

**WNIOSEK
O WSZCZĘCIE POSTĘPOWANIA HABILITACYJNEGO**

Załącznik 2
AUTOREFERAT W JĘZYKU POLSKIM

dr Marcin Stobiński

Marcin Stobiński
Akademia Górniczo-Hutnicza
im. Stanisława Staszica w Krakowie
al. Adama Mickiewicza 30, 30-059 Kraków
Wydział Energetyki i Paliw
Katedra Chemii Węgla i Nauk o Środowisku
Budynek A4 pok. 428
Adres e-mail: marcin.stobinski@agh.edu.pl

AUTOREFERAT

Spis treści:

1. Imię i nazwisko	str. 3
2. Wykształcenie	str. 3
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych....	str. 4
4. 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. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311).....	str. 5
4.1 Tytuł osiągnięcia naukowego.....	str. 5
4.2 Wykaz publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe	str. 5
4.3 Omówienie celu naukowego badań, otrzymanych wyników oraz możliwości ich wykorzystania.....	str. 6
4.3.1 Cel badań.....	str. 6
4.3.2 Uzasadnienie podjęcia badań i ich obszaru	str. 7
4.3.3 Metodyka badań	str. 9
4.3.4 Omówienie otrzymanych wyników.....	str. 10
4.3.5 Wykorzystanie wyników badań	str. 12
5. Omówienie innych osiągnięć naukowo-badawczych	str. 14
5.1 Osiągnięcia naukowo-badawcze przed uzyskaniem stopnia doktora ...	str. 14
5.2 Osiągnięcia naukowo-badawcze po uzyskaniu stopnia doktora	str. 16
6. Podsumowanie osiągnięć i dorobku	str. 20
6.1 Działalność naukowo-badawcza	str. 20
6.2 Działalność dydaktyczna, popularyzatorska i organizacyjna.....	str. 20

1. Imię i nazwisko

Marcin Stobiński

2. Wykształcenie

2001 Tytuł zawodowy magistra ochrony środowiska w specjalności chemia środowiska. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Technologii Chemicznej Uniwersytetu Jagiellońskiego.

Temat pracy: „Próby usuwania jonów ołowiu z »koncentratu miedziowego« z zastosowaniem ksantogenianów”.

Promotor: dr Andrzej Kochanowski

2009 Dyplom ukończenia studiów podyplomowych w zakresie Przygotowania Pedagogicznego, Wydział Humanistyczny AGH.

2011 Stopień doktora w dziedzinie nauk technicznych, w dyscyplinie inżynieria środowiska, o specjalności monitoring środowiska. Praca doktorska obroniona na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH.

Tytuł pracy: „Ocena zagrożenia ekologicznego Tatrzańskiego Parku Narodowego radioaktywnym cezem-137 i wybranymi metalami ciężkimi”.

Promotor: dr hab. Barbara Kubica, prof AGH

Recenzenci: prof. dr hab. Zbigniew Hubicki, dr hab. inż. Antoni Barbacki, prof. AGH

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 2001–2003 Instytut Fizyki Jądrowej – Zakład Fizykochemii Jądrowej, Pracownia Chemii i Radiochemii. Stanowisko: specjalista naukowo-techniczny.
- 2003–2011 Instytut Fizyki Jądrowej PAN – Zakład Fizykochemii Jądrowej, Pracownia Chemii i Radiochemii. Stanowisko: asystent.
- 2011–2012 Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie – Wydział Energetyki i Paliw. Katedra Chemii Węgla i Nauk o Środowisku. Stanowisko: asystent.
- 2012–nadal Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie – Wydział Energetyki i Paliw. Katedra Chemii Węgla i Nauk o Środowisku. Stanowisko: adiunkt.

4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311)

4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego

Rozkład antropogenicznego ^{137}Cs oraz naturalnych izotopów promieniotwórczych w glebach obszarów chronionych jako narzędzie do opracowania skutecznych metod przeciwdziałania rozprzestrzenianiu skażeń w środowisku.

4.2. Wykaz publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe

1. **M. Stobiński**, F. Jędrzejek, B. Kubica: Preliminary studies on spatial distribution of artificial ^{137}Cs and natural gamma radionuclides in the region of the Ojców National Park (Poland). *Nukleonika*, 2018, t. 63, nr 4.
2. **M. Stobiński**, B. Kubica: Chemometric analysis of ^{137}Cs activity and heavy metals distribution in the Tatras' soil. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2017, t. 14, nr 6.
3. B. Kubica, **M. Stobiński**, G. Szaciłowski, F. Jędrzejek, K. Szarłowicz: Zawartość sztucznego gamma radionuklidu ^{137}Cs w próbkach gleby pobranej z wybranych niecek stawów tatrzańskich, (Determination of the concentrations of artificial gamma radionuclide ^{137}Cs in soil samples taken from lakes basins in Tatra Mountains), w: *Nauka i przemysł – metody spektroskopowe w praktyce, nowe wyzwania i możliwości*, praca zbiorowa pod red. Z. Hubickiego. Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, Lublin, 2017.
4. B. Kubica, **M. Stobiński**, G. Szaciłowski, K. Szarłowicz: The activity of selected gamma radionuclides in the Tatra National Park. *E3S Web of Conferences*, 2017, t. 14, nr 02036.
5. **M. Stobiński**: Interpretacja procesów zachodzących w środowisku naturalnym w oparciu o zaawansowane narzędzia obróbki danych, (Interpretation of the environmental changes by means of advanced tools based on data processing),

w: Nauka i przemysł – metody spektroskopowe w praktyce, nowe wyzwania i możliwości, t. 2, praca zbiorowa pod red. Z. Hubickiego. Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, Lublin, 2014.

6. B. Kubica, K. Szarłowicz, **M. Stobiński**, S. Skiba, W. Reczyński, J. Gołaś: Concentrations of ^{137}Cs and ^{40}K radionuclides and some heavy metals in soil samples from the eastern part of the Main Ridge of the Flysch Carpathians. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2014, t. 299, nr 3.

7. **M. Stobiński**, K. Szarłowicz, W. Reczyński, B. Kubica: The evaluation of ^{137}Cs radioactivities in soils taken from the Babia Góra National Park. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2014, t. 299, nr 1.

8. Sposób wytwarzania kompozytowego sorbentu na bazie NiFN. Wynalazca: B. Kubica, Z. Hubicki, **M. Stobiński**, K. Szarłowicz, M. Bartyzel. Opis patentowy PL 217761, Urząd Patentowy Rzeczypospolitej Polskiej, 2014.

4.3. Omówienie celu naukowego badań, otrzymanych wyników oraz możliwości ich wykorzystania

4.3.1. Cel badań

Celem prowadzonych badań było poszerzenie wiedzy na temat mechanizmów translokacji izotopów promieniotwórczych w środowisku i opracowanie metody remediacji izotopu ^{137}Cs ze środowiska glebowego i wodnego.

W pracach skupiono się na glebach, bowiem w nich w znacznym stopniu ulegają kumulacji substancje toksyczne. Gleby, jako składnik środowiska naturalnego, mają kontakt z pozostałymi składnikami przyrody, w tym przede wszystkim z wodami opadowymi i pyłami zawartymi w powietrzu. Aby zminimalizować czynniki związane z działalnością człowieka, za obszar badań wybrano tereny Parków Narodowych, gdzie z mocy ustawy działalność człowieka jest praktycznie zredukowana do zera. W celu pełnej identyfikacji dróg transportu cezu, oraz jego rozprzestrzeniania się w środowisku, prowadzono także w dwunastu punktach pomiarowych położonych na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego monitoring zawartości ^{137}Cs w glebach, a także realizowano pomiary aktywności cezu w opadzie atmosferycznym. Równoległe z badaniami dotyczącymi uwarunkowań akumulacji i uwalniania izotopów promieniotwórczych z gleb

przewodziłem również badania nad technicznymi możliwościami usuwania antropogenicznego ^{137}Cs z gleby.

4.3.2. Uzasadnienie podjęcia badań i ich obszaru

W XX wieku człowiek rozpoczął wykorzystywanie energii atomu. Wiązało się to z prowadzeniem próbnych wybuchów jądrowych (przeprowadzono ponad 2000 testów bomb jądrowych), a także z działalnością elektrowni atomowych. W wyniku testów broni oraz awarii w elektrowniach jądrowych do środowiska dostał się szereg sztucznych izotopów promieniotwórczych, w tym także ^{137}Cs . Działalność człowieka spowodowała obecność sztucznych radioizotopów w praktycznie wszystkich komponentach środowiska. Na obszarze Polski obecność ^{137}Cs jest związana z opadami atmosferycznymi i suchą depozycją. Obecne w naszym rejonie geograficznym skażenie cezem jest efektem wyłącznie wybuchów jądrowych i katastrofy w Czarnobylu. Katastrofa w japońskiej elektrowni atomowej Fukushima Daiichi nie dostarczyła na teren Polski istotnych aktywności badanego izotopu [Państwowa Agencja Atomistyki]. W związku z tym jakiegokolwiek obecne zmiany aktywności ^{137}Cs w glebach są związane z jego akumulacją, przemieszczaniem w środowisku i naturalnym rozpadem do nieaktywnego ^{137}Ba ($T_{1/2}^{137}\text{Cs} = 30,05$ lat). Oprócz globalnych źródeł skażenia pierwiastkami promieniotwórczymi na świecie miało miejsce wiele wypadków jądrowych, które powodowały wyłącznie lokalne skażenie (np. w Goiânii czy w zakładach Majak).

Nie można wykluczyć, że na terenie Polski w przyszłości dojdzie do niekontrolowanego uwolnienia substancji promieniotwórczych do środowiska. Może to być skutkiem wypadku komunikacyjnego przy przewożeniu materiałów jądrowych (bądź odpadów), kradzieży takich materiałów, upadku statku powietrznego lub satelity z materiałami jądrowymi, a także potencjalnej awarii w planowanej w Polsce elektrowni jądrowej. Nadmienić należy, że pomimo iż wypadki te wydają się mało prawdopodobne, to na świecie miały one już miejsce. Rozwój energetyki konwencjonalnej i przemysłu powoduje także ciągłe wzbogacanie środowiska w radionuklidy naturalne. Długożyciowe naturalne izotopy promieniotwórcze zawarte w glebach, takie jak ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Th na terenach wolnych od antropopresji, w przeważającej mierze są związane ze składem mineralnym skały macierzystej, z której ta gleba powstała. Zmienność ich stężenia związana jest wyłącznie

z fluktuacjami zawartości materii organicznej. Tylko nagłe zdarzenia, takie jak pożary lasów czy powodzie, oraz działalność człowieka, np. nawożenie czy spalanie paliw stałych, mogą wpłynąć na ich stężenia. Można więc przyjąć, że dla danego typu gleby na określonym obszarze aktywności te powinny być niezmiennie w czasie (czasy połowicznego zaniku badanych naturalnych izotopów promieniotwórczych można całkowicie pominąć, bowiem najkrócej żyjący z nich ^{226}Ra ma czas połowicznego zaniku równy 1599 lat, natomiast ^{228}Th cały czas powstaje z izotopu macierzystego ^{232}Th). Wykrycie takich zmian może świadczyć o istnieniu czynników antropopresji na danym obszarze. Zawartości naturalnych radionuklidów w powiązaniu ze stężeniami metali ciężkich pozwalają na określenie składowej naturalnej tych metali w glebach. W środowisku lądowym uwolnione izotopy w przeważającej mierze trafiają do gleb. Mogą one być w tych glebach kumulowane, ale także wprowadzane poprzez rośliny do łańcuchów pokarmowych lub wymywane do wód powierzchniowych, co może już stanowić zagrożenie dla człowieka.

Niniejsze badania prowadzono na glebach pobranych z terenów sześciu Parków Narodowych. Parki Narodowe są obszarami, gdzie ustawowo wpływ człowieka na środowisko jest zminimalizowany. Gleby na tych terenach mogą stanowić punkt odniesienia (w pewnym sensie „punkt zerowy”) dla gleb z innych obszarów, gdzie wielkość czynnika antropogenicznego może być trudna do określenia. Ze względu na fakt, iż na obszarach chronionych występują bardzo duże obostrzenia co do prowadzenia badań, zdecydowano się pobierać rdzenie glebowe tylko do głębokości 10 cm, co zapewniało minimalizację wpływu na przyrodę parków.

Równoległe z badaniami dotyczącymi translokacji ^{137}Cs w środowisku brałem udział w badaniach dotyczących magnetycznego wymiennika jonowego, który mógłby być zastosowany w sytuacji, gdy naturalne mechanizmy obronne środowiska przestaną być wystarczające przy rosnącym skażeniu tym izotopem lub gdy nastąpi gwałtowne uwolnienie do środowiska znacznych ilości cezu. Kompozyt ten w sposób selektywny może usuwać cez z gleb oraz ze środowiska wodnego.

4.3.3. Metodyka badań

a) Prace terenowe

Próbki gleb pobierane były wyłącznie z miejsc, w których nie stwierdzono ingerencji człowieka. Na podstawie zezwoleń możliwe było na terenie Parków Narodowych poruszanie się poza ogólnodostępnymi szlakami. W związku z powyższym próbki były zawsze pobierane w odległości od kilkudziesięciu do kilkuset metrów od szlaków i ścieżek. Wyznaczano za pomocą urządzenia GPS współrzędne geograficzne oraz wysokość n.p.m. miejsca próbkowania i pobierano kilka próbek gleby z obszaru koła o średnicy jednego metra. Inną procedurę zastosowano dla punktu pomiarowego w Ojcowskim Parku Narodowym, gdzie w Dolinie Sąspowskiej pobierano próbki w odległościach 5 oraz 10 metrów od punktu centralnego, przemieszczając się w czterech różnych kierunkach (uzyskano w sumie 9 próbek). Wszystkie próbki pobierane były za pomocą walcowatego próbnika (zaostrej rury) o średnicy 10 cm i długości 10 cm. Próbnik ten był wbijany w glebę, a następnie wyciągany wraz z zawartym w środku rdzeniem glebowym. Tak pobrany rdzeń był następnie dzielony (od razu w terenie lub w laboratorium) na 3 równe warstwy (warstwa powierzchniowa otrzymywała symbol „a”, środkowa „b”, a najgłębsza „c”). W toku prowadzonych badań zdarzało się, że ze względu na płytką pokrywę glebową brak było ostatniej warstwy.

b) Prace laboratoryjne

Próbki po przewiezieniu do laboratorium suszyłem w temperaturze do 60°C (niekiedy 105°C), następnie rozdrabniałem i przesiewałem przez sito automatyczne o średnicy oczek 1 mm. Tak przygotowana próbka była przenoszona do polistyrenowego naczynia pomiarowego. Naczynie dodatkowo zaklejano metalizowaną taśmą klejącą w celu uszczelnienia – a tym samym uniemożliwienia ekshalacji radonu (^{222}Rn). Następnie przed właściwym pomiarem należało odczekać minimum 3 tygodnie w celu ustalenia równowagi pomiędzy radem (^{226}Ra) a produktami jego rozpadu. Równolegle w próbkach gleby wyznaczałem zawartość materii organicznej poprzez spalanie w tyglach porcelanowych w temperaturze 600°C (wyznaczałem ubytek masy po spalaniu) oraz gęstość nasypową gleby.

Właściwy pomiar wykonywałem na spektrometrach promieniowania gamma wyposażonych w detektor koaksjalny typu HPGe (wydajność względna 20%), a od roku 2015 również w detektor germanowy typu broad energy (wydajność względna 34%). Detektory były wyposażone w osłony ołowiane wykonane (odlane) według mojego projektu. Jako materiału osłonowego, oprócz zwykłego ołowiu, użyłem również ołowiu niskotłowego (o zawartości ^{210}Pb poniżej 6 Bq/kg) oraz blach kadmowej i miedzianej, które pozwoliły na minimalizację tła dla niskich energii (zatrzymują wtórne promieniowanie rentgenowskie).

Pomiar pojedynczej próbki trwał co najmniej 3 doby. Pozwalało to na pomiar średnio 2 próbek tygodniowo na jednym spektrometrze.

Analiza otrzymanych widm obejmowała oprócz pików pochodzących od ^{137}Cs (661,6 keV) i ^{40}K (1460,8 keV) także piki pozwalające określić aktywności takich izotopów jak ^{210}Pb , ^{241}Am , ^{235}U , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{232}Th oraz ^{228}Th (energie w zakresie od 46,5 keV dla ^{210}Pb do 2614,5 keV dla ^{208}Tl).

Przy analizie ilościowej uwzględniałem poprawkę na samoabsorpcję w próbce, którą wyznaczałem wg zmodyfikowanego opisu z publikacji mojego współautorstwa [zał. 4, poz. J10]. Wyniki pomiarów aktywności sztucznego izotopu ^{137}Cs przedstawiano w dwóch jednostkach. Pierwsza otrzymywana wprost z pomiarów to Bq/kg, druga to tzw. opad i wyrażany jest w Bq/m². Przeliczenie na tę jednostkę wymagało znajomości masy całkowitej pobranego rdzenia glebowego (poszczególnych warstw) oraz powierzchni pobieranej gleby – która wynikała ze średnicy stosowanego próbnika.

4.3.4. Omówienie otrzymanych wyników

W ramach badań przedstawionych w cyklu publikacji analizowano antropopresję w glebach z następujących obszarów chronionych: Babiogórski Park Narodowy, Tatrzański Park Narodowy, Tatransky Narodny Park (Słowacja), Karpaty Fliszowe (obszar Magurskiego i Bieszczadzkiego Parku Narodowego) oraz Ojcowski Park Narodowy.

We wszystkich badanych glebach stwierdzono zróżnicowanie stężeń zarówno sztucznego ^{137}Cs , jak i naturalnych radionuklidów. Najwyższe aktywności ^{137}Cs stwierdzono w próbkach gleb pobranych z zagłębi leżących w wyższych partiach

gór na terenach polskiego i słowackiego Tatrzańskiego Parku Narodowego [zał. 4, poz. O2, O3, O4]. W glebach tych dokonano także oznaczenia innych metali, mogących być pochodzenia antropogenicznego. Zastosowanie zaawansowanych metod obróbki danych pozwoliło na rozpoznanie mechanizmu zatrzymywania w glebach ^{137}Cs oraz niektórych metali ciężkich. Analiza danych wielowymiarowych (składających się z wielu zmiennych) jest za pomocą standardowo stosowanych metod dość trudne. Znaczącym ułatwieniem przy analizie wyników badań próbek środowiskowych (tak gleb, jak i osadów dennych) jest stosowanie metod statystycznych, takich jak analiza podobieństwa oraz analiza składowych głównych [zał. 4, poz. O5]. Zastosowanie tych metod wskazało na antropogeniczne pochodzenie nie tylko promieniotwórczego cezu, ale także stabilnego ołowiu. Metale te są silnie sorbowane w powierzchniowych, bogatych w materię organiczną warstwach gleb. Zauważyć należy, że ich stężenia rosną także wraz z rosnącą średnioroczną ilością opadów atmosferycznych. Jednocześnie potas oraz cynk i chrom w badanych glebach związane były z frakcją mineralną gleby. Ich stężenia rosły wraz z głębokością oraz gęstością gleby, co wskazuje, że źródło tych metali jest raczej naturalne (skała macierzysta). Prowadzony monitoring na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego wskazuje na stopniowy spadek aktywności ^{137}Cs w glebach, co spowodowane jest naturalnym rozpadem tego izotopu, a także powolnymi procesami migracyjnymi w głąb profilu glebowego, przy czym nie stwierdzono dostarczania nowych, istotnych ilości cezu do gleb.

W glebach pobranych z pozostałych badanych górskich Parków Narodowych (Park Babiogórski, Magórski i Bieszczadzki) zależności aktywności badanych radionuklidów od wysokości, zawartości materii organicznej i gęstości gleby były podobne, jednakże ze względu na fakt, że wyżej wymienione obszary górskie są znacznie niższe od Tatr, uzyskane wartości maksymalne aktywności antropogenicznego ^{137}Cs były mniejsze [zał. 4, poz. O6, O7].

Ojcowski Park Narodowy jest jedynym z badanych parków, który nie leży w obszarze górskim. W parku tym, w Dolinie Sąpowskiej, występuje specyficzny mikroklimat charakteryzujący się znacznie większą ilością opadów atmosferycznych niż na pozostałych obszarach parku. Udało się potwierdzić, że antropogeniczny cez dostał się do gleby wraz z opadami. Jednocześnie uwzględnienie topografii terenu pozwoliło na stwierdzenie, że w glebach zawierających materię organiczną nie

przemieszcza się on wraz z wodami opadowymi w dół doliny (do potoku Saspówka), lecz następuję jego retencja w glebie, co może mieć zastosowanie przy ochronie ujęć wody pitnej. Zawartości naturalnych radioizotopów ^{40}K oraz ^{226}Ra i ^{228}Th w próbkach gleb pobranych z Ojcowskiego Parku Narodowego są wyrównane we wszystkich punktach pomiarowych. Świadczy to o identycznym podłożu geologicznym gleb tego parku [zał. 4, poz. O1].

4.3.5. Wykorzystanie wyników badań

Poznanie mechanizmów translokacji antropogenicznego izotopu ^{137}Cs , innych metali ciężkich, a także naturalnych radionuklidów w glebach wolnych od bezpośredniej ingerencji człowieka, stanowi niewątpliwie istotną wiedzę w przypadku uwolnień do środowiska izotopów promieniotwórczych. Gleby bogate w materię organiczną silnie wiążą ze sobą pierwiastki, takie jak cez oraz ołów, i jako takie stanowią one ochronę wód podziemnych i powierzchniowych przed skażeniem tymi metalami. Potas jest konkurencyjny wobec cezu w procesie zatrzymywania w glebie, stąd nadmierna zawartość potasu w glebie (spowodowana np. nawożeniem) może doprowadzić do remediacji cezu z gleby i jego spływu wraz z opadami do wód powierzchniowych, co w konsekwencji może zagrozić ujęciom wody pitnej.

Wprawdzie gleby posiadają duże możliwości zatrzymywania cezu, nie są one jednak nieograniczone i w przypadku pojawienia się silnej antropopresji naturalne mechanizmy obronne środowiska mogą być niewystarczające. Dlatego równoległe z badaniami uwarunkowań aktywności izotopów promieniotwórczych w glebach Parków Narodowych brałem udział w badaniach nad syntezą kompozytowego sorbentu na bazie NiFN z elementami magnetycznymi [zał. 4, poz. O8]. Wytworzona zgodnie z opisem patentowym żywica jonowymienna jest selektywnym sorbentem dla cezu. Proces sorpcji cezu (w tym także izotopu ^{137}Cs) zachodzi z bardzo wysoką wydajnością w środowisku wilgotnym. Zastosowanie czystego sorbentu (heksacyjanożelazian niklu zdyspergowany w żywicy fenylosulfonowej), pomimo bardzo dobrych właściwości sorpcyjnych i selektywności wobec cezu, nie rozwiązywało kwestii usunięcia samej żywicy z oczyszczonej powierzchni gleby. Dlatego też na etapie syntezy sorbentu dodawany jest do niego rozdrobniony magnetyt (Fe_3O_4), który nadaje kompozytowi właściwości magnetyczne. Dzięki temu po rozsypaniu kompozytu na powierzchni gleby (ma on formę kulistych ziaren

o średnicy około 0,2 mm), po kilku godzinach, gdy żywica trwale zwiąże ze sobą kationy cezowe, można ją zebrać za pomocą elektromagnesu lub magnesu trwałego, usuwając tym samym promieniotwórczy cez z gleby. Wydajność takiej metody remediacji cezu dla podłoża piaszczystego wynosiła ponad 95%, natomiast dla gleby około 85%. Oczyszczanie gleb nie jest jedynym możliwym zastosowaniem opatentowanego selektywnego sorbentu magnetycznego. Można go także stosować do zanieczyszczonych osadów dennych w zbiornikach wodnych, a także do oczyszczania wód naturalnych skażonych cezem.

Innym zastosowaniem opatentowanego sorbentu jest użycie go do określenia zawartości radioaktywnego cezu w wodach opadowych [zał. 4, poz. O4]. Pomiar taki polega na umieszczeniu kilku gramów kompozytowego wymiennicza jonowego w specjalnym naczyniu, przez który przepływają wody opadowe. Po upływie określonego czasu (jednego roku) dokonuje się pomiaru zaabsorbowanego na nim cezu.

5. Omówienie innych osiągnięć naukowo-badawczych

5.1. Osiągnięcia naukowo-badawcze przed uzyskaniem stopnia doktora

Po ukończeniu studiów magisterskich na Wydziale Chemii Uniwersytetu Jagiellońskiego zostałem zatrudniony w Instytucje Fizyki Jądrowej, w Pracowni Chemii i Radiochemii. Zespół, w którym pracowałem, zajmował się całkiem nową dla mnie tematyką związaną z izotopami promieniotwórczymi i ich właściwościami. Praktycznie przez cały okres pracy w IFJ (od 2003 roku IFJ PAN), do momentu obrony pracy doktorskiej, prowadziłem badania równoległe w dwóch głównych obszarach. Pierwszy z nich to badanie sorpcji metali na różnych wymienniczkach jonowych (w tym także żelazocyjankach metali przejściowych) [zał. 4, poz. J1, J3, J6, M1, M2]. W ramach tej tematyki brałem udział w projektach badawczych realizowanych w Zjednoczonym Instytucie Badań Jądrowych, w Dubnej (Rosja) w latach 2003–2008 pt. „Badanie chemicznych własności superciężkich pierwiastków”. Wiązało się to z dwoma wyjazdami naukowymi do Zjednoczonego Instytutu Badań Jądrowych (Laboratorium Reakcji Jądrowych, w dniach 12-26.11.2004 oraz 18-28.01.2007). Prowadzone tam eksperymenty poświęcone były rozdzielaniu krótkożyciowych izotopów Sr i Ba w układach: trudno rozpuszczalne haksacyjanożelaziany dwuwartościowych metali przejściowych w środowisku kwasu solnego lub siarkowego. W tym samym czasie udało mi się w drodze konkursu uzyskać stypendium UE na udział w warsztatach „Nuclides.net – an integrated environment for computation on Radionuclides and their radiations” w Kernforschungszentrum, w Karlsruhe (Niemcy) w dniach 19-21.09.2003. Na warsztatach tych nauczyłem się poruszać w środowisku aplikacji "Nuclides.net" będącej zaawansowanym oprogramowaniem służącym do obliczeń aktywności radionuklidów, ich mieszanin, dawek promieniowania i parametrów paliwa jądrowego. Oferuje ono bardzo obszerne informacje z zakresu radiochemii, fizyki, radiologii i ochrony środowiska.

Drugą tematyką rozwijaną w Laboratorium Chemii i Radiochemii były badania dotyczące poziomów skażeń sztucznymi izotopami promieniotwórczymi i metalami ciężkimi różnych komponentów środowiska. W ramach tej tematyki badano przede wszystkim gleby i osady denne. Badania prowadzone na osadach dennych są

przedstawione między innymi w podanych publikacjach [zał. 4, poz. J5, M3, M5]. W ramach tych badań byłem wykonawcą w projekcie badawczym Komitetu Badań Naukowych (KBN) nr 3T09D 09429 (w latach 2005–2008) pt. „Badania procesów akumulacji i przemian toksycznych składników w osadach zbiornika wody pitnej dla miasta Krakowa w Dobczycach” oraz w projekcie Aquaterra (prowadzonym w ramach 6. programu ramowego) pt. „Understanding river-sediment-soil-groundwater interactions for support of management of waterbodies (river basin & catchment areas)” w latach 2004–2009. Kierownikiem obydwu projektów był prof. dr hab. Janusz Gołaś. W badaniach tych skupiano się na akumulacji metali ciężkich (w tym rtęci) oraz sztucznych izotopów promieniotwórczych w osadach dennych. Badano także warunki, w jakich substancje toksyczne mogą zostać uwolnione z osadu i przedostać się do wody. Miało to szczególne znaczenie w przypadku zbiornika w Dobczycach ze względu na fakt, że jest on rezerwuarem wody pitnej dla miasta Krakowa.

W ramach badań prowadzonych na glebach byłem wykonawcą w projekcie badawczym KBN nr 6P04G 06323 (w latach 2002–2005) pt. „Badanie poziomu i przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń radionuklidami i pierwiastkami ciężkimi w ekosystemie Tatrzańskiego Parku Narodowego” oraz w projekcie finansowanym przez Narodowe Centrum Nauki (NCN) nr N305 01 131 (w latach 2006–2009), będącym kontynuacją wcześniejszych badań („Badanie poziomu i przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń radionuklidami i pierwiastkami ciężkimi w ekosystemie Tatrzańskiego Parku Narodowego” – kontynuacja). Ponadto byłem głównym wykonawcą w projekcie realizowanym w latach 2005–2006 w Wojewódzkim Funduszu Ochrony Środowiska na lata 2005–2006 w Krakowie „Opracowanie map z uwzględnieniem przestrzennego rozkładu radionuklidów na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego”.

W ramach działań opartych na porozumieniu o współpracy naukowej między Polską Akademią Nauk a Słowacką Akademią Nauk (Slovenská Akadémia Vied) brałem udział w realizacji dwóch projektów: „Badanie poziomu i przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń gamma radionuklidami ^{137}Cs (sztucznym) i ^{40}K (naturalnym) ekosystemu Tatr” w latach 2007–2009 oraz „Badanie radioaktywności radioizotopów ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po i sztucznego ^{137}Cs oraz stężeń Zn, As, Cd i Pb w próbkach gleb pobranych w nieckach stawów tatrzańskich, a także w osadach

dennych pobranych z wybranych stawów tatrzańskich” w latach 2010–2011. Częściowym efektem pracy przy tych projektach była moja praca doktorska, którą obroniłem w 2011 roku. Jednocześnie w roku 2008, dzięki bardzo ścisłej współpracy naukowej z Katedrą Chemii Węgla i Nauk o Środowisku AGH, otrzymałem nagrodę zespołową Rektora Akademii Górniczo-Hutniczej III stopnia za osiągnięcia naukowe.

Tuż przed obroną doktoratu została opublikowana praca [zał. 4, poz. J10], w której opisano propozycję nowej metody wyznaczania poprawek na samoabsorpcję w spektrometrii promieniowania gamma. Metoda ta była metodą doświadczalną, polegającą na wyznaczeniu współczynników transmisji dla szerokiego zakresu energii promieniowania gamma. W celu zdobycia nowych umiejętności i wiedzy związanej ze spektrometrią z zastosowaniem detektorów z wysokiej czystości germanu (HPGe) wyjechałem na miesięczny staż naukowy (7.02–11.03.2011 r.) do Zakładu Radiochemii i Chemii Koloidów na Uniwersytecie Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, gdzie nauczyłem się metod optymalizacji pomiarów gamma spektrometrycznych i różnych metod wyznaczania kalibracji wydajnościowej.

5.2. Osiągnięcia naukowo-badawcze po uzyskaniu stopnia doktora

Po uzyskaniu stopnia doktora nauk technicznych w dziedzinie inżynierii środowiska całkowicie zmieniłem swoje otoczenie naukowo-badawcze. Zostałem zatrudniony na Akademii Górniczo-Hutniczej w Katedrze Chemii Węgla i Nauk o Środowisku. Zmiana otoczenia skutkowałą zmniejszeniem dostępu do nowoczesnej aparatury pomiarowej, w związku z czym początkowe lata pracy związane były przede wszystkim z organizowaniem nowego laboratorium i zakupem nowoczesnych spektrometrów. Spektrometry te umożliwiały dokładne pomiary także innych izotopów niż ^{137}Cs i ^{40}K , wymagało to jednak pewnych zmian w podejściu do pomiarów. Opracowałem metodę wyznaczania współczynników wydajnościowych i poprawek na samoabsorpcję dla zupełnie nowych (nie stosowanych wcześniej) geometrii pomiarowych, odpowiadających pojemnościom: 67 cm^3 oraz 27 cm^3 . Aby móc precyzyjnie oznaczać takie naturalne izotopy promieniotwórcze jak ^{226}Ra , ^{228}Th , ^{210}Pb , ^{225}U oraz dodatkowo sztuczny ^{241}Am , musiałem zaprojektować osłony detektorów, które skutecznie zminimalizowały tło naturalne i wtórne promieniowanie rentgenowskie w zakresie linii energetycznych oznaczanych izotopów. Osłony te zaprojektowałem tak, że wewnętrzna warstwa osłon odlana była w formie kręgów

z niskotłowego ołowiu (ołów znacznie zubożony w ^{210}Pb , ale niestety wielokrotnie droższy od zwykłego ołowiu), natomiast część zewnętrzna wykonana była ze stosunkowo taniego, zwykłego ołowiu. Problemem, jaki stał przede mną, był fakt, iż musiałem tak dobrać poszczególne wysokości i grubości osłon, aby zmaksymalizować efekt osłonny, a jednocześnie zbytnio ich nie rozbudowywać (ze względu na wytrzymałość stropu). Jako wewnętrzną część osłon zastosowałem blachy kadmową oraz miedzianą, co pozwoliło na wyeliminowanie promieniowania rentgenowskiego w zakresie niskich energii.

W kolejnych latach, w związku z potrzebą oznaczania izotopów promieniotwórczych w próbkach sedymentów o znacznie mniejszej masie niż próbki gleby (a co za tym idzie i mniejszej objętości), opracowałem kalibrację wydajnościową dla pomiarów w nowych geometriach o objętościach $1,5\text{ cm}^3$ oraz $2,8\text{ cm}^3$, przy czym dla tych geometrii czas trwania pomiaru musiał być znacznie dłuższy od standardowo stosowanego przeze mnie czasu 259 200 sekund (3 doby). Najważniejsze publikacje z zastosowaniem nowych geometrii pomiarowych i osłon niskotłowych wymieniono w załączniku 4 [zał. 4, poz. O1, O6, O7, J12].

Równocześnie byłem głównym wykonawcą w projekcie finansowanym przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego (NCN 1070/B/P01/2011/40) pt. „Badanie poziomego i przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń niektórymi radionuklidami i pierwiastkami ciężkimi w ekosystemie Głównego Grzbietu Karpat Fliszowych na obszarze Polski”, który był realizowany w okresie 2011–2014. W wyniku realizacji tego projektu udało się wyznaczyć zawartości zarówno sztucznych, jak i naturalnych radionuklidów oraz wybranych metali ciężkich w glebach z obszarów Magurskiego i Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Badania te potwierdziły wzmogłą kumulację ^{137}Cs oraz ołowiu w glebach bogatych w materię organiczną, pobranych w wyższych partiach gór, a co za tym idzie o wyższej średniorocznej ilości opadów atmosferycznych. Dla cynku i miedzi nie stwierdzono takiej zależności, co wskazuje raczej na naturalny charakter badanych pierwiastków, czyli pochodzenie ich ze skały macierzystej [zał. 4, poz. O6, M19, M20].

Prowadziłem także badania węgla energetycznych i produktów odpadowych z elektrowni konwencjonalnych (opalanych węglem). W wyniku prowadzonych badań stwierdziłem, że prawie cała aktywność takich izotopów jak ^{238}U , ^{228}Th , ^{226}Ra

czy ^{40}K po spalaniu pozostaje w stałych produktach spalania, czyli w żużlu i pyłach z elektrofiltrów i filtrów workowych. Jedynie ^{210}Pb (ołów całkowity zawarty w węglach), prawdopodobnie ze względu na swoją lotność, wykazuje stosunkowo mniejsze stężenie w odpadach stałych niż wartość oczekiwana (wynikająca z jego zawartości w węglu). W związku z powyższym mogłem wysnuć wniosek, że ołów zawarty w węglach energetycznych, a także jego promieniotwórczy izotop ^{210}Pb (o czasie połowicznego zaniku ponad 20 lat), dostaje się do środowiska z elektrowni węglowych wraz z gazowymi produktami spalania [zał. 4, poz. M24]. Jest to dosyć istotny fakt, szczególnie że powszechnie znana jest toksyczność ołowiu. Wprawdzie izotop ^{210}Pb nie należy do niebezpiecznych izotopów (emituje promieniowanie gamma o niskiej energii 46,5 keV), ale w efekcie jego rozpadu beta (i kolejnego rozpadu beta pochodnego ^{210}Bi) powstaje bardzo niebezpieczny i toksyczny alfa promieniotwórczy izotop ^{210}Po . Pośrednio więc, brak skutecznego oczyszczania spalin z ołowiu w elektrowniach węglowych wpływa na wzrost zawartości ^{210}Po w środowisku. Po stwierdzeniu, że w węglach spalanych na terenie Polski znajdują się niebezpieczne zanieczyszczenia, postanowiłem zbadać zawartość izotopów promieniotwórczych także w odpadach produkowanych przez kopalnie węgla kamiennego. Odpady takie to muły i osady pochodzące z rząpi i osadników. Moje badania prowadzone na odpadach pobranych z dwóch kopalni węgla kamiennego, leżących na terenie Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, wykazały, że badane odpady posiadają zróżnicowane zawartości izotopów promieniotwórczych i że są one wielokrotnie większe od aktywności tych izotopów w wydobywanych węglach. Powołując się na współczynniki f1 oraz f2 (odnoszące się do Polskiej Normy dotyczącej materiałów budowlanych), niektóre z badanych odpadów nie nadają się nawet do zastosowania w budownictwie. Pamiętać należy, że odpady te zawierają w sobie stosunkowo dużą zawartość węgla i w związku z tym są niekiedy stosowane jako najtańszy materiał opałowy w paleniskach domowych. Spalanie w tego rodzaju paleniskach (pozbawionych jakichkolwiek elementów odpylająco-oczyszczających spaliny) może prowadzić do dużej emisji radionuklidów do atmosfery [zał. 4, poz. M27].

W latach 2011–2014 byłem wykonawcą w dwóch projektach związanych z przetwórstwem węgla kamiennego. Był to Projekt Innowacyjny KIC (Knowledge and Innovation Community) CoalGas pt. „Development of Coal Gasisification

Technology for High Efficiency Fuel and Power Production” (budżet całkowity: 4 350 000 EUR) oraz projekt finansowany przez NCN „Analiza możliwości ograniczenia emisji rtęci z procesów energetycznego przetwórstwa węgla (nr 4521/B/P01/2011/40)”. Kierownikiem obydwu projektów był prof. dr hab. Janusz Gołaś. Obecnie prowadzę badania nad szybką i precyzyjną metodą wyznaczania poziomów radioaktywności naturalnych i sztucznych radionuklidów w wodach pochodzących z rzek i jezior.

6. Podsumowanie osiągnięć i dorobku

6.1. Działalność naukowo-badawcza

Artykuły w czasopismach indeksowanych w JCR (bez artykułów wymienionych w punkcie 4. stanowiących osiągnięcie naukowe)	12
Artykuły inne i rozdziały w monografiach	28
Wystąpienia i abstrakty konferencyjne	60
Sumaryczny IF (bez artykułów wymienionych w punkcie 4. stanowiących osiągnięcie naukowe)	8,189
Suma punktów MNiSW	346
Indeks Hirscha	7
Cytowania (wszystkie) wg WoS (stan na dzień 15 stycznia 2019)	79
Cytowania (bez autocytowań) wg WoS (stan na dzień 15 stycznia 2019)	58
Cytowania wg Scopus (stan na dzień 15 stycznia 2019)	97
Wykonawca w projektach badawczych krajowych	6
Wykonawca w projektach badawczych międzynarodowych	3
Wykonawca w projektach prowadzonych w ramach działalności statutowej	7

6.2. Działalność dydaktyczna, popularyzatorska i organizacyjna

Moja działalność dydaktyczna rozpoczęła się w 2008 roku, w momencie rozpoczęcia dodatkowej pracy w Zespole Szkół Ogólnokształcących Społecznego Towarzystwa Oświatowego (STO). Początkowo uczyłem w gimnazjum, a następnie w liceum ogólnokształcącym. Obecnie przygotowuję uczniów do matury z chemii na poziomie rozszerzonym, a także jestem odpowiedzialny za przedmiot przyroda. W roku 2015, po prawie dwuletnim stażu, zdałem egzamin na nauczyciela mianowanego. Jestem współautorem czterotomowego opracowania i trenerem

w programie Interblok [zał. 4, pkt III G 1]. Projekt Interblok był współfinansowany ze środków Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego (lata 2012–2013). Opracowanie powstałe w tym projekcie jest w istocie trzyletnim programem zajęć techniczno-laboratoryjnych, w czasie których uczniowie samodzielnie wykonują różnego rodzaju doświadczenia i projekty, łącząc w całość wiedzę z takich przedmiotów jak matematyka, fizyka, biologia, geografia i chemia. Na zlecenie jednego z wydawnictw stworzyłem także zbiór 250 zadań z chemii dla gimnazjalistów wraz z odpowiedziami, wskazówkami rozwiązań, grafikami i filmami z doświadczeniami chemicznymi [zał. 4, pkt III G 2].

Praca w szkole miała duże znaczenie w momencie rozpoczęcia pracy na Akademii Górniczo-Hutniczej. Jako czynny i posiadający już spore doświadczenie nauczyciel bez problemu wdrożyłem się w prowadzenie dydaktyki ze studentami. Na podstawie ankiet studenckich mogę przypuszczać, że środowisko studenckie wysoko ocenia prowadzone przeze mnie zajęcia. Otrzymałem dwie nagrody zespołowe Rektora Akademii Górniczo-Hutniczej za osiągnięcia dydaktyczne: w roku 2014 II stopnia oraz w roku 2017 I stopnia. Organizowałem zajęcia, warsztaty i zwiedzanie laboratoriów AGH oraz Centrum Energetyki AGH dla uczniów i nauczycieli ze szkół małopolskich. Uczestniczyłem także w pracach zespołu, który utworzył nową specjalność na studiach magisterskich drugiego stopnia – Analityka przemysłowa i środowiskowa. Na specjalności tej, jestem odpowiedzialny za przedmiot Ocena i kontrola jakości wyników analitycznych – prowadzę z niego wykłady oraz część ćwiczeń. Współtworzyłem również sylabusy dla takich przedmiotów jak: Radiochemia, Chemia jądrowa z radiochemią, Radioaktywności w środowisku, Elementy chemii środowiska i Ochrona środowiska w technologii chemicznej. W związku z faktem, że w większości były to całkowicie nowe przedmioty, musiałem opracować i przygotować do nich: zajęcia laboratoryjne (stanowiska pracy i instrukcje), programy ćwiczeń i seminariów. W ciągu ostatnich sześciu lat byłem promotorem pięciu prac magisterskich i ponad dwudziestu inżynierskich.

Na prośbę kierownictwa Studium Doskonalenia Dydaktycznego dla Pracowników i Doktorantów AGH od roku akademickiego 2011/12 prowadzę hospitację zajęć uczestników kursu doskonalenia dydaktycznego.

W ramach działalności organizacyjnej byłem współorganizatorem V Krajowej Konferencji Radiochemii i Chemii Jądrowej w 2009 roku, oraz członkiem komitetu

organizacyjnego VI Krajowej Konferencji Radiochemii i Chemii Jądrowej w 2013 roku. W latach 2015–2016 przygotowałem dokumentację do części przetargów na zakup aparatury naukowo-badawczej dla Laboratorium Ochrony Środowiska i Radiochemii Centrum Energetyki AGH oraz spektrometru promieniowania gamma (HPGe) dla Laboratorium Analiz Chemicznych i Promieniotwórczości w Środowisku. W przetargach tych byłem także członkiem komisji przetargowej.

