

**WNIOSEK
O WSZCZĘCIE POSTĘPOWANIA HABILITACYJNEGO**

Załącznik 2a

AUTOREFERAT

(w języku polskim)

Dr inż. Ewa Adamiec

**Akademia Górniczo-Hutnicza
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
Al. Mickiewicza 30-059 Kraków**

Kraków 2017

I. ŻYCIORYS NAUKOWY

DANE OSOBOWE:

Imię i Nazwisko: Ewa Adamiec

WYKSZTAŁCENIE:

Czerwiec 1993 Świadectwo Dojrzałości.
III Liceum Ogólnokształcące im. Adama Mickiewicza w Katowicach.
Profil: matematyczno-fizyczny.

Czerwiec 1998 Magister Inżynier.
Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska
Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Kierunek: Inżynieria Środowiska.
Specjalność: Ochrona środowiska w przemyśle.
Tytuł rozprawy "Nitrogen and Phosphorus removal with Ecological Engineering Application". Praca wyróżniona.
Ocena końcowa na dyplomie: 6,0. Dyplom z wyróżnieniem.

W trakcie studiów semester w Mid Sweden University in Östersund w Szwecji ukończony z wyróżnieniem.

Grudzień 2002 Doktor Nauk o Ziemi.
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Tytuł rozprawy doktorskiej: "Rola zawiesiny rzeki Odry w akumulacji, rozmieszczeniu i transporcie metali śladowych". Praca wyróżniona.
Promotor rozprawy: Prof. dr hab. inż. Edeltrauda Helios-Rybicka.

ZATRUDNIENIE I DOŚWIADCZENIE ZAWODOWE:

1998 – 2002
studia doktoranckie Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Zakład Ochrony Środowiska

2002 – 2004 - asystent Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
Zakład Ochrony Środowiska

- 2004 – aktualnie - adiunkt** Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
2004 – 2005 Zakład Ochrony Środowiska
2004 – 2005 Katedra Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki
2008 – 2010 *Urlop bezpłatny*
2011 – 2012 *Urlop macierzyński*
2012 – aktualnie – Katedra Ochrony Środowiska
2015 *Urlop wychowawczy*
- 2002-2006 Międzynarodowa Szkoła Inżynierska
- 2016 – aktualnie** Prodziekan ds. kształcenia i spraw studenckich dla studentów studiów stacjonarnych kierunków Górnictwo i Geologia, Ekologiczne Źródła Energii oraz Ochrona Środowiska

STAŻE:

- Czerwiec – sierpień 1995** University Halle –Wittenberg w Niemczech. Institute für Agrotechnik und Landeskultur
- Styczeń – wrzesień 1997** Ecological Centre Stensund Aquaculture Wastewater Treatment Plant w Szwecji - Stypendium Instytutu Szwedzkiego
- Styczeń – sierpień 1999** Instytut Chemii Nieorganicznej i Stosowanej w Uniwersytecie w Hamburgu - Stypendium Fundacji Profesora Nowickiego i Deutsche Bundesstiftung Umwelt

NAJWAŻNIEJSZE WYRÓŻNIENIA I NAGRODY:

- 1998** II miejsce w konkursie na najlepszego absolwenta kierunków związanych z ochroną środowiska Fundacji Profesora Nowickiego i Deutsche Bundesstiftung Umwelt
- 2002** Stypendium Fundacji Kościuszkowskiej i Katedry Nauk o Środowisku Wydziału Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska Akademii Górniczo-Hutniczej.
- 2002** Praca doktorska obroniona z wyróżnieniem.
- 2003** Nagroda Indywidualna Rektora III stopnia za osiągnięcia naukowe w roku 2002.
- 2003** Nagroda Zespołowa Rektora za osiągnięcia naukowe w roku 2002.
- 2003 - 2004** Stypendium Fundacji na rzecz Nauki Polskiej dla młodych pracowników nauki
- 2004** II miejsce w konkursie dla młodych naukowców w sekcji przyrodniczej za referat pt.: „*Heavy metals distribution in the upper and middle Odra river in period 1997–2000*”. International Congress of the Sociates Humboldtiana Polonorum.
- 2005** Nagroda Indywidualna Rektora III stopnia za osiągnięcia naukowe w roku 2004
- 2006** Nagroda Zespołowa Rektora za osiągnięcia naukowe w roku 2005.
- 2010** Stypendium fundacji Sendzimira „Applied System Analysis and System Dynamics Approach towards Sustainable Development”, Sendzimir Foundation and Systems Solution Center

II. 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.):

TYTUŁ OSIĄGNIĘCIA NAUKOWEGO: „ZANIECZYSZCZENIA PYŁOWE POWSTAJĄCE W TRAKCIE EKSPLOATACJI POJAZDÓW JAKO POTENCJALNE ZAGROŻENIE DLA ŚRODOWISKA MIEJSKIEGO”

CYKL PUBLIKACJI POWIĄZANYCH TEMATYCZNIE STANOWIĄCYCH OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE:

1. **ADAMIEC E., JAROSZ-KRZEMIŃSKA E, WIESZAŁA R.** (2016) *Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dust. „Environmental Monitoring and Assessment”* 188 (369),1–11. DOI:10.1007/s10661-016-5377-1.
Lista A 25 punktów (IF 1.633, IF₅ 1,921), (udział 80%).
2. **ADAMIEC E.** (2017a) *Chemical fractionation and mobility of traffic related elements in road environments. „Environmental Geochemistry and Health”,* DOI:10.1007/s10653-017-9983-9.
Lista A 35 punktów (IF₂₀₁₆ 2.616 , IF₅: 2.079).
3. **ADAMIEC E.** (2017b) *Road Environments: Impact of Metals on Human Health in Heavily Congested Cities of Poland. „International Journal of Environmental Research and Public Health”,* 14 (697), 1–17. DOI:10.3390/ijerph14070697.
Lista A 30 punktów (IF₂₀₁₆: 2.101, IF₅: 2.540).
4. **ADAMIEC E.** (2017c) *Traffic-related metals as sources of urban environment pollution: A case study of Kraków, Poland. „WIT Transactions on Ecology and The Environment”,* 214, 81–89. DOI:10.2495/ECO170081.

KOMENTARZ AUTORSKI DO ZBIORU PUBLIKACJI STANOWIĄCYCH OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE

WPROWADZENIE

Zanieczyszczenia pochodzące z transportu drogowego uważane są za główny czynnik ryzyka środowiskowego, odpowiedzialny za przedwczesne zgony na całym świecie (Maynard et al., 2007; Meister et al., 2012; EEA Report, 2016). W Europie szacuje się, że każdego roku występuje ich około 400 tysięcy (EEA Report, 2013; Amato et al., 2014) i są one związane z chorobami układu oddechowego, krążeniowego (Pope i Dockery, 2006; Perez et al., 2009; Qui et al., 2012), a także chorobami nowotworowymi, a w szczególności rakiem płuc (Loeb, 2001; Potgieter–Vermaak et al., 2012; WHO Report, 2013).

Mylnie pokutuje przekonanie, że zanieczyszczenie powietrza związane z komunikacją jest wyłącznie konsekwencją efektu niecałkowitego spalania paliwa, podczas gdy w rzeczywistości dominuje emisja cząsteczek niespalinowych, generowanych w trakcie ścierania klocków i tarcz hamulcowych oraz sprzęgłowych, korozji karoserii i infrastruktury drogowej oraz niszczenia nawierzchni jezdni (Barlow et al., 2007; Querol et al., 2007; Thorpe i Harrison, 2008; McKenzie et al., 2009; Carrero et al., 2012; Pant i Harrison, 2013). Zgodnie z danymi Głównego Urzędu Statystycznego (2016) w Polsce w roku 2014 źródła niespalinowe stanowiły aż 78,4% całkowitej emisji zanieczyszczeń pyłowych ze źródeł komunikacyjnych. Rexeis and Hausberger (2009) przewidują nawet, że udział cząstek niespalinowych stale będzie wzrastał i do końca 2020 roku wyniesie średnio około 90% emisji zanieczyszczeń ze źródeł komunikacyjnych.

Zaawansowane badania naukowe nad emisją cząstek spalinowych oraz ich wpływem na środowisko i zdrowie człowieka prowadzone są od lat 70. ubiegłego stulecia. W konsekwencji wymusiły one wzmożone działania legislacyjne i znaczące udoskonalenia technologiczne, przyczyniając się tym samym do redukcji emisji cząstek stałych pochodzących z silników spalinowych (Bukowiecki et al., 2009; Pant i Harrison, 2013; van der Gon et al., 2013). Jednocześnie prace badawcze w zakresie źródeł niespalinowych dopiero zaczynają się pojawiać (Amato et al., 2014) i nie obserwuje się obecnie żadnych poczynań legislacyjnych ani ulepszeń technologicznych mających na celu redukcję emisji cząstek niespalinowych. Mimo to państwa członkowskie Unii Europejskiej ze względu na konwencje w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości (CLRTAP, ang. *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*) są zobowiązane do tworzenia wykazów emisji zawierających również niespalinowe źródła pochodzące z ruchu drogowego. Należy zauważyć, że obecna procedura przygotowywania raportów jest jednak niedopracowana i pomija

m.in. zjawisko wielokrotnego zawieszania pyłu będącego bardzo istotnym parametrem charakteryzującym zanieczyszczenie środowiska drogowego (Kupiainen et al., 2005; Harrison et al., 2012; Amato et al., 2013; Lawrence R. et al., 2013; Amato et al., 2014).

Pomimo, iż źródła niespalinowe nie zostały jeszcze odpowiednio zbadane (van der Gon et al., 2013), już wstępne badania w tym zakresie jednoznacznie wykazują, że choć udział cząsteczek pochodzących ze źródeł komunikacyjnych nie jest dominujący pod względem masy w porównaniu ze składnikami m.in. o pochodzeniu geogenicznym, to ich wpływ na zdrowie jest najistotniejszy (Amato et al., 2014). Najnowsze badania przeprowadzone przez Potgieter–Vermaak et al. (2012) wykazały znacznie wyższy potencjał oksydacyjny cząsteczek zużytych klocków hamulcowych w porównaniu ze spalinami silnika diesla, oponami czy pyłem drogowym. Badania toksyczności *in vitro*, przeprowadzane na zwierzętach, potwierdziły, że skład chemiczny cząstek pyłów drogowych odgrywa ważną rolę w ich mechanizmach toksycznych, genotoksycznych i rakotwórczych, nadal jednak nie są one jednoznacznie wyjaśnione (Potgieter–Vermaak et al., 2012).

Postęp w motoryzacji i inżynierii materiałowej spowodował wprowadzanie na rynek nowych materiałów stosowanych do produkcji klocków hamulcowych, tym samym komplikując jeszcze bardziej problematykę określania ich wpływu na środowisko i zdrowie człowieka. Skład klocków najczęściej jest zoptymalizowany z punktu widzenia właściwości mechanicznych, a w szczególności wytrzymałości materiału, bez uwzględniania ich potencjalnego oddziaływania na środowisko i człowieka. Należy również zauważyć, że w nadchodzących latach wzrost udziału pyłów drogowych może być wywołany przez kryzys ekonomiczny oraz prawdopodobne zwiększenie użycia zamienników wykonywanych z tańszych materiałów i słabszych technologii, a w rezultacie gorszej jakości (Amato et al., 2014).

Dodatkowo działanie wysokich temperatur i ciśnień podczas procesów hamowania może powodować zmianę składu chemicznego powstających pyłów, który będzie się znacznie różnił od składu chemicznego oryginalnych materiałów okładzin ciernych (Kukutschová et al., 2011; Österle et al., 2001). Dodatkowo cząstki w pyłe drogowym są skutkiem złożonych procesów zachodzących na powierzchni jezdni, które zmieniają ich skład geochemiczny. W wyniku takich modyfikacji cząstki mogą tworzyć unikalne mieszaniny, często bardzo toksyczne (Kreider et al., 2012) i mobilne w środowisku. Należy również zauważyć, że cząsteczki pyłu dodatkowo pełnią funkcję nośników innych zanieczyszczeń.

Rosnący udział eksploatacyjnych pyłów drogowych w bilansie emisji zanieczyszczeń powietrza związanych z komunikacją oraz stopień skomplikowania tej problematyki potwierdza zasadność potrzeby wykonania charakterystyki geochemicznej pyłów drogowych oraz określenia ich ryzyka ekologicznego w środowisku drogowym i wpływu na zdrowie człowieka.

KRÓTKA CHARAKTERYSTYKA PUBLIKACJI PRZEDSTAWIONYCH JAKO OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE

Rozważany problem badawczy dotyczy kilku zagadnień, które koncentrują się wokół emisji zanieczyszczeń związanych z eksploatacją pojazdów (publikacja 1), potencjalnej mobilności metali w środowisku drogowym (publikacje 2 i 4) oraz ich oddziaływania na środowisko (publikacje 1-4) i zdrowie człowieka (publikacje 2 - 3). Ze względu na złożoność problemu zanieczyszczenia środowiska drogowego, analizie poddałam szerokie spektrum próbek (klocki hamulcowe, opony, pyły drogowe pobrane na autostradzie oraz w obszarach miejskich o dużej kongestii, osady ze studzienek odprowadzających wody deszczowe, gleby w odległości 10 metrów od granicy z jezdnią). Badania przeprowadziłam w materiale o różnej wielkości ziaren od 20 μm do 2 mm. Do badań wykorzystałam różnorodne metody eksperymentalne i analityczne oraz zaawansowane techniki badawcze. Uzyskanie tak dużej liczby danych pozwoliło mi na przeprowadzenie analizy głównych składowych PCA (ang. *Principal Component Analysis*). Są to obecnie jedyne tak kompleksowe badania środowiska drogowego opisane w literaturze.

PUBLIKACJA 1

ADAMIEC E., JAROSZ-KRZEMIŃSKA E, WIESZAŁA R. (2016) *Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dust*. „Environmental Monitoring and Assessment” 188 (369),1–11. DOI:10.1007/s10661-016-5377-1

Lista A 25 pkt (IF 1.633, IF₅ 1,921)

W publikacji skoncentrowałam się na problematyce emisji niespalinowej związanej z procesami abrazji układu hamulcowego. W celu określenia roli zanieczyszczeń związanych z eksploatacją pojazdów jako istotnego źródła metali w pyłach drogowych przeprowadziłam badania okładzin hamulcowych pochodzących z marek samochodów najczęściej występujących na rynku europejskim. Były to: BMW, Ford, Opel i Mazda.

Z punktu widzenia oddziaływania na środowisko i zdrowie człowieka bardzo ważne jest określenie wielkości cząstek powstających w trakcie tego procesu. W tym celu przeprowadziłam analizę granulometryczną pyłów pochodzących ze zużytych klocków hamulcowych. Badania wykazały, że frakcja pyłu powstającego w trakcie ścierania klocków hamulcowych o wielkości ziaren <20 μm stanowi średnio 87,38%, 20–56 μm – 6,83%, 56–90 μm – 3,92% i 1,87% frakcji 90–250 μm . W badaniach nie stwierdziłam frakcji powyżej 250 μm . W uzyskanych próbkach przeprowadziłam badania SEM-EDS. Badania wykazały, że poszczególne rodzaje klocków charakteryzują się bardzo dużą zmiennością składu, co potwierdziły również badania fazowe.

We wszystkich wydzielonych frakcjach pyłu pochodzących z klocków hamulcowych przeprowadziłam badania zawartości takich metali, jak: Cr, Zn, Fe, Pb, Ni, Cu, Sr, Se, Cd i Pd z zastosowaniem metod ICP-MS (spektrometr masowy z plazmą indukcyjnie wzbudzoną), ICP-OES (optyczny spektrometr emisyjny z plazmą indukcyjnie wzbudzoną) oraz ASA (atomowy spektrometr absorpcyjny). Otrzymane wyniki wykazały, że próbki pyłów hamulcowych zawierają średnio: Fe (184 780 mg/kg), Ba (20 900 mg/kg), Ti (25 400 mg/kg), Cu (14 002 mg/kg), Zn (8310 mg/kg), Pb (2897 mg/kg) i Cr (789 mg/kg). Szczegółowe analizy zawartości metali w poszczególnych frakcjach wykazały, że frakcje najdrobniejsze, tj. o średnicy ziaren <20 µm i 20–56 µm, charakteryzują się najwyższymi stężeniami badanych pierwiastków.

W celu określenia stopnia zanieczyszczenia obszarów narażonych na zanieczyszczenia pochodzące z transportu przeprowadziłam badania geochemicznych pyłów drogowych pobranych w Katowicach i Chorzowie, na obszarach miejskich o dużej kongestii, oraz na autostradzie A-4 na odcinku Katowice–Chorzów. W celu porównania, dodatkowo analizie poddałam próbki pyłów drogowych pobrane na obszarze, na którym potencjalnie nie występuje duży ruch samochodowy. Po wykonaniu analizy granulometrycznej przeprowadziłam charakterystykę składu pyłów drogowych z zastosowaniem techniki SEM-EDS. Przykładowe wyniki analiz przedstawiłam odpowiednio dla próbek pobranych na autostradzie na rys. 4 i w mieście na rys. 5. Kolejno przeprowadziłam szczegółowe badania zawartości Cr, Zn, Fe, Pb, Ni, Cu, Sr, Se, Cd i Pd w pobranych próbkach oraz w 4 wydzielonych frakcjach ziarnowych materiału badawczego (<20 µm, 20–56 µm, 56–90 µm, 90–250 µm) z użyciem metod ICP-MS, ICP-OES i ASA. Porównując zawartości pierwiastków występujących na terenach miejskich z zawartościami metali w pyłach pobranych na obszarach, które uznaje się za niezanieczyszczone, można jednoznacznie stwierdzić, że zawartość metali na obszarach o dużym nasileniu ruchu jest kilkakrotnie, a w przypadku Cu i Zn nawet kilkunastokrotnie wyższa niż na tych terenach, gdzie oddziaływanie to nie występuje. Otrzymane wyniki badań wykazały, że pył drogowy pobrany w wybranych punktach aglomeracji miejskiej był średnio o 30% bardziej zanieczyszczony niż pył pobrany na autostradzie. Szczególnie wysokie zanieczyszczenie stwierdzono w próbkach frakcji ziaren <20 µm i 20–56 µm, w szczególności Zn i Cu, ale również Cr, Ba i Ti.

Następnie dla uzyskanych wyników badań metali ciężkich w próbkach pyłów drogowych określiłam indeks akumulacji I-geo według Müllera (1969). Wyniki wykazały, że pyły pobrane z autostrady są ekstremalnie zanieczyszczone Ti, bardzo silnie zanieczyszczone Cr, Ni i Cu oraz silnie zanieczyszczone Zn. Badania pyłów pobranych w aglomeracji miejskiej wykazały ekstremalnie duże zanieczyszczenie Cu, Cr i Ti oraz silne zanieczyszczenie Zn, Ni i Pb. Metale te są uważane za wskaźniki zanieczyszczenia związanego z eksploatacją pojazdów, a w szczególności z procesami zużycia układu hamulcowego i tarcz sprzęgła, a w przypadku Zn dodatkowo opon i abrazją przydrożnych barierek ochronnych.

Za najważniejsze aspekty poznawcze przedstawionych badań należy uznać:

- Wykazanie, iż 87,38% emitowanych cząstek pyłów pochodzących z klocków hamulcowych ma średnice ziaren poniżej 20 µm, a frakcja powyżej 250 µm nie występuje.
- Stwierdzenie szczególnie wysokich stężeń Zn i Cu, ale również Cr, Ba i Ti w próbkach pyłów drogowych powstających w środowisku miejskim i na autostradzie we frakcji ziaren poniżej 20 µm i w zakresie od 20 µm do 56 µm.
- Wykazanie, że stężenia metali w próbkach pyłów pobranych w aglomeracji miejskiej o dużej kongestii były średnio o 30% wyższe niż w materiał pobranym z autostrady, co sugeruje, że miejski styl jazdy samochodem charakteryzujący się m.in. częstym hamowaniem w większym stopniu przyczynia się emisji zanieczyszczeń niespaleniowych niż poruszanie się aut po autostradzie.

PUBLIKACJA 2

ADAMIEC E. (2017a) *Chemical fractionation and mobility of traffic related elements in road environments*. „Environmental Geochemistry and Health”, DOI:10.1007/s10653-017-9983-9.

Lista A 35 punktów (IF₂₀₁₆ 2.616 , IF₅: 2.079).

W publikacji określiłam stopień zanieczyszczenia środowiska miejskiego na obszarach o dużej kongestii na podstawie badań ilości metali (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) i ich form związania we frakcji o wielkości ziaren <20µm próbek pyłów drogowych, osadów pobranych ze studzienek odprowadzających wody deszczowe oraz gleby pobranej w odległości do 10 m od ulicy. Do badań wybrałam 4 miasta w Polsce: Kraków, Warszawę, Wrocław i Opole. W każdym mieście wyznaczyłam co najmniej 2 obszary, które są bardzo narażone na zanieczyszczenia związane z transportem drogowym oraz co najmniej 1 obszar, który można uznać za potencjalnie niezanieczyszczony metalami pochodzącymi z emisji pojazdów.

W tabeli 1 przedstawiłam wyselekcjonowane lokalizacje punktów poboru materiału badawczego.

Tabela 1. Lokalizacja obszarów badawczych zmodyfikowana na podstawie Adamiec (2017a; 2017b)

LOKALIZACJA OBSZARÓW BADAWCZYCH – 3 KAMPANIE OPRÓBOWANIA			
MIASTO	OBSZAR BADAŃ CHARAKTERYZUJĄCY SIĘ DUŻĄ KONGESTIĄ		OBSZARY POTENCJALNIE NIEZANIECZYSZCZONE METALAMI POCHODZĄCYMI Z EMISJI POJAZDÓW
KRAKÓW	Aleje Mickiewicza Most Dębnicki	ul. Nowohucka	Kopiec Kościuszki
WARSZAWA	Aleje. Jerozolimskie ul. Poniatowskiego	ul. Słomińskiego – ul. Starzyńskiego	ul. Fretta
OPOLE	ul. Niemodlińska	ul. Nysy Łużyckiej	ul. Spacerowa
WROCLAW	Al. Kromera – ul. Jedności Narodowej	ul. Nowaka-Jeziorańskiego – ul. Milenijna	Bulwar Kulczyńskiego

Od maja do grudnia 2015 roku w trakcie 3 kampanii opróbowania łącznie pobrałam 148 próbek na 8 obszarach o dużej kongestii oraz 48 próbek z obszaru potencjalnie niezanieczyszczonego.

Biorąc pod uwagę fakt, że na podstawie wcześniejszych badań pyłów pochodzących ze źródeł niespalinowych (Adamiec et al., 2016) stwierdziłam, iż prawie 90% emitowanych cząstek ma średnice ziaren poniżej 20 μm , a 50% pozostałych ulega rozdrobnieniu do wielkości ziaren $< 20\mu\text{m}$ (por. Garg et al., 2000; Barlow et al., 2007; Kukutschová et al., 2011) do dalszych analiz wybrałam frakcje o wielkości ziaren $< 20\ \mu\text{m}$. Kolejnym bardzo ważnym argumentem wyboru frakcji o wielkości ziaren $< 20\ \mu\text{m}$ jest fakt, że zawiera ona znaczną ilość minerałów ilastych oraz substancji organicznej, charakteryzujących się dużą zdolnością akumulacji i biomagnifikacji metali, które przy niekorzystnych warunkach fizyko-chemicznych mogą stwarzać zagrożenie dla środowiska przyrodniczego i zdrowia ludzi. W celu określenia potencjalnej mobilności metali przeprowadziłam badania form wiązania metali metodą frakcjonowania BCR (Ure et al., 1993), (BCR, ang. *Binding Corporate Rules of the Commission of the European Communities*) w próbkach pyłów drogowych, osadów pobranych ze studzienek odprowadzających wody deszczowe oraz gleb.

Należy zauważyć, że są to pierwsze tak obszerne badania środowiska drogowego obejmujące jednocześnie: 3 komponenty środowiska drogowego (pył drogowy, osad ze studzienek odprowadzających wody deszczowe, glebę), analizę frakcji 20 μm oraz frakcjonowanie. Istnieje stosunkowo wiele badań dotyczących gleby w pobliżu dróg (Carrero et al., 2013; Werkenthin et al., 2014), znacznie mniej badań odnosi się do pyłu drogowego, a badania osadów ze studzienek odprowadzających wody deszczowe pojawiają się sporadycznie. Najczęściej badana jest zawartość metali we frakcji całkowitej, rzadziej analizowana jest konkretna frakcja i formy wiązania metali w próbkach. Przykładowo Fuigueiras et al. (2002) przeanalizowali ponad 400 publikacji dotyczących frakcjonowania metali w próbkach środowiskowych i tylko 4 prace dotyczyły pyłu drogowego, a badania frakcjonowania osadu ze studzienek odprowadzających wody deszczowe wcale się w tym zestawieniu nie pojawiły.

W celu zapewnienia jakości wyników badań i jednocześnie mając na uwadze ograniczenia metod pośrednich w badaniach geochemicznych zastosowałam materiał referencyjny osadu jeziornego BCR 701 stosowany do oceny metody BCR oraz materiały referencyjne pyłu drogowego BCR 723, ERM-CZ120 pyłu PM10 i gleby lekkiej $< 100\ \mu\text{m}$ METRANAL™ 32.

Przeprowadzone badania zawartości metali w najdrobniejszej frakcji $< 20\mu\text{m}$ pyłu drogowego, osadów z kanalizacji burzowej oraz gleby z okolic drogi wykazały bardzo wysokie koncentracje Zn, Cu, Pb i Cd we wszystkich 3 komponentach. Na podstawie klasyfikacji I-geo według Müllera (1969) środowisko drogowe w Krakowie, Warszawie i Wrocławiu można uznać za skażone w stopniu od umiarkowanego do silnego w przypadku Cu, Pb, Cd i za ekstremalnie zanieczyszczone Zn.

Badania wykazały znacznie mniejsze skażenie środowiska drogowego w Opolu. Nie stwierdziłam zanieczyszczenia Ni w żadnym z analizowanych miast.

Badania wykazały, że zawartość Zn w środowisku drogowym w przypadku Warszawy przekraczały 15–18-krotnie, Krakowa 12-krotnie, Wrocławia od 9–12-krotnie, a Opola 6–9-krotnie tło geochemiczne określone przez Turekiana i Wedephola (1961). Stężenie Cu przekraczało przyjęte tło geochemiczne 6–14 razy w przypadku badań prowadzonych w Warszawie, 7–8 razy w Krakowie, 4–6 razy we Wrocławiu oraz 5 razy w Opolu. Ponieważ Cu i Zn są dobrze znanymi, kluczowymi wskaźnikami emisji metali ze źródeł niespalinowych, ich wysokie stężenia potwierdzają, że m.in. zużycie hamulców i opon przyczynia się w znacznym stopniu do zanieczyszczenia tymi pierwiastkami środowiska w pobliżu tras komunikacyjnych. Badania wykazały również, że osady ze studzienek odprowadzających wody deszczowe są średnio o ok. 20–30% bardziej zanieczyszczone, w zależności od pierwiastka, niż pyły drogowe i próbki gleb.

Określenie całkowitej zawartości metali na obszarach zanieczyszczonych przez transport drogowy jest ważną informacją, ale nie odzwierciedla zagrożenia wynikającego z mobilności tych metali w środowisku. Przeprowadzanie frakcjonowania z wykorzystaniem procedury BCR miało zatem na celu oszacowanie toksyczności zanieczyszczeń i określenie mechanizmów transportowych, a tym samym potencjalnego wpływu metali na środowisko i zdrowie ludzi. Zgodnie z procedurą BCR w pierwszym stopniu ekstrakcji określiłam metale na pozycjach jonowymiennych i związanych z węglanami, w drugiej grupie pierwiastki związane z tlenkami Mn i amorficznymi tlenkami Fe, trzecia zaś to metale związane z amorficznymi siarczkami i substancją organiczną. W residuum pozostały metale związane z siarczkami i wbudowane w sieć krystaliczną minerałów.

Badania wykazały, że zarówno w przypadku pyłu drogowego, osadu ze studzienek odprowadzających wody deszczowe, jak i gleby największe zagrożenie związane jest z Zn i Cd. Metale te występują na pozycjach wymiennych i/lub wiążą się z węglanami. Formy te są uznawane za mobilne i, w przypadku niekorzystnych warunków, stosunkowo łatwo uwalniane do środowiska. Obecność węglanów m.in. kalcytu i dolomitu w próbkach potwierdziłam badaniami SEM-EDS. Znaczna ilość Zn i Cd związana jest również z tlenkami Mn i amorficznymi tlenkami Fe. Miedź i Pb związane są głównie z siarczkami, substancją organiczną i/lub pozostają wbudowane w sieci krystalicznej minerałów.

W tabeli 2 przedstawiono wyniki badań form związania metali w pyłach drogowych, osadach ze studzienek odprowadzających wody deszczowe i w glebie we frakcji o wielkości ziaren <20 µm (Adamiec, 2017a) w kolejności od najbardziej do najmniej mobilnych pierwiastków.

Tabela 2. Formy związania metali w pyłach drogowych, osadach z kanalizacji odprowadzających wody deszczowe i w glebie we frakcji o wielkości ziaren <20 µm (Adamiec, 2017a).

Formy metali	Mobilność metali
PYŁ DROGOWY	
Metale na pozycjach wymiennych i związane z węglanami	Zn>Cd>Cu≈Ni>Pb
Metale związane z tlenkami Mn i amorficznymi tlenkami Fe	Cd>Zn≈Ni>Pb>Cu
Metale związane z amorficznymi siarczkami i substancją organiczną	Cu>Pb>Zn>Ni>Cd
Siarczki i metale wbudowane w sieć krystaliczną minerałów	Pb>Ni>Cu>Cd>Zn
OSAD ZE STUDZIENKI ODPROWADZAJĄCEJ WODY DESZCZOWE	
Metale na pozycjach wymiennych i związane z węglanami	Zn>Cd>Ni>Cu>Pb
Metale związane z tlenkami Mn i amorficznymi tlenkami Fe	Cd>Ni>Zn>Pb>Cu
Metale związane z amorficznymi siarczkami i substancją organiczną	Cu>Pb>Zn>Ni>Cd
Siarczki i metale wbudowane w sieć krystaliczną minerałów	Pb>Ni>Cu>Cd>Zn
GLEBA	
Metale na pozycjach wymiennych i związane z węglanami	Zn>Cd>Ni>Cu>Pb
Metale związane z tlenkami Mn i amorficznymi tlenkami Fe	Cd>Zn>Ni>Pb>Cu
Metale związane z amorficznymi siarczkami i substancją organiczną	Cu>Pb>Zn>Ni>Cd
Siarczki i metale wbudowane w sieć krystaliczną minerałów	Pb>Ni>Cu>Zn>Cd

Uśredniając dla 3 rodzajów próbek (pył drogowy, osad z studzienek odprowadzających wody deszczowe, gleby), badania form związania wykazały, że mobilność badanych metali przedstawia się następująco (Adamiec 2017a):

Zn (43–62%)> Cd (25–42%)> Ni (6–16%)> Cu (3–14%)> Pb (1–8 %).

Należy jednak zauważyć, że metale – nawet wtedy, gdy nie są mobilne w środowisku – mogą stać się poważnym problemem zdrowotnym podczas wdychania lub przypadkowego spożycia, co szczegółowo zostało poddane analizie w publikacji 3 (Adamiec, 2017 b).

Dodatkowo bardzo wysokie stężenie metali w pyłach drogowych, glebie i osadach pobranych ze studzienek odprowadzających wody deszczowe, szczególnie w Krakowie i Warszawie, może potencjalnie prowadzić do zanieczyszczenia Wisły, a we Wrocławiu i Opolu do znacznego pogorszenia jakości wód rzeki Odry. Metale te są wyjątkowo szkodliwe dla ekosystemów wodnych.

Problematykę wpływu transportu drogowego na zanieczyszczenia systemów rzecznych kontynuuję w moich badaniach prowadzonych w ramach grantu NCBiR o akronimie RIVEROAD.

Za najważniejsze aspekty poznawcze przedstawionych badań należy uznać:

- Wykazanie ekstremalnie wysokiego zanieczyszczenia indykatorami emisji niespalinowej tj. Cu, Zn, Pb we frakcji < 20 µm pyłu drogowego, osadu pobranego ze studzienek odprowadzających wody burzowe oraz gleby.

- Wykazanie znaczącego zagrożenia ekotoksykologicznego związanego z Zn i Cd oraz ich potencjalnej mobilności na podstawie określenia form związania metali w 3 powyżej wymienionych komponentach środowiska drogowego.

PUBLIKACJA 3

ADAMIEC E. (2017b) *Road Environments: Impact of Metals on Human Health in Heavily Congested Cities of Poland*. „International Journal of Environmental Research and Public Health”, 14(697), 1–17. DOI:10.3390/ijerph14070697.

Lista A 30 punktów (IF₂₀₁₆: 2.101, IF₅: 2.540).

W publikacji podjęto tematykę oceny ryzyka zagrożenia zdrowotnego dla dzieci i osób dorosłych, związanego z ekspozycją na zanieczyszczenia w środowisku drogowym. Do badań wykorzystano 132 próbki pobrane wzdłuż szlaków komunikacyjnych charakteryzujących się dużą kongestią, pobrane w okresie od maja do listopada 2015 roku w Krakowie, Warszawie, Opolu i Wrocławiu. Szczegółowy opis wyselekcjonowanych punktów poboru próbek oraz ich charakterystyka zostały przedstawione w tabeli 1.

Dodatkowo w każdym mieście wyodrębniłam obszary o potencjalnym braku oddziaływania transportu i pobrałam z tych terenów 16 próbek. W materiale badawczym określiłam stężenie takich metali jak: Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Ti, W, Zn, Zr technikami ICP-MS i ICP-EOS, we frakcji <2mm, wskazanej jako właściwej do oceny ryzyka zdrowotnego zgodnie z wytycznymi Amerykańskiej Agencji Środowiskowej EPA.

Badania wykazały, że pył drogowy, osad ze studzienek kanalizacyjnych odprowadzających wodę deszczową oraz gleby w pobliżu dróg były zanieczyszczone takimi pierwiastkami jak Cu, Pb, Ti i Zn. Uśredniona zawartość Cu w próbkach środowiskowych przekraczała średnią zawartość dla gleb na badanym obszarze określoną przez Tomassi-Morawiec et al. (2016) o 6–14 razy w przypadku badań prowadzonych w Warszawie, 7–8 razy w stosunku do koncentracji Cu określonych dla Krakowa przez Lisa i Pasieczną (1995) oraz 4–6 razy we Wrocławiu i 5 razy w przypadku Opolu w stosunku do zanieczyszczenia ustalonego przez Tomassi-Morawiec et al. (1998).

Wyniki badań poddałam opisowej analizie statystycznej, a uzyskanie dużej liczby danych umożliwiło mi dodatkowo zastosowanie metod chemometrycznych. Wszystkie wyniki były wstępnie przetwarzane i statystycznie oceniane zgodnie z metodyką określoną przez van den Berga et al. (2006) z użyciem oprogramowania Statistica 12.0 StatSoft Inc. Po centrowaniu i autoskalowaniu danych przeprowadziłam analizę głównych składowych PCA w celu ustalenia zanieczyszczeń decydujących o skażeniu pyłów drogowych, osadów pobranych ze studzienek kanalizacyjnych odprowadzających wody deszczowe i gleb pobranych wzdłuż wybranych ciągów komunikacyjnych.

Analizę wykonałam na podstawie macierzy korelacji dla uśrednionych danych określających zawartości 11 pierwiastków w 3 rodzajach wyżej wymienionych próbek pobranych w środowisku drogowym w 4 miastach (Kraków, Warszawa, Opole, Wrocław). Określone zostały ładunki czynnikowe. Na podstawie wykresu osypiska stwierdziłam, że w dalszej analizie kluczowe są 2 pierwsze czynniki spośród 11 (Adamiec 2017b), które wyjaśniają 63,4 % zmienności danych. Czynniki 1 stanowi 37,84% całkowitej wariancji i jest silnie pozytywnie skorelowany z Co, Cd, Sb oraz Ni. Czynniki 2 wyjaśnia 25,52% wariancji i charakteryzuje się silnie dodatnią korelacją z Ti, Zn i Zr. Analiza PCA wykazała, że wszystkie przebadane próbki można pogrupować w 3 klastry związane z pyłem drogowym, osadem ze studzienek kanalizacyjnych odprowadzających wody deszczowe, glebą oraz charakterystycznymi dla tych grup pierwiastkami. Szczegółowe wyniki analizy przedstawiłam w publikacji Adamiec (2017b).

Próbki pyłu drogowego są silnie skorelowane z Cd, Co, Sb, Cu, Cr i Ni. Miedź występująca w środowisku drogowym może pochodzić m.in. z zużycia włókien stosowanych w postaci wiórów lub granulek w okładzinach hamulcowych oraz siarczku miedzi stosowanego jako dodatku do elementów ciernych. Chrom w pyłach drogowych może również pochodzić z różnego rodzaju stopów metali wykorzystywanych w przemyśle motoryzacyjnym, ewentualnie CrS i/lub Cr₂O₃ stosowanego w kompozytach do produkcji klocków hamulcowych. W części próbek Cr i Ni w próbkach drogowych może być związany z procesami zachodzącymi na powierzchni drogi i może pochodzić zarówno z procesów tarcia opon i powierzchni jezdni, jak i z farby znakującej oraz powłok antykorozyjnych na pojazdach i barierkach zabezpieczających.

Badania wykazały, że takie pierwiastki jak: Zn, Ba, Zr i Ti są charakterystyczne dla zanieczyszczeń występujących w osadzie ze studzienek odprowadzających wody deszczowe. Zanieczyszczenie Zn może wynikać z zużywania się opon, ponieważ ZnO i ZnS są wykorzystywane w procesie wulkanizacji, lub może pochodzić również z abrazji sygnalizatorów drogowych i barierek ochronnych. Cynk pochodzący z tych źródeł występuje w formach mobilnych i wyraźnie wpływa na środowisko wodno-glebowe, co zostało szczegółowo opisane w publikacji dotyczącej frakcjonowania przez Adamiec (2017a) oraz przez Carrero et al. (2012). Podwyższone ilości Ba w pyłach drogowych mogą być konsekwencją stosowania BaSO₄ w klockach hamulcowych lub, podobnie jak w przypadku Zn, być skutkiem abrazji barierek ochronnych, należy jednak zauważyć, że, w przeciwieństwie do Zn, Ba nie jest mobilny w środowisku (Carreo et al., 2012; Adamiec, 2017a). Podsumowując, analiza PCA wykazała, że zarówno pył drogowy, jak i osady ze studzienki odprowadzającej wody deszczowe są silnie skorelowane z elementami pochodzącymi głównie z klocków hamulcowych i opon. Bardzo wysokie stężenia Ti we wszystkich typach próbek środowiska drogowego mogą mieć antropogeniczne pochodzenie (Wilczyńska-Michalik et al., 2014); lecz mogą też być związane z zastosowaniem tytanianów metali alkalicznych jako dodatków mających na celu stabilizację współczynnika tarcia.

Trzecia grupa to próbki gleb, które wykazały bardzo silnie korelacje z Pb. Sugeruje to, że podwyższone stężenia Pb w glebie wzdłuż badanych ulic mogą wiązać się z jego historycznym pochodzeniem, ponieważ pierwiastek ten był ważnym składnikiem stopów żelazkowych i był powszechnie stosowany m.in. w odważnikach do wyważania kół (zastąpiony obecnie ciężarami cynkowymi). Należy to również wiązać z faktem, że do 2005 roku do benzyny dodawano tetraetylołowiu $Pb(C_2H_5)_4$ (Poperechna et al., 2005) jako środka przeciwstukowego i podnoszącego liczbę oktanową benzyn silnikowych.

W celu lepszego zrozumienia relacji pomiędzy stwierdzonymi stężeniami metali w środowisku a ich oddziaływaniem na zdrowie, przeprowadziłam ocenę ryzyka zagrożenia zdrowotnego dla dzieci i osób dorosłych zgodnie z procedurą EPA. Wartości charakteryzujące dawkę spożycia i stopień toksyczności RfD_0 (dawka referencyjna) również przyjąłam zgodnie z wytycznymi EPA (*Exposure Factors Handbook, 2011, Regional Screening Levels (RSLs) – Generic Tables US EPA, 2016*)

Iloraz zagrożenia HQ (ang. *Hazard Quotient*) obliczyłam dla następujących pierwiastków: Ba, Cd, Co, Cu, Mn, Mo, Pb, Sb, Se, Sn, Zn i Zr w 3 rodzajach próbek w środowisku drogowym, dla których istnieje już określona przez EPA, tzw. dawka referencyjna RfD_0 . We wszystkich analizowanych próbkach wskaźniki HQ były niższe od 1,0, co teoretycznie oznacza, że analizując metale niezależnie od siebie, nie stwierdza się niekorzystnego ich wpływu ani na dzieci, ani na dorosłych.

Indeksy zagrożenia HI (ang. *Hazard Index*) dla osób dorosłych zdefiniowano w przypadku metali, dla których określone zostały dawki referencyjne przez EPA, czyli dla takich pierwiastków jak Ba, Cd, Co, Cu, Mn, Mo, Pb, Sb, Se, Sn, Zn, Zr. Indeks ten był również mniejszy niż 1,0, co świadczy o tym, że biorąc pod uwagę przeanalizowane pierwiastki, nie stwierdza się zagrożenia dla dorosłych. Sytuacja wygląda jednak odmiennie w przypadku dzieci, dla których potencjalne zagrożenie związane z ekspozycją na zanieczyszczenia drogowe jest zdecydowanie wyższe i przekracza dopuszczalną wartość $HI=1$.

Uzyskane wyniki badań sugerują, że celowe byłoby zintensyfikowanie monitorowania środowiska drogowego, ponieważ pył drogowy zawierający znaczne ilości cząstek stałych pochodzących z eksploatacji pojazdów łatwo przedostaje się do organizmu i może mieć niekorzystny wpływ na zdrowie, w szczególności dzieci.

Za najważniejsze aspekty poznawcze przedstawionych badań należy uznać:

- Analizę potencjalnego oddziaływania zanieczyszczeń związanych z eksploatacją pojazdów oraz ocenę ryzyka środowiskowego i zdrowotnego w środowisku miejskim o dużej kongestii (przeprowadzone zgodnie z wytycznymi Amerykańskiej Agencji Środowiska, EPA), które

wykazały, iż ekspozycja na zanieczyszczenia drogowe stanowi zdecydowanie większe zagrożenie u dzieci niż u dorosłych i w ich przypadku przekracza dopuszczalną wartość HI =1.

- Analizę głównych składowych PCA, która pozwoliła na sformułowanie następujących wniosków:
 - Próbki pyłu drogowego są silnie skorelowane z Cd, Co, Sb, Cu, Cr i Ni.
 - Pierwiastki tj.: Zn, Ba, Zr i Ti są charakterystyczne dla zanieczyszczeń występujących w osadzie ze studzienek odprowadzających wody deszczowe.
 - Gleby w pobliżu tras drogowych, wykazały bardzo silną zależność z Pb co sugeruje historyczne pochodzenie źródła zanieczyszczenia.

PUBLIKACJA 4

ADAMIEC E. (2017c) *Traffic-related metals as sources of urban environment pollution: A case study of Kraków, Poland.* „WIT Transactions on Ecology and The Environment”, 214, 81–89.
DOI:10.2495/ECO170081.

Powyższa praca jest studium analizy pyłu drogowego jako zanieczyszczenia środowiska w dużej aglomeracji miejskiej, jaką jest Kraków. Do badań wybrałam obszar Błonia Krakowskich, największej łąki miejskiej w Europie, wpisanej na listę UNESCO. Z punktu widzenia przeprowadzonych badań niezmiernie ważne było to, że obszar ten znajduje się w pobliżu ulic o dużym natężeniu ruchu oraz że jest zlokalizowany w okolicy Parku Jordana, szpitala, 3 stadionów sportowych, szkoły podstawowej, 2 przedszkoli i rzeki Rudawy – co jest istotne z punktu ryzyka zagrożenia zdrowotnego dla dzieci, osób dorosłych i środowiska wodno-glebowego.

Próbki pobrałam w 11 miejscach o znacznym oddziaływaniu transportu, dodatkowo wybrałam obszar zlokalizowany w okolicy ogródków działkowych, gdzie znajduje się ulica asfaltowa, ale ruch samochodowy jest niedozwolony. W pobranych próbkach pyłów drogowych przeprowadziłam analizę granulometryczną i wydzieliłam 5 frakcji <20 µm, 20–63 µm, 63–200 µm, 200–1000 µm, 1000–2000 µm. W każdej frakcji określiłam zawartość Cu, Zn, Pb i Cr w pyłe drogowym z zastosowaniem techniki ASA, ICP-MS i ICP-OES. Następnie przeprowadziłam badania form wiązania metali w każdej z wydzielonych frakcji z wykorzystaniem procedury BCR (Ure et al., 1993).

W próbkach pyłu drogowego zebranego z terenów wokół tras drogowych stwierdziłam znacznie wyższe zanieczyszczenie Cr, Cu, Pb i Zn w porównaniu z pyłami w miejscu, w którym nie ma potencjalnego oddziaływania pojazdów na środowisko. Wyniki przeprowadzonych badań wykazały także, że próbki pyłu pobrane wzdłuż Alei 3-go Maja charakteryzowały się wyższą zawartością metali, a w szczególności Cu, niż te pobrane wzdłuż ulicy Focha. Wysokie stężenie Cu może wynikać ze zlokalizowanej wzdłuż Alei 3-go Maja trójki tramwajowej, która może być znaczącym źródłem tego

pierwiastka. Należy również zauważyć, że torowisko tramwajowe oraz jego okresowe czyszczenie może dodatkowo być poważnym źródłem zanieczyszczania metalami na tym terenie. Zanieczyszczanie może również wynikać z faktu, że rosnące wzdłuż drzewa i krzewy ograniczają penetrację pyłów. Na badanym obszarze Cr, Zn, Pb i Cu mogą stanowić poważne zagrożenie dla środowiska i człowieka, a w szczególności dla dzieci przebywających w Parku Jordana.

Zastosowanie frakcjonowania jest jednym z podstawowych narzędzi pozwalających na zdobycie istotnych informacji dotyczących mobilności i mechanizmów transportowych, a tym samym wpływu metali na środowisko i zdrowie ludzi. Analiza zawartości metali w poszczególnych frakcjach wykazała, że Zn był najbardziej mobilny i biodostępny, co jak wskazuje Hirshon et al. (2008) może przyczyniać się m.in. do rozwoju astmy u dzieci. Dodatkowo stwierdzono znaczną mobilność Pb, który związany jest z frakcją wymienną i węglanami. Nie stwierdzono istotnego zagrożenia dla środowiska w odniesieniu do mobilności Cu.

Za najważniejsze aspekty poznawcze przedstawionych badań uznaje się:

- Stwierdzenie znacznych zawartości Cu we wszystkich frakcjach pyłów drogowych, mogących mieć swoje źródło z zanieczyszczeń związanych z eksploatacją trakcji tramwajowych.
- Wykazanie, że pomimo mniejszej kongestii wzdłuż Alei 3 Maja próbki pyłu pobrane na tym obszarze charakteryzowały się wyższą zawartością metali, niż te pobrane wzdłuż ulicy Focha, prawdopodobnie ze względu m.in. na eksploatację torowiska tramwajowego.
- Stwierdzenie zależności pomiędzy odległością trasy charakteryzującej się bardzo dużą kongestią (Alei Mickiewicza) i wyższymi koncentracjami tzw. indykatorów transportu drogowego tj. Zn, Cu w pyłe drogowym wzdłuż początkowych fragmentów Alei 3 Maja, a w szczególności ul. Focha.

PODSUMOWANIE

Wyniki badań metali przeprowadzone na szerokim spektrum próbek środowiska drogowego, pobranych na różnych obszarach badawczych tj. Krakowa, Warszawy, Wrocławia, Opola, Katowic i Chorzowa oraz fragmencie autostrady A-4 Katowice–Chorzów jednoznacznie wykazały iż, Zn, Cu, Pb oraz Ti są reprezentatywnymi wskaźnikami stanu zanieczyszczenia tych terenów. Podwyższoną koncentrację indykatorów zanieczyszczeń eksploatacyjnych stwierdzono we wszystkich badanych frakcjach, a w szczególności <20 µm. Wyniki wykazały jednoznacznie, że zawartość metali we frakcji < 20µm powinna być traktowana jako wskaźnik zanieczyszczenia środowiska drogowego na obszarach o dużym natężeniu ruchu, m.in. dlatego, że ponad 90% pyłu pochodzącego z klocków hamulcowych

składa się z tej drobnej frakcji (Adamiec et al., 2016), a 50% pozostałych ulega rozdrobieniu do wielkości ziaren $<20 \mu\text{m}$ (Garg et al., 2000; Barlow et al., 2007; Kukutschová et al., 2011). Badania wykazały, że w pyłe drogowym, osadzie ze studzienek odprowadzających wody deszczowe, jak również w glebach w pobliżu dróg w znacznej ilości występują Zn i Cd na pozycjach wymiennych i/lub związane są z węglanami, co oznacza, że w przypadku niekorzystnych warunków pierwiastki te mogą się przedostać do środowiska i stanowić zagrożenie dla cieków wodnych.

Monitorowanie drobnych cząstek pyłu drogowego jest szczególnie ważne, gdyż znaczne ilości pyłu drogowego mogą ulegać wtórnemu zawieszeniu, w szczególności na skrzyżowaniach oraz w bezpośrednim sąsiedztwie sygnalizacji świetlnej, gdzie często znajdują się piesi i tym samym narażają się na działanie dużych ilości zanieczyszczeń. Należy również mieć na uwadze to, że metale nawet wtedy, gdy nie są mobilne w środowisku, mogą stać się poważnym problemem zdrowotnym, jeśli przedostaną się do organizmu, w szczególności dzieci (Adamiec 2017a; Adamiec 2017b).

Badania zaprezentowane w publikacji 3 wykazują, że w przypadku pyłu drogowego uzyskujemy próbkę, która bardzo dobrze i szybko odzwierciedla zmiany w środowisku drogowym. Mniej wrażliwe na takie zmiany są próbki osadu pobierane ze studzienek odprowadzających wody deszczowe, a gleba, tak jak w przypadku zanieczyszczenia Pb, kumuluje zanieczyszczenia i lepiej odzwierciedla długotrwałe oddziaływanie danego czynnika na środowisko.

Podsumowując, trzeba podkreślić, że celowe wydaje się wprowadzenie do rutynowych badań monitoringowych analizy zawartości metali w pyłe drogowym i określenie form ich związania, zgodnie z zaproponowaną w publikacjach 1–4 metodyką. Uzyskane wyniki badań pozwoliłyby na opracowanie i stałe aktualizowanie wytycznych strategii organizacji transportu w miastach oraz wprowadzenie przykładowo tzw. Stref Niskiej Emisji, których funkcjonowanie bardzo dobrze się sprawdziło m.in. w Sztokholmie, Berlinie i Londynie.

Literatura:

- Adamiec E., Jarosz-Krzemińska E., Wieszala R. (2016). *Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts*. „Environmental Monitoring and Assessment”, 188 (369), 1-11.
- Adamiec E. (2017a). *Chemical fractionation and mobility of traffic related elements in road environments*. „Environmental Geochemistry and Health” 188 (369),1–11.
- Adamiec E. (2017b). *Road Environments: Impact of Metals on Human Health in Heavily Congested Cities of Poland*. „International Journal of Environmental Research and Public Health”, 14(697), 1–17.
- Adamiec E. (2017c), *Traffic-related metals as sources of urban environment pollution: A case study of Kraków, Poland*. „WIT Transactions on Ecology and The Environment”, 214, 81–89.
- Amato, F. Alastuey, A. de la Rosa J., González Castanedo Y., Sánchez de la Campa A.M., Pandolfi M., et al., (2013), *Trends of road dust emissions contributions on ambient PM levels at rural, urban and industrial sites in Southern Spain*. „ Atmospheric Chemistry and Physics” 13, 31933–31963.

- Amato F., Cassee F.R.C., van der Gon H.A., Hafner W., Gehrig R., et al. (2014) *Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions*. „Journal of Hazardous Materials” 275, 31–36. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.053.
- Barlow T.J., Boulter P.G., McCrae I.S., Sivell P., Harrison R.M., Carruthers D., Stocker J. (2007) *Non-exhaust particulate matter emissions from road traffic: Summary report. TRL report for DEFRA*. Scottish Executive. Welsh Assembly Government. DoENI.
- Bukowiecki N., Gehrig R., Lienemann P., Hill M., Figi R., Buchmann B., Furger M., Richard A., Mohr, C., Weimer, S., Prévôt, A. and Baltensperger, U. (2009). *PM10 emission factors of abrasion particles from road traffic (APART)*. Swiss Association of Road and Transportation Experts (VSS).
- Carrero J.A., Goienaga N., Olivares M., Martinez-Arkarazo I., Arana G. (2012). *Raman spectroscopy assisted with XRF and chemical simulation to assess the synergic impacts of guardrails and traffic pollutants on urban soils*. „Journal of Raman Spectroscopy”, 43, 1498–1503.
- EEA Report No. 9/2013, *Air Quality in Europe — 2013 Report*.
- EEA Report No. 28/2016, *Air Quality in Europe — 2016 Report*.
- Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F, 2011. <https://www.nrc.gov/docs/ML1400/ML14007A666.pdf>. [dostęp 27.01.2017].
- Filgueiras, A. F., Lavilla, I., & Bendicho, C. (2002). *Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples*. „Environmental Monitoring”, 4, 823–857.
- Garg B.D., Cadle S.H., Mulawa P.A., Groblicki P.J. (2000). *Brake wear particulate matter emissions*. „Environmental Science and Technology”, 34, 4463–4469.
- Grigoratos T., Martini G. (2015). *Brake emissions: Review*. „Environmental Science and Pollution Research”, 22, 2491–2504.
- GUS (2016). strona internetowa Ochrona Środowiska Environment 2016 stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/.../1/.../ochrona_srodowiska_2016.pdf [dostęp 6.08.2017].
- Harrison R.M., Jones A.M., Gietl J., Yin J., Green D.C. (2012). *Estimation of the contributions of brake dust, tyre wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements*. „Environmental Science and Technology”, 46 (12) 6523–6529.
- Hirshon J.M., Shardell M., Alles S., Powell J.L., Squibb K., Ondov J., Blaisdell C.J. (2008). *Elevated ambient air zinc increases pediatric asthma morbidity*. „Environmental Health Perspectives”, 116, 826–831.
- Kreider M.L., Doyle-Eisele M., Russell R.G., McDonald J.D., Panko J.M. (2012). *Evaluation of potential for toxicity from subacute inhalation of tire and road wear particles in rats*. „Inhalation Toxicology”, 24(12), 907–917.
- Kukutschová J., Moravec P., Tomášek V., Matějka V., Smolík J., Schwarz J., Seidlerová J., Šafářová K., Filip P. (2011). *On airborne nano/micro-sized wear particles released from low-metallic automotive brakes*. „Environmental Pollution”, 159, 998–1006.
- Kupiainen K.J., Tervahattu H., Raisanen M., Makela T., Aurela M., Hillamo R. (2005). *Size and composition of airborne particles from pavement wear, tyres, and traction sanding*, „Environmental Science and Technology”, 39 (3) 699–706.
- Lawrence R. Sokhi, K. Ravindra, H. Mao, H.D. Prain, I.D. Bull (2013). *Source apportionment of traffic emissions of particulate matter using tunnel measurements*, „Atmospheric Environment”, 77, 548–557.
- Lis, J., Pasieczna A. (1995). *Atlas Geochemiczny Górnego Śląska*, Wydawnictwo Kartograficzne Polskiej Agencji Ekologicznej S.A., Warszawa.
- Loeb, L. A. (2001). *A mutator phenotype in cancer*. „Cancer Research”, 61(8), 3230–3239, 2001.

- Maynard D., Coull B.A., Gryparis A., Schwartz J. (2007). *Mortality Risk Associated With Short-Term Exposure to Traffic Particles and Sulfates*. „Environmental Health Perspectives”, 115 (5), 751–755.
- McKenzie E.R., Money J.E., Green P.G., Young T.M. (2009). *Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples*. „Science of the Total Environment”, 407, 5855–5860.
- Meister K., Johansson C., Forsberg B. (2012). *Estimated short-term effects of coarse particles on daily mortality in Stockholm, Sweden*. „Environmental Health Perspectives”, 120(3), 431–436.
- Müller G. (1969). *Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River*. „Geology Journal”, 2, 109 – 118.
- Österle, W., Griepentrog, M., Gross, Th., Urban, I. *Chemical and microstructural changes induced by friction and wear of brakes*. “Wear” 2001, 251, 1469–1476.
- Pant P., Harrison R.M. (2013). *Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review*. „Atmospheric Environment”, 77, 78–97.
- Perez L., Medina-Ramón M., Künzli N., Alastuey A., Pey J., Pérez N., Garcia R., Tobias A., Querol X., Sunyer J. (2009). *Size Fractionate Particulate Matter, Vehicle Traffic, and Case-Specific Daily Mortality in Barcelona, Spain*. „Environmental Science & Technology” 43 (13), 4707–4714.
- Pope A.C., Dockery D.W. (2006). *Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect*. „Journal of the Air & Waste Management Association”, 56(6), 709–742.
- Poperechna N., Heumann K.G. (2005). *Species-Specific GC/ICP-IDMS for Trimethyllead Determinations in Biological and Environmental Samples*. „Analytical Chemistry”, 77 (2), 511–516.
- Potgieter-Vermaak S., Rotondo G., Novakovic V., Rollins S., van Grieken R. (2012). *Component-specific toxic concerns of the inhalable fraction of urban road dust*. „Environmental Geochemistry and Health”, 34, 689–696.
- Qiu H., Yu I.T., Tian L., Wang X., Tse L.A., Tam W. et al. (2012). *Effects of coarse particulate matter on emergency hospital admissions for respiratory diseases: A time-series analysis in Hong Kong*. „Environmental Health Perspectives”, 120 (4), 572–576.
- Querol X., Viana M., Alastuey A., Amato F., Moreno T., Castillo S. et al. (2007) *Source origin of trace elements in PM from regional background, urban and industrial sites of Spain*, „Atmospheric Environment”, 41 (34) 7219–7231.
- Regional Screening Levels (RSLs) – Generic Tables (2016). U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-may-2016> [dostęp 22.01.2017].
- Rexeis M., Hausberger S. (2009). *Trend of vehicle emission levels until 2020-Prognosis based on current vehicle measurements and future emission legislation*. „Atmospheric Environment”, 43, 4689–4698.
- Thorpe A., Harrison R.M., (2008). *Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review*. „Science of the Total Environment”, 400, 270–282.
- Tomassi-Morawiec H., Bojakowska I., Dusza-Dobek A., Pasieczna A. (2016) *Atlas Geochemiczny Warszawy i okolic*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Tomassi-Morawiec H., Siwek Z., Lis J., Pasieczna A. (1998). *Atlas Geochemiczny Wrocławia i okolic*. Wydawnictwo Kartograficzne Polskiej Agencji Ekologicznej, Warszawa.
- Turekian K.K., Wedephol H.H. (1961) „Geological Society of America Bulletin”, 72, 175–192.
- van den Berg R.A., Hoefsloot H.C.J., Westerhuis J.A., Smilde A.G., van der Werf M.J. (2006) *Centering, scaling, and transformations: improving the biological information content of metabolomics data*. „BMC Genomics”, 7, 142.
- van der Gon H.A., Gerlofs-Nijland M.E., Gehrig R., Gustafsson M., Janssen N., Harrison R.M., et al. (2013). *The policy relevance of wear emissions from road transport, now and in the future—an*

- international workshop report and consensus statement*. „Journal of the Air and Waste Management Association”, 63(2), 136–149.
- Ure A.M., Quevauviller P., Muntau H., Griepink B. (1993). *Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under auspices of the BCR of the Commission of the European Communities*. „International Journal of Environmental Analytical Chemistry”, 51, 135–151,
- Werkenthin M., Kluge B., Wessolek G. (2014). *Metals in European roadside soils and soil solution— A review*. „Environmental Pollution Journal”, 189, 98–110.
- Wilczyńska-Michalik W., Rzeźnikiewicz K., Pietras B., Michalik M. (2014) *Fine and ultrafine TiO₂ particles in aerosol in Kraków (Poland)*, „Minerologia”, 45, 3–4, 65–77.
- WHO Report. World Health Organisation (WHO) Regional Office for Europe. (2013). *Health effects of particulate matter: Policy implications for countries in Eastern Europe, Caucasus and Central Asia*. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/189051/Health-effects-of-particulate-matter-final-Eng.pdf [dostęp 23.12.2016].

III. PRZEBIEG KARIERY I OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ

NAUKOWO-BADAWCZYCH

(uwzględniono osiągnięcia naukowo-badawcze zgodnie z kryteriami zawartymi w rozporządzeniu MNiSW z dnia 1.09.2011 – Dz.U. nr 196, poz. 1165, §3 i §4)

PRZED DOKTORATEM

Studia magisterskie rozpoczęłam w roku 1993 na kierunku Inżynieria Środowiska na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska Akademii Górniczo-Hutniczej im. Stanisława Staszica w Krakowie. W trakcie studiów wybrałam specjalność „Ochrona Środowiska w Przemysle”. Pierwszy staż naukowy odbyłam w Institut für Agrotechnik und Landeskultur w Uniwersytecie Halle-Wittenberg w Niemczech w okresie od czerwca do września 1995 roku. W trakcie IV roku studiów, w ramach stypendium Instytutu Szwedzkiego, przez semestr studiowałam „Ecological Engineering” w Mid Sweden University w Östersund. Dodatkowo w 1997 roku brałam udział w kursach: Networks and Environment in the Baltic Sea Region i Bioregion Baltic Course. W czasie pobytu w Szwecji odbyłam również staż w Centrum Ekologicznym Aquaculture Stensund, w którym prowadziłam badania zawartości związków biogenych w ściekach i dokonałam analizy efektywności ich usuwania w ekologicznej oczyszczalni ścieków. Badania te były podstawą mojej pracy magisterskiej. Pracę magisterską pt. „Nitrogen and Phosphorus removal with Ecological Engineering Application” obroniłam z wynikiem celującym i wyróżnieniem, uzyskując tytuł magistra inżyniera w czerwcu 1998 roku.

W 1998 roku rozpoczęłam studia doktoranckie na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska Akademii Górniczo-Hutniczej im. Stanisława Staszica w Krakowie.

W grudniu 1998 roku zajęłam II miejsce w konkursie na najlepszego absolwenta kierunków związanych z ochroną środowiska w Polsce, organizowany przez Fundację Profesora Nowickiego i Deutsche Bundesstiftung Umwelt. W 1999 roku odbyłam półroczny staż naukowy w Instytucie Chemii Nieorganicznej i Stosowanej na Uniwersytecie w Hamburgu, gdzie zdobyłam doświadczenie w pracy analitycznej. W czasie stażu prowadziłam badania głównie niskich koncentracji metali techniką TXRF i ICP-MS, rozszerzone o eksperymenty dotyczące matrycy próbek środowiskowych w celu optymalizacji oznaczeń metodą ICP-MS. Następnie metodę ICP-MS rozwijałam w Zakładzie Ochrony

Środowiska na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska. Wyniki analiz dotyczące metodyki badań z zastosowaniem powyższych metod, a w szczególności problemów wynikających z matrycy próbek i powstających w trakcie analizy interferencji w metodzie ICP-MS, przedstawiłam w jednej pracy opublikowanej w materiałach konferencyjnych i na trzech międzynarodowych konferencjach (zał. 3, pkt. II. K2, II.L2-L.3, III A.1.1).

Warto zaznaczyć, że był to wówczas pierwszy tego typu aparat w Polsce. Doświadczenia i analizy przeprowadzone w Hamburgu były jedną z podstawowych części moich badań w pracy doktorskiej. Za postępy pracy w ramach prowadzonych badań do pracy doktorskiej w 2001 roku otrzymałam Stypendium Fundacji Kościuszkowskiej i Katedry Nauk o Środowisku, na Wydziale Geodezji Górniczej i Ochrony Środowiska Akademii Górniczo-Hutniczej.

W trakcie studiów doktoranckich uczestniczyłam w wielu kursach i szkoleniach prowadzonych m.in. przez Deutsche Bundesstiftung Umwelt tj.: „Biotechnologie Invationsmotor, einer nachhaltigen entwicklung“, "Umweltkommunikation - vom Wissen zum Umwelthandeln", „Wasser im 21. Jahrhundert – Perspektiven, Handlungsfelder, Strategien“, „Energie im 21. Jahrhundert – Potentiale, Handlungsfelder, Strategien oraz przez Instytut Szwedzki i KTH Royal Institute of Technology – “Partnership for Sustainable Development” w Sztokholmie.

W ramach wykonywanej pracy doktorskiej prowadziłam badania zawartości i rozmieszczenia metali śladowych pomiędzy roztwór wodny oraz zawiesinę w systemie rzeki Odry. Brałam udział w czterech opróbowaniach, a wszystkie prace laboratoryjne przeprowadziłam samodzielnie. Badania te były istotną częścią Międzynarodowego Projektu Odra (IOP), prowadzonego w ramach polsko-niemieckiej współpracy. Otrzymywane wyniki zostały zaprezentowane na krajowych i międzynarodowych konferencjach naukowych oraz publikowane w czasopiśmie naukowych i materiałach konferencyjnych, a także przedstawiane w raportach IOP (zał. 3, pkt. II.A.1.-3, II.D.1., II.D.3, II. K.1-K2., III. L.1).

W okresie do 2002 roku wyniki moich badań były prezentowane na 13 konferencjach. Osobiście brałam udział w 8 międzynarodowych konferencjach naukowych. W 2000 roku otrzymałam wyróżnienie II go stopnia podczas konferencji Fifth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe za poster „Changes of heavy metals concentrations in suspended matter of the Odra River after the flood in November 1997”.

W grudniu 2002 roku obroniłam pracę doktorską pt. „Rola zawiesiny rzeki Odry w akumulacji, rozmieszczeniu i transporcie metali śladowych” na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska. Promotorem pracy doktorskiej była Pani Prof. dr hab. inż. Edeltrauda Helios-Rybacka. Praca doktorska została wyróżniona.

Do najważniejszych pozycji opublikowanych przed doktoratem mogę zaliczyć dwie prace z listy JRC:

1. **ADAMIEC E., HELIOS-RYBICKA E. (2002),** *Heavy metals distribution in water of the upper and middle Odra river in period 1998–2000. Part IV International Odra Project.* „Polish Journal of Environmental Studies”, 11 (6) 669–673.
2. **ADAMIEC E., HELIOS-RYBICKA E. (2002),** *Assessment of total and mobile heavy metals content in the suspended matter and sediments of the Odra river system recommendations for river chemical monitoring. Part IV International Odra Project.* „Polish Journal of Environmental Studies”, 11 (6) 675-688.

PO DOKTORACIE

Po doktoracie rozpoczęłam pracę w Zakładzie Ochrony Środowiska, na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska w Akademii Górniczo-Hutniczej najpierw jako asystent, a następnie, od 2004 roku, jako adiunkt. W 2005 roku w ramach restrukturyzacji Zakład Ochrony Środowiska został połączony z Katedrą Geologii Ogólnej i została utworzona Katedra Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki. W 2011 roku wydzieliła się z Katedry Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki Katedra Ochrony Środowiska, w której do dziś pracuję.

W 2003 i 2004 roku otrzymałam stypendium dla Młodych Naukowców Fundacji na rzecz Nauki Polskiej. W roku 2003 otrzymałam Nagrodę Indywidualną Rektora III stopnia za osiągnięcia naukowe. W tym samym roku otrzymałam również zespołową nagrodę Rektora za osiągnięcia naukowe, m.in. za wzorcową realizację Międzynarodowego Projektu Odra oraz współautorstwo 2 rozdziałów książki pt. *Zanieczyszczenia rzeki Odry. Wyniki Międzynarodowego Programu Odra*. W książce tej jestem współautorem 2 rozdziałów. Pierwszy rozdział pt. „Stężenie metali ciężkich w fazie wodnej” obejmuję kompleksowe badania zanieczyszczenia metalami ciężkim wody w dorzeczu Odry. Drugi rozdział pt.: „Badanie dynamiki zanieczyszczeń w Odrze” obejmuje analizę transportu i rozmieszczenia metali w zawieszynie i osadzie dennym oraz badanie form związania pierwiastków w fazie stałej (zał. 3, pkt. II. D.3)

W 2004 roku zdobyłam II miejsce w konkursie dla młodych naukowców w sekcji przyrodniczej podczas konferencji International Congress of the Societas Humboldtiana Polonorum za prezentację „Heavy metals distribution in the upper and middle Odra river in period 1997–2000” (zał. 3, pkt. II. K.4). W 2005 roku otrzymałam Indywidualną Nagrodę Rektora III stopnia za publikację monografii opartej na wynikach uzyskanych w rozprawie doktorskiej i poszerzoną o dodatkowe wyniki badań uzyskane w okresie 2002–2004 (zał. 3, pkt. II. D.1), a w 2006 roku również Zespołową Nagrodę Rektora za osiągnięcia naukowe

Prowadząc badania naukowe, podchodzę do rozwiązywania problemów w sposób interdyscyplinarny oraz zwracam uwagę na komplementarność prowadzonych badań, co jest możliwe dzięki dobrej znajomości różnorodnych metod eksperymentalnych i analitycznych, obejmujących wykorzystanie zarówno metod pośrednich, jak i metod bezpośrednich. W swoich badaniach wykorzystuję takie techniki, jak TXRF, XRF, SEM-EDS, XRD, ASA oraz ICP-MS i ICP-OES. Takie podejście zapewnia mi uzyskanie kompleksowych wyników badań w rozwiązywaniu problemów badawczych. Ze względu na złożoność problemów i dużą ilość informacji otrzymywanych w badaniach wykorzystuję również narzędzia statystyczne, m.in. metody chemometryczne. Zastosowanie analizy składowych głównych (PCA) (ang. *Principal Component Analysis*) pozwoliło mi na redukcję liczby zmiennych opisujących problem zanieczyszczenia środowiska drogowego metalami ciężkimi na obszarach o dużym natężeniu ruchu oraz na określenie prawidłowości między tymi zmiennymi (metalami i rodzajami materiału badawczego).

Biorąc pod uwagę poruszaną problematykę badań, dotyczącą głównie zmian antropogenicznych w różnych komponentach środowiska, z punktu widzenia zachodzących procesów geochemicznych można wyróżnić kilka opisanych poniżej grup tematycznych:

Badania systemów rzecznych

W ramach działalności naukowej moje dalsze badania skupiały się na szczegółowej analizie procesów geochemicznych zachodzących w różnych hydrogeologicznie typach zawiesin i osadów rzecznych. Przeprowadziłam szereg analiz składu fazowego (mineralnego) (XRD), SEM-EDS poszerzonych ponadto analizami chemicznymi z zastosowaniem metod ICP-MS, ICP-OES oraz ASA. Przeprowadzone badania obejmowały najdrobniejszą frakcję zawiesiny i osadów zbudowanych z krzemianów warstwowych, tlenków żelaza i manganu oraz substancji organicznej, charakteryzujących się dużą zdolnością akumulacji i biomagnifikacji metali śladowych. Z punktu widzenia chemii analitycznej celem badań było rozpoznanie matrycy próbek, a następnie opracowanie optymalnej metodyki badań, co pozwoliło na uzyskanie precyzyjnych wyników oznaczeń, m.in. metodą ICP-MS. Z punktu widzenia ochrony środowiska, celem badań było określenie dynamiki transportu zanieczyszczeń i opracowanie optymalnej metodyki badań i punktów poboru próbek, które mogą być wykorzystane np. przez służby Państwowego Monitoringu Środowiska.

Badania prowadziłam na obszarach antropogenicznie zmienionych ze szczególnym uwzględnieniem terenów zanieczyszczonych przez przemysł górniczy i hutniczy. Celem badań było scharakteryzowanie obszarów zanieczyszczonych przez pierwiastki, których pochodzenie może być historyczne, ale ich źródłem mogą być również zakłady obecnie funkcjonujące w dorzeczu Odry i

Wisły. Opublikowałam 2 publikacje z JCR, 1 z listy B MNSiW i liczne zagraniczne materiały konferencyjne (zał. 3, pkt. I.A.3-4, I.M.5, III. A.1.10-11, III. A. 1.16)

Do najważniejszych publikacji mogę zaliczyć dwie prace z listy JRC:

1. HELIOS-RYBICKA E., **ADAMIEC E.**, ALEKSANDER-KWATERCZAK U. (2005), *Distribution of trace metals in the Odra River System: water-suspended matter-sediment*. „Limnologica” 2005, 185–198.
2. STRZEBOŃSKA M., JAROSZ-KRZEMIŃSKA E., **ADAMIEC E.** (2017) *Assessing historical mining and smelting effects on heavy metal pollution of river systems over span of two decades*. „Water, Air and Soil Pollution”, 228 (4), 141, 1–11.

W publikacji *Distribution of trace metals in the Odra River System: water-suspended matter-sediment* przeprowadziłam kompleksową charakterystykę i ocenę przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń w układzie 3 komponentów systemu rzecznej. Ocenie poddałam również mobilność pierwiastków w fazie stałej. Badania wykazały znaczny udział zanieczyszczeń o pochodzeniu antropogenicznym, a w szczególności Cd, Zn i Cu, silnie skorelowanego z lokalizacją funkcjonującego na tym terenie zarówno w przeszłości, jak i obecnie górnictwa węgla i miedzi oraz przemysłu ciężkiego. Badania wykazały również duże zagrożenia dla ekosystemu rzecznej ze względu na dużą mobilność Zn, a w szczególności Cd w zawieszynie i osadach Odry.

W publikacji *Assessing historical mining and smelting effects on heavy metal pollution of river systems over span of two decades* przeprowadziłam analizę porównawczą stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi rzeki Przemszy w roku 1995 i latach 2014–2015. Dorzecze rzeki Przemszy zlokalizowane jest na obszarze występowania dolomitów kruszczońskich środkowego triasu i jednym z największych na świecie obszarów występowania złóż Zn-Pb. Rejon ten pozostawał przez lata pod intensywnym wpływem górnictwa cynkowo-ołowiowo-srebrnego, który obecnie sukcesywnie maleje. W wyniku stałego przedostawania się zanieczyszczeń antropogenicznych rzeka Przemsza stała się jedną z najbardziej zanieczyszczonych rzek Europy. W publikacji przeprowadzono ocenę zanieczyszczenia wody, zawiesziny i osadów dennych zarówno rzeki Przemszy jak i Wisły. Badania wykazały ekstremalnie wysokie zanieczyszczenie Przemszy i jej dopływów. Stężenia metali mieszczą się w zakresach odpowiednio: w przypadku Pb (0.99–145.7 µg/dm³), Zn (48–5020 µg/dm³) i Cd (0.12–12.72 µg/dm³), przekraczając zdecydowanie poziom tła geochemicznego w przypadku: Zn średnio 100-krotnie, Pb – 150-krotnie i Cd – 240-krotnie. Porównując zawartości metali w roku 1995 i latach 2014–2015 stwierdzono, iż poziom zanieczyszczenia jest nadal ekstremalnie wysoki, pomimo spadku wydobywania i obniżenia aktywności przemysłu ciężkiego na badanym obszarze. Badania wykazały jednoznacznie degradujący wpływ rzeki Przemszy na ekosystem rzeki Wisły.

Dodatkowo w ramach swoich zainteresowań naukowych prowadziłam badania chemizmu cieków wodnych na obszarach cennych przyrodniczo, m.in. Ojcowskiego Parku Narodowego, w Dolinkach Krakowskich. Wyniki nie wykazały znaczącego zanieczyszczenia badanych cieków Zn, Pb, Cd oraz Hg, teoretycznie klasyfikując je jako wody I klasy czystości. Jednocześnie stwierdzono podwyższone koncentracje fosforanów i związków azotu, szczególnie w rzece Rudawie, pochodzących z wielu niezidentyfikowanych punktowych źródeł zanieczyszczeń, odprowadzanych w sposób nielegalny i niekontrolowany. W efekcie podwyższonej koncentracji związków biogenych np. rzeka Rudawa klasyfikowana jest jako rzeka IV klasy czystości, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2011.257.1545) (zał. 3, pkt.II.M.5).

Badania gleb i roślin w obszarach zmienionych antropogenicznie

Kontynuując temat zanieczyszczeń antropogenicznych, w swoich badaniach zajęłam się zanieczyszczaniem gleb pierwiastkami (Tl, Cd, Zn, Pb i As) na obszarze oddziaływania Zakładów Górniczo-Hutniczych ZGH Bolesław w rejonie Bukowno – Olkusz – Trzebinia. Głównym źródłem zanieczyszczeń na tym terenie jest emisja pyłów hutniczych oraz oddziaływanie odpadów, szczególnie flotacyjnych, powstających w wyniku przetwórstwa rud cynkowo-ołowiowych. Stwierdzono bardzo wysokie zawartości w glebach Cd, Zn, Pb i As, a w szczególności Tl sięgające 146 mg/kg. Badania ekstrakcji sekwencyjnej wykazały, że ilość tego pierwiastka na pozycjach jonowymiennych sięga 10% i stanowi znaczące zagrożenie dla środowiska wodno-glebowego. Należy zauważyć, że również bardzo wysoką mobilność charakteryzował się w próbkach gleb As i Cd. Próbki pobrane z miejsc bardziej odległych od ZGH Bolesaw wykazywały natomiast znacznie niższe stężenia. Dalsza analiza zawartości metali w roślinności (*Festuca ovina*) na obszarze oddziaływania przemysłu Zn-Pb w Bukownie, wykazała jednoznacznie przewyższone zawartość wszystkich badanych metali w tkankach roślin względem stężeń fizjologicznych określonych przez Kabata-Pendias (1999) (zał. 3, pkt. II.M.1).

Badania możliwości wykorzystania roślinności w rekultywacji terenów zdegradowanych

Problematyka badania zawartości metali w roślinach, poszerzona o wskazanie pewnych gatunków przydatnych w rekultywacji terenów zdegradowanych kontynuowana była przeze mnie w publikacji *Suitability study of using birch and willow trees in phytoremediation of acidic waste settlers* (zał. 3, pkt. II.M.4).

Kwaśne odpady poneutralizacyjne przemysłu metalowego, stanowiące środowisko siedliskowe dla porastającej dziko roślinności, zostały poddane analizom fizyko-chemicznym. W

próbekach odpadów określono następujące parametry pH Eh, PEW i zawartość metali (Cd, Zn, Pb, Mn, Fe). Odpady te charakteryzują się niskim pH i bardzo wysokim stężeniem jonów SO_4^{2-} (1203–1301 mg/dm^3), będącym wynikiem obecności odpadowego gipsu w badanym materiale. Ponadto nie stwierdzono podwyższonej mobilności żadnych innych zanieczyszczeń w badanym odpadzie: NO_3^- (1,78–12,32 mg/dm^3 , Cl^- (0,66–5,37) mg/dm^3 Fe (11–19%) i Zn (64–172 mg/kg). Pomimo małej biodostępności metali ciężkich stwierdzono zdolność do ich akumulacji w nadziemnej części brzozy i wierzby. Zarówno *Betula Pentula* jak i *Salix Viminalis* akumulują zwiększone ilości Zn, Mn oraz Cd, znacznie przekraczające wartości fizjologiczne a nawet toksyczne. Pomimo niekorzystnych warunków siedliskowych związanych z niskim pH odpadów i wzmożonej akumulacji w tkankach roślin jednocześnie nie obserwowano zwijania się liści ani plam nekrotycznych w obrębie badanych gatunków. Działania fitotoksyczne pierwiastków skutkuje jednak upośledzeniem ich wzrostu i rozwoju.

Badania zanieczyszczenia środowiska drogowego

Prace wchodzące w skład osiągnięcia naukowego dotyczą analizy środowiska drogowego, a w szczególności pyłów zostały przedstawione w załączniku 1 (poz. 1-4). Poszerzone one zostały o badania śniegu, mogącego być przydatnym narzędziem i wskaźnikiem przedostawania się zanieczyszczeń drogowych do środowiska wodno-glebowego. W publikacji pt. *An attempt to identify traffic related elements in snow* przeprowadziłam badania zawartości metali w śniegu, pobranego z parkingu, autostrady i obszaru potencjalnie nieskażonego. Śnieg w pobliżu dróg o dużym natężeniu ruchu skutecznie wychwytuje aerozole i inne zanieczyszczenia powietrza oraz działa jak naturalny filtr przechwytyjący i kumulujący zanieczyszczenia, które po stopnieniu śniegu mogą łatwo przeniknąć do gleby i wody. Wyniki badań pokazują znacznie wyższe stężenie pierwiastków Cs, Sb, Zr, Zn, Cr i As w śniegu zebranym na parkingu i na autostradzie w porównaniu z próbkami pobranymi ze stosunkowo niezanieczyszczonych terenach. Zanieczyszczenia stwierdzone w próbkach pobranych na autostradzie wydają się być związane z eksploatacją katalizatorów, podczas gdy elementy znajdujące się w zanieczyszczonych próbkach z parkingu mogą mieć związek z emisją niespalinową. Badania wykazały, że śnieg jest bardzo dobrym wskaźnikiem oceny ilości zanieczyszczeń przedostających się z fazą ciekłą do środowiska wodno-gruntowego oraz do rzek w okresie zimowym i wiosennym wraz z wodami roztopowymi (zał. 3, pkt. II.M.2).

Moje zainteresowania obejmują szeroko pojętą problematykę wpływu transportu na zdrowie i zanieczyszczenie środowiska, również z prawnego punktu widzenia. W publikacji *Analysis of the impact of road transport on the environment in view of the current EU regulatory policy* przedstawiłam analizę wpływu wprowadzanych działań legislacyjnych zmierzających do redukcji emisji gazów z pojazdów silnikowych. Obecnie zmiany skupiają się na doskonaleniu silnika spalania

wewnętrznego oraz na rozwiązywaniu alternatywnego rozwiązania paliwowego. Norma Euro VI jest wyzwaniem dla producentów pojazdów, ponieważ wymaga znacznego zmniejszenia emisji gazów, emisji CO₂ i pyłów, poniżej stosunkowo wysokich standardów. Nowo wdrożone przepisy nie uwzględniają jednak pyłów ze źródeł niespalinowych. Analizując koszty i korzyści, Komisja Europejska stwierdziła, że celem strategicznym jest lepsze zrozumienie związku między emisjami, koncentracjami, narażeniem i wpływem na zdrowie oraz skutecznością potencjalnego ograniczenia zanieczyszczenia środowiska miejskiego. Z ekonomicznego punktu widzenia jest to analiza zewnętrznych efektów działania pojazdów. W 2008 roku Unia Europejska przyjęła "Strategię internalizacji kosztów zewnętrznych", a Komisja Europejska przygotowała studium "Podręcznik szacowania kosztów zewnętrznych w transporcie", uaktualniony w 2014 roku. Ze względu na ogromny wpływ na zdrowie problematyka zanieczyszczenia powietrza i zrównoważonego transportu stanowi priorytet w strategii Komisji Europejskiej (zał. 3, pkt. II.L.9).

Problematyka odnawialnych źródeł energii

Moje zainteresowania rozszerzyłam również o gospodarowanie zasobami środowiska i perspektywy rozwoju odnawialnych źródeł energii w Polsce. Odnawialne źródła energii oddziałują na środowisko w stopniu nieporównywalnie mniejszym niż energetyka konwencjonalna. Ich szersze niż dotychczas wykorzystanie ma zatem uzasadnienie w teorii ekonomii i związanej z nią problematyką środowiskową. W monografii pt. *Współczesne uwarunkowania inżynierii i ochrony środowiska w Polsce* przedstawiłam przesłanki prawno-ekonomiczne rozwoju rynku odnawialnych źródeł energii w Polsce, z uwzględnieniem problematyki CO₂, oraz aspektów ochrony zasobów środowiska przyrodniczego i gospodarowania nimi. Problematyka ta była również tematem rozdziału „Analysis of the CO₂ Emission Trading Scheme (EU ETS) from the business perspective” w książce *Sustainable production and consumption of mineral resources* (zał. 3, pkt. I.D.2, I.D.4).

Wiedza i doświadczenie zdobyte przed doktoratem i po nim, dotyczące problematyki badań środowiskowych, a w szczególności geochemii systemów rzecznych i środowiska wodno-gruntowego oraz szerokie badania literaturowe zainspirowały mnie i ukierunkowały na problematykę zanieczyszczeń pyłowych na obszarach zurbanizowanych. W latach 2008–2010 przebywałam na urlopie bezpłatnym, a po powrocie otrzymałam stypendium Fundacji Sendzimira i możliwość odbycia kursu z zakresu problematyki zrównoważonego rozwoju i rozwiązań systemowych „Applied System Analysis and System Dynamics Approach towards Sustainable Development”. Ten kurs dał początek mojemu podejściu do rozwiązywania problemów środowiskowych w sposób systemowy z zastosowaniem m.in. symulacji Monte Carlo i programu Vensim (System Dynamic Modelling).

W rezultacie przeprowadzonych badań pilotażowych dotyczących środowiska drogowego i

zanieczyszczeń eksploatacyjnych pochodzących z pojazdów podjęłam próbę opracowania modelu koncepcyjnego oraz zastosowania ujęcia systemowego problemu zanieczyszczenia zurbanizowanych terenów miejskich o dużej kongestii i jego wpływu na systemy rzeczne oraz zdrowie człowieka. Takie modelowanie ma na celu uchwycenie wszystkich istotnych czynników i zależności (sprzężeń zwrotnych), które mogą oddziaływać na jakość systemu rzecznoego. Rozwiązania systemowe (System Dynamic) okazały się pomocne w regionalnym planowaniu i zarządzaniu zasobami wodnymi oraz zagospodarowaniu terenów zdegradowanych i obszarów miejskich.

W 2015 roku uzyskałam finansowanie grantu zatytułowanego „A comprehensive pattern of metal emission from motor vehicles and the distribution of road-specific metals in the river system (water, suspended matter and sediment)” o akronimie RIVEROAD, który był realizowany w ramach polsko-norweskiej współpracy badawczej i finansowany przez NCBiR.

Projekt był realizowany od kwietnia 2015 do kwietnia 2017 roku; byłam jego kierownikiem i głównym wykonawcą. W czerwcu 2017 roku grant został zakończony, a wyniki zaprezentowałam na licznych konferencjach międzynarodowych (zał. 3, pkt. II.K.3-6) i na bieżąco je publikuję (zał. 3, pkt. I.B.1-B.4, III A.I.12-13, III A.I. 15, III. A.I. 17-20)

Po doktoracie wyniki moich badań były przedstawiane na 22 konferencjach międzynarodowych. Osobiście brałam udział w 14 międzynarodowych konferencjach naukowych, na 5 z nich zaprezentowałam referaty i przedstawiłam 12 posterów z uzyskanymi wynikami badań.

Od 2016 roku pełnię funkcję prodziekana ds. kształcenia i spraw studenckich dla studentów studiów stacjonarnych kierunków Górnictwo i Geologia, Ekologiczne Źródła Energii oraz Ochrona Środowiska na Wydziale Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, w Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie.

