 590 mg/kg, rdestnicy kędzierzawej 152 i 407 mg/kg i rogatku sztywnym 232 i 759 mg/kg. Najwyższe zawartości stwierdzono w makrofitach pobranych ze stawu położonego najbliżej historycznej kopalni. Przewyższały one nawet kilkanaście razy stężenia notowane w zbiornikach wodnych zanieczyszczonych w małym stopniu (Mikryakova 2002). W przeciwieństwie do Zn i Pb koncentracje Cd w makrofitach były jedynie nieznacznie podwyższone, mimo wysokich stężeń tego metalu w osadach.

Podsumowując, wysokie koncentracje związków metali w środowisku wodnym w dolinie Kanału Matyldy, a szczególnie w osadach wskazują na długotrwałe konsekwencje niemal 100-letniego funkcjonowania kopalni rud Zn-Pb Matylda w Chrzanowie. Są one widoczne pomimo kilkudziesięciu lat, jakie minęły od zakończenia eksploatacji. Przyczyną tego jest najprawdopodobniej stosunkowo niewielka erozja osadów w cieku oraz jej brak w stawach. Jednakże, metale ciężkie występujące w osadach doliny Kanału Matyldy wydają się stanowić dużo mniejsze niż przewidywane przez istniejące klasyfikacje toksykologiczne zagrożenie dla badanych gatunków makrofitów.

Ocena zmian zanieczyszczenia metalami ciężkimi osadów i gleb aluwialnych w dolinie Kanału Matyldy

Na podstawie [A.3] - *Zmiany zanieczyszczenia osadów i gleb aluwialnych metalami ciężkimi w rejonie dawnej eksploatacji rud Zn-Pb w Chrzanowie.*

Przeprowadziłam badania zawartości cynku, kadmu i ołowiu w rdzeniach osadów korytowych i gleb aluwialnych tworzących się w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat w dolinie uregulowanego koryta Kanału Matyldy. Badania pozwoliły na ocenę wielkości i zasięgu zanieczyszczenia osadów wypełniających dno doliny i zalewanych okresowo wodami rzecznyymi.

Uzyskane wyniki badań wykazały duże zróżnicowanie koncentracji metali ciężkich w badanych osadach i glebach. Pozwoliły one na stwierdzenie, że w czasie funkcjonowania kopalni rud Zn-Pb zawartość metali w akumulowanych osadach pochodzących z kopalni przekraczała przeważnie: 400 mg/kg Cd, 20 000-25 000 mg/kg Pb i nawet 40 000 mg/kg Zn. Po zamknięciu kopalni nastąpił dość szybki spadek koncentracji tych metali. Ich zawartość w warstwie powierzchniowej profili wskazuje na 4-8-krotną redukcję zanieczyszczenia w ciągu niemal 40 lat od zakończenia eksploatacji. Spadek ten jest wynikiem rozcieńczania osadami niezanieczyszczonymi, a także przemieszczania się zanieczyszczonych osadów w czasie wezbrań i ich redepozycji w coraz niższych odcinkach, o czym świadczyć może wzrost koncentracji metali z biegiem strumienia [A2]. Niewątpliwie jednak, znaczącą rolę odgrywa także mobilizacja metali i ich włączanie w obieg biologiczny oraz wynoszenie wraz z wodami powierzchniowymi poza obręb doliny. Bardzo wysokie koncentracje metali w glebach aluwialnych, w których z powodu morfologii terenu nie następuje współcześnie dostawa osadów wodami płynącymi, mogą wskazywać na udział metali w obiegu

biologicznym. Występują one w powierzchniowym poziomie glebowym A0 tworzącym się wyłącznie wskutek degradacji powstającej *in situ* materii organicznej.

Ocena roli wód gruntowych w wymywaniu i transporcie zanieczyszczeń

Na podstawie [A.6] - *Groundwater hydrochemistry and soil pollution in a catchment affected by an abandoned lead-zinc mine.*

Istnieje wiele prac, w których przedstawiono wyniki badań dotyczących potencjalnego wpływu zanieczyszczeń przenoszonych z terenów zalewowych na wody powierzchniowe (np. Hudson-Edwards *et al.* 1998, Ciszewski *et al.* 2008, Lair *et al.* 2009, Aleksander-Kwaterczak and Helios-Rybicka 2009 – [A1]). Znacznie mniej uwagi poświęca się określeniu stopnia wymywania metali przez wody gruntowe drenujące zanieczyszczone gleby aluwialne.

W celu wykonania takiej oceny przeprowadziłam badania gleb i wód na obszarze występowania rowów melioracyjnych w dolinie Kanału Matyldy. Rowy istnieją na omawianym terenie przynajmniej od końca XIX w. i drenują wody jedynie sezonowo, tj. w okresach wysokich stanów wód gruntowych. W momencie funkcjonowania kopalni wysokie stany wody w korycie rzeczonym mogły powodować również permanentne wypełnienie wodami rowów melioracyjnych. Obecnie przepływ wód wzdłuż rowów jest bardzo powolny, pozwalający na transport na niewielkie odległości wyłącznie osadów drobnoziarnistych.

Do badań pobrane zostały profile gleb aluwialnych wzdłuż dwóch rowów melioracyjnych z odkrywek wykonanych w odległości około 50, 150, 200 i 250 m od aktualnego koryta Kanału Matyldy. W miejscach pobrania gleb zainstalowane zostały także studzienki piezometryczne, z których pobierano wody gruntowe.

Stwierdziłam, że infiltracja wód gruntowych w połączeniu z przenikaniem wód kopalnianych z koryta rzecznoego poprzez kanały płytkich rowów melioracyjnych spowodowała zanieczyszczenie gleb aluwialnych. W badanych próbkach gleb stwierdziłam bardzo wysokie i zróżnicowane koncentracje metali, dochodzące maksymalnie do [mg/kg]: 100 – Cd, 35 000. – Zn oraz 40 000 – Pb. Wyższe zawartości metali występowały w glebach pobranych z rowu położonego bliżej dawnego, XIX wiecznego koryta Matyldy, a najwyższe oznaczono w profilach położonych w górnych częściach rowu, na głębokości kilku centymetrów poniżej warstwy powierzchniowej.

W wodach gruntowych najwyższe stężenia tych metali stwierdziłam, podobnie jak w przypadku gleb, dla próbek pobranych z piezometrów położonych najbliżej aktualnego koryta Matyldy, co wiązałam z infiltracją zanieczyszczonych wód rzecznych i transportem metali wraz z wodami gruntowymi. Zauważyłam także mniej lub bardziej regularny wzrost stężenia jonów: Ca, Mg, Fe, Mn oraz chlorków, węglanów, siarczanów i azotanów w przepływających wzdłuż rowów wodach podziemnych. Wskazuje to na fakt, że obecnie sieć rowów może być także rozproszonym źródłem tych jonów.

Badane gleby charakteryzują się dużą zawartością frakcji piaszczystej, dlatego w momencie zrzutu silnie zanieczyszczonych wód kopalnianych, wody te przenikając z koryta w łatwy sposób mogły infiltrować zarówno w głąb gleb, jak i wzdłuż rowów. Po zamknięciu kopalni silnie zanieczyszczone gleby stały się potencjalnym wtórnym ogniskiem zanieczyszczenia. Jednakże biorąc pod uwagę zagrożenie dla środowiska niewątpliwie korzystny jest fakt, że gleby posiadają w głównej mierze neutralne pH, wynikające z obecności triasowych dolomitów występujących w podłożu zlewni.

Podsumowując, dystrybucja i stężenia metali w glebach aluwialnych i wodach gruntowych sugerują powolne wypłukiwanie metali ciężkich z doliny rzecznej i istotne przekształcenie składu chemicznego wód drenujących rowy melioracyjne.

Ocena wpływu długoterminowego zanieczyszczenia osadów metalami ciężkimi na organizmy żywe

Na podstawie [A.4] - *Interdisciplinary investigations of contamination effects of pond and stream waters and sediments in the Matylda catchment – an attempt to classification* oraz [A.5] - *Phyto- and zooplankton in fishponds contaminated with heavy metal runoff from a lead-zinc mine*.

Ocena stanu środowiska na podstawie składu zespołów lub funkcjonowania osobników poszczególnych gatunków i jego powiązanie ze stopniem zanieczyszczenia wód, gleb i osadów ma szczególnie istotne znaczenie na obszarach historycznie silnie zanieczyszczonych. Pozwala ona z jednej strony na oszacowanie trwałości efektów zanieczyszczenia, a z drugiej na poznanie możliwości i tempa powrotu życia biologicznego do stanu bliskiego naturalnemu. Istnieją liczne badania dotyczące skutków toksykologicznych zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi na mikroorganizmy wodne. Oparte są one jednak głównie na eksperymentach krótkoterminowych (Paulsson *et al.* 2000, Clement *et al.*

2004). Natomiast badania długoterminowych skutków skażenia osadów metalami ciężkimi na gatunki słodkowodne są bardzo rzadkie i mało kompleksowe.

W opisywanych pracach zwróciłam uwagę na potencjalne [A.4] oraz rzeczywiste [A.5] skutki oddziaływania zanieczyszczonych wód i osadów w Kanale Matyldy oraz stawów rybnych. Podałam w nich analizie wyniki otrzymane dla próbek wody, osadów i gleb, a także dla organizmów słodkowodnych takich jak: makrofity, fitoplankton i zooplankton.

W pierwszej z prac [A.4] podjęłam próbę oceny aktualnego stanu środowiska wodnego przy użyciu istniejących norm prawnych oraz klasyfikacji i na tej podstawie dokonałam oceny długoterminowych skutków skażenia wód i osadów na organizmy wodne. W drugiej z wymienionych prac [A.5] zwróciłam szczególną uwagę na fito- i zooplankton w stawach rybnych. Badania miały na celu określenie długofalowych skutków zanieczyszczeń metalami ciężkimi na strukturę i dynamikę mikroorganizmów.

Należy zwrócić uwagę na fakt, że choć zawartość metali w wodzie jest normalizowana przez prawo w Polsce, nie ma takich regulacji w odniesieniu do osadów. Może to być związane z tym, że tylko część metali, ta najbardziej mobilna może ulegać transportowi z zanieczyszczonych osadów do wód gruntowych i powierzchniowych. Ewentualne zagrożenie dla organizmów żywych pojawia się najczęściej podczas zmiany warunków fizyczno-chemicznych np. Eh czy pH.

Na podstawie zastosowanych klasyfikacji stwierdziłam ekstremalnie wysokie zanieczyszczenie metalami ciężkimi osadów a także gleb hydrogeniczných. Dotyczyło ono głównie kadmu, cynku a także ołowiu. Ze względu na zawartość tych metali badane próbki zostały zaliczone do pozaklasowych lub najwyższej klasy zanieczyszczenia. Niemniej jednak występują lokalnie znaczące różnice koncentracji tych metali. Wynikają one zarówno z przestrzennych zmian akumulacji zanieczyszczonych osadów transportowanych z kopalni w okresie jej aktywności, jak i późniejszych zmian spowodowanych erozją lub pracami w obrębie stawów rybnych (wybieranie osadów, czy też wypuszczanie wody). Obserwuje się także dużą zmienność koncentracji metali w rdzeniach osadów, wynikającą ze zmiennej akumulacji zanieczyszczeń w różnych okresach czasu, a także ze współczesnych zmian diagenetycznych. O takich zmianach wpływających na zawartość metali w osadach świadczą stałe, podniesione w stosunku do naturalnych koncentracje pierwiastków w wodach. Dotyczy to przede wszystkim kadmu, ze względu na który wody Kanału Matyldy zaliczono do IV klasy (Dz.U. 08.162.1008). W zasadzie powinien on dyskwalifikować wody jako użytkowe

dla celów hodowlanych ze względu na dużą toksyczność, zazwyczaj występującą już przy stosunkowo niskich koncentracjach tego metalu.

Przeprowadzone badania pokazują, że mimo ekstremalnie wysokiego zanieczyszczenia osadów metalami ciężkimi sugerującego silnie toksyczne efekty, a także ewidentnego wymywania tych pierwiastków z osadów, wpływ tego zanieczyszczenia na organizmy żywe nie jest oczywisty. Na efekt zanieczyszczenia z przeszłości, tzw. „memory effect”, nakłada się stosunkowo niezły ze względu na większość wskaźników stan wód. Pozwala on na życie biologiczne wielu gatunków roślin i zwierząt, chociaż być może tylko tych najbardziej tolerancyjnych na wysokie koncentracje metali. Znaczącej toksyczności wód Kanału Matyldy wydaje się zaprzeczać także skład okrzemków, który jest wyraźnie związany ze zmianami składu makrojonów z biegiem strumienia, a więc poprawą klasy czystości wód. Podobnie, skład zespołów fito- i zooplanktonu wydaje się nawiązywać głównie do sposobu użytkowania stawów i różnic w ich zasilaniu, natomiast zanieczyszczenie metalami ciężkimi pozostaje tu czynnikiem drugorzędym. Trudny do określenia jest także wpływ zanieczyszczenia metalami na makrofitę między innymi ze względu na brak istnienia klasyfikacji efektów toksycznych. Można stwierdzić jednak, że obserwowane koncentracje metali w roślinach są nieproporcjonalnie niskie w stosunku do ekstremalnego zanieczyszczenia osadów, a obserwowane zmiany fizjologii tych roślin wykazują stosunkowo niewielką ich dysfunkcję. Może to wynikać z małej biodostępności metali, interakcji między metalami lub z mechanizmów adaptacyjnych roślin. Najwyraźniej też badane makrofitę są gatunkami odpornymi, zdolnymi do życia w silnie zanieczyszczonym metalami ciężkimi środowisku wodnym.

Reasumując, przedstawione wyniki wskazują na konieczność prowadzenia bardzo szczegółowych i kompleksowych badań, w celu jednoznacznego określenia rzeczywistego zagrożenia dla biocenozy ze strony metali występujących w abiotycznych elementach ekosystemu.

Próba odtworzenia zmian w dystrybucji metali w dolinie Kanału Matyldy

Na podstawie [A.7] - *Long-term dispersal of heavy metals in a catchment affected by historic lead and zinc mining.*

Publikację tą uznaję za kluczową pod kątem określenia długookresowej migracji metali na obszarze zlewni Kanału Matyldy. Jednakże na uzyskane w niej rezultaty składają się również wcześniej przedstawione wyniki badań i przyjęta dzięki nim strategia wykonania bardziej szczegółowych analiz.

Za główne cele w prezentowanej publikacji przyjąłm próbę odtworzenia zmian w dystrybucji metali (głównie Cd, Zn i Pb) w dolinie Matyldy podczas trwającego 100-letniego górnictwa rud Zn-Pb oraz podczas okresu, jaki minął od jego zakończenia. W pracy zaproponowałam także drogę postępowania pozwalającą na zmniejszenie istniejącego zanieczyszczenia lub/i ograniczenie potencjalnej remobilizacji metali.

Wykonałam badania rdzeni osadów, które zostały pobrane w przekrojach poprzecznych do doliny rzeki oraz do zasilanych wodami Matyldy stawów rybnych. Określiłam właściwości fizyczno-chemiczne osadów, całkowitą koncentrację oraz formy chemiczne metali (ekstrakcja sekwencyjna), a także skład mineralny próbek osadów na podstawie wyników badań wykonanych metodą fluorescencji rentgenowskiej. Dodatkowo, w celu określenia wpływu opadających liści na zanieczyszczenie współcześnie tworzącej się warstwy organicznej, pobrałam próbki liści z dominującej na omawianym obszarze olszy i określiłam w nich całkowite koncentracje metali.

Stwierdziłam, wysokie zawartości Zn, Cd i Pb w rdzeniach osadów, które różniły się w szerokich zakresach odpowiednio: 40 000-55 000, 300-600 i 30 000-50 000 mg/kg. Zmiany koncentracji metali oraz litologia osadów na obszarach zalewowych, osadów z koryta rzecznoego oraz ze stawów rybnych wskazują na szybko zachodzące zmiany w ładunkach metali, jakie ulegały migracji w dół rzeki, zarówno w trakcie trwania eksploatacji rud, jak i po zamknięciu kopalni. Wraz z wodami kopalnianymi transportowane były przede wszystkim osady drobnoziarniste zawierające w swoim składzie dolomit, sfaleryt, galenę, cerusyt i smitsonit. Doszło do akumulacji silnie zanieczyszczonej metalami warstwy o miąższości około 12 cm, która stała się głównym źródłem zanieczyszczenia wód powierzchniowych i współcześnie akumulowanych osadów. Jednakże redystrybucja zanieczyszczonych metalami osadów na obszarze koryta Matyldy była bardzo intensywna i krótkotrwała.

Od około 1980 roku na obszary teras oraz do zbiorników stawów rybnych dostarczane są stałe ładunki metali z obszaru zlewni. Aczkolwiek na obszarze zalewowym zauważalny

jest intensywny spadek zawartości metali w powierzchniowej warstwie osadów, wynikający z wolnego narastania osadów i równocześnie jego wzbogacania w materię organiczną pochodzącą w głównej mierze z rozkładu opadających liści.

Analiza koncentracji metali w wodach wykazała około pięciokrotny wzrost stężenia kadmu na około 4,5 kilometrze Kanału Matyldy, co biorąc pod uwagę duży udział tego metalu w formach mobilnych, wskazuje na ciągłe wymywanie tego pierwiastka z zanieczyszczonej warstwy osadów doliny. Niemniej jednak zawartość Zn i Pb w wodach jest stosunkowo niska. Może to wynikać z małej miąższości warstwy osadów pochodzenia kopalnianego, z panujących w osadach warunków beztlenowych i lekko zasadowego pH wody w rzece, co zmniejsza mobilność tych metali.

Rozpatrując na analizowanym terenie możliwość prac rekultywacyjnych należy wziąć pod uwagę rozproszenie skażonej warstwy osadów na dużym obszarze dna doliny, co praktycznie uniemożliwia przeprowadzenie takich prac niskim nakładem finansowym. Wskazane byłoby przeprowadzenie zabiegów mających na celu redukcję zanieczyszczenia osadów w stawach rybnych. Za najbardziej celowe uznano wybranie zanieczyszczonych osadów oraz ich złożenie w miejscu specjalnie do tego przeznaczonym.

Otrzymane wyniki są istotne biorąc szczególnie pod uwagę znajdujące się w dolinie Matyldy stawy, które są obecnie wykorzystywane dla celów rekreacyjnych, a przede wszystkim bardzo licznie odwiedzane przez wędkarzy z Koła Wędkarskiego w Chrzanowie. Dlatego planowana jest kontynuacja badań na obszarze zlewni Matyldy. W tym celu, w listopadzie 2012 złożyłam wniosek w ramach projektów Polsko-Norweskich (*Low-cost remedy actions in a small catchment affected by former lead-zinc mine at Chrzanów*), w ramach którego jako efekt finalny planuje się: przeprowadzenie oceny ryzyka środowiskowego oraz prac naprawczych na obszarze stawów, które pozwolą na bezpieczne ich użytkowanie w przyszłości. Dzięki współpracy z prof. J.M. Pacyną z Center for Ecology and Economics w Norwegii, będzie możliwa wycena finansowa różnych opcji prac rekultywacyjnych i przyjęcie do wykonania tej najbardziej opłacalnej i najbardziej korzystnej dla środowiska. Planowane jest także przygotowanie poradnika, który pozwoli na odpowiednią gospodarkę osadami prowadzoną na obszarze zlewni Matyldy jak i innych zlewni o podobnych problemach.

PODSUMOWANIE

Na podstawie przeprowadzonych badań wykazałam, że zarówno Kanał Matyldy, jak i Mała Panew, należą do rzek najbardziej zanieczyszczonych metalami tj. Zn, Pb i Cd nie tylko w Polsce, ale i w Europie. Wysokie koncentracje związków metali w dolinach rzecznych wskazują, że działalność górnictwa i hutnictwa rud Zn-Pb „zapisała” się bardzo wyraźnie w osadach. Na podstawie analizy zmian składu chemicznego osadów znajdujących się w dnie doliny stwierdzam, że mimo długiego okresu, jaki minął od zakończenia eksploatacji na tym obszarze **zanieczyszczenie w skali zlewni jest zjawiskiem długotrwałym.**

Na uwagę zasługuje jednakże fakt, że metale ciężkie, występujące w osadach stanowią dużo mniejsze niż przewidywane przez istniejące klasyfikacje toksykologiczne zagrożenie dla badanych gatunków roślin i zwierząt. Wskazują raczej na skutki zanieczyszczenia permanentnego wynikającego z ciągłej remobilizacji i wymywania metali z obszaru zlewni, niż z krótkotrwałego, ale silnego skażenia.

Najważniejsze wnioski wynikające z przeprowadzonych przeze mnie badań w ramach przedkładanego cyklu publikacji:

- Uzyskane w pracach wyniki wskazują, że istnieje potrzeba ujednoczenia metodyki prowadzonych badań oraz oceny stopnia zanieczyszczenia osadów pod kątem ich potencjalnego zagrożenia dla organizmów żywych. Wiązałoby się to z koniecznością zmian w polskim prawodawstwie w tym aspekcie.
- Proponuję włączenie do oceny stanu jakości osadów wodnych badanie ilości metali występujących w formach mobilnych oraz określenie składu chemicznego wód porowych. Badania takie mogą pomóc w wyjaśnieniu zmian, jakie zachodzą w samym osadzie, jak i na kontakcie pomiędzy wodą a fazą stałą i wskazać na zagrożenie związane z mobilizacją metali i ich długotrwałą migracją na obszarze zlewni.
- Prowadzone przeze mnie badania i uzyskane wyniki powinny znaleźć wykorzystanie do oceny ryzyka związanego z historycznym zanieczyszczeniem osadów w skali lokalnej dorzecza. Należy wziąć pod uwagę szczególnie takie tereny, na których prowadzone jest rolnictwo czy hodowla zwierząt lub też te, które są wykorzystywane do celów rekreacyjnych.

- Tereny o historycznym zanieczyszczeniu powinny być uwzględniane w systemie zarządzania i gospodarki osadami na obszarze danej zlewni, a szczególnie w przypadku zarządzania ciekami transgranicznymi.
- Uzyskane dane mogą stać się bardzo istotne podczas opracowywania strategii prac naprawczych, naruszających warunki naturalne (np. pogłębianie zbiorników wodnych) w celu uniknięcia remobilizacji metali.

Urszula Aleksander-Kwaterczak



LITERATURA

- 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. *Environmental Pollution*, 132, 413-426.
- Beuge P., Greif A., Hoppe T., Klemm W., Kleeberg R., Kluge A., Mosier U., Starke R., Alfaro J., Haurand M., Knöchel A., Meyer A., 1994: Erfassung und Beurteilung der Schadstoffbelastung des Muldesystems. W: F. Rüdiger (red.), *Die Belastung der Elbe Teil I -Elbenebenflüsse*, 27-36.
- Bojakowska I., Sokołowska G., 1998: Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych. *Przegląd Geologiczny*, 46, 49-54.
- Byrne P., Reid I., Wood P.J., 2010: Sediment geochemistry of streams draining abandoned lead/zinc mines in central Wales: the Afon Twymyn. *Journal of Soils and Sediments*, 10, 683-697.
- Cabała J., Sutkowska K., 2006: Wpływ dawnej eksploatacji i przeróbki rud Zn-Pb na skład mineralny gleb industrialnych, rejon Olkusza i Jaworzna. *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej*, 117, 13-22.
- Cappuyns V., Swennen R., Vandamme A., Nicleas M., 2006: Environmental impact of the former Pb-Zn mining and smelting in East Belgium. *Journal of Geochemical Exploration*, 88, 6-9.
- Ciszewski D., Malik I., 2003: Zapis XX-wiecznej historii zanieczyszczenia rzeki Małej Panwi metalami ciężkimi w jej osadach. *Przegląd Geologiczny*, 51, 142-147.
- Ciszewski D., Czajka A., Błazej S., 2008: Rapid migration of heavy metals and ¹³⁷Cs in alluvial sediments, Upper Odra River valley, Poland. *Environmental Geology*, 55, 1577-1586.
- Clement B., Devaux A., Perrodin Y., Danjean M., Ghidini-Fatus M., 2004: Assessment of sediment ecotoxicity and genotoxicity in freshwater laboratory microcosms. *Ecotoxicology*, 13, 323-333.
- Eckel W.P., Rabinowitz M. B., Foster G.D., 2000: Discovering unrecognized lead-smelting sites by historical methods. *American Journal of Public Health*, 91, 625-627.
- Förstner U., 2008: P. N. Owens, sustainable management of sediment resources. Vol. 4: Sediment management at the river basin scale. *Journal of Soils and Sediments*, 8, 212-213.
- Gałkiewicz T., Śliwiński S., 1985: Charakterystyka geologiczna śląsko-krakowskich złóż cynkowo-olowiowych. *Rocznik Polskiego Towarzystwa Geologicznego*, 53, 63-90.
- Hudson-Edwards K.A., 2003: Sources, mineralogy, chemistry and fate of heavy metal-bearing particles in mining-affected river systems. *Mineralogical Magazine*, 67, 205-217.
- Lair G.J., Zehetner F., Fiebig M. et al., 2009: How do long-term development and periodical changes of river floodplain systems affect the fate of contaminants? Results from European rivers. *Environmental Pollution*, 157, 3336-3346.
- Mikryakova T.F., 2002: Accumulation of heavy metals by macrophytes at different levels of pollution of aquatic medium. *Water Resources*, 29, 230-232.
- Molenda D., 1963: Górnictwo kruszcowe na terenie złóż śląsko-krakowskich do połowy XVI wieku. W: Geysztor A. (red.), *Studia i materiały z historii kultury materialnej t. XV, Studia z dziejów górnictwa i hutnictwa t. VIII*. Ossolineum, Kraków.
- Netzband A., 2007: Sediment Management: An essential element of River Basin Management Plans. *Journal of Soils and Sediments*, 7, 117-132.

Paulsson M., Nystrom B., Blanck, H., 2000: Long-term toxicity of zinc to bacteria and algae in periphyton communities from the river Gota Alv, based on a microcosm study. *Aquatic Toxicology*, 47, 243-257.

Szuwarzyński M., 2000: Zakłady Górnicze „Trzebieńka” S.A. 1950-2000. Przedsiębiorstwo Doradztwa Technicznego „Kadra”, Trzebieńka.

Wyżga B., Ciszewski D., 2010: Hydraulic controls on the entrapment of heavy metal-polluted sediments on a floodplain of variable width, the upper Vistula River, southern Poland. *Geomorphology*, 117, 272-286.

Dz.U. 08.162.1008 - Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych.

Dz.U. 11.258.1550 - Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15 listopada 2011 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych.

Dz.U. 11.258.1549 - Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych.