

ZAŁĄCZNIK NR 2

AUTOREFERAT

dotyczący dorobku i osiągnięć naukowych

KATARZYNA SZARŁOWICZ

Spis treści

1. DANE PERSONALNE	2
2. POSIADANE DYPLOMY	2
3. DOTYCHCZASOWE ZATRUDNIENIE W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH.....	2
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)	3
4.1. Tytuł osiągnięcia	3
4.2. Wykaz publikacji będących podstawą osiągnięcia naukowego	3
4.3. Omówienie celu naukowego w/w prac i osiągniętych wyników wraz ze wskazaniem ich wykorzystania.....	4
4.3.1. Przedmiot osiągnięcia.....	4
4.3.2. Metodologia badań	8
4.3.3. Charakterystyka obszaru badań.....	12
4.3.4. Omówienie wyników	13
4.3.5. Ogólne wnioski i rezultaty	24
4.3.6. Podsumowanie i znaczenie badań	25
5. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO-BADAWCZYCH	30
5.1. Radionuklidy w osadach dennych pobranych z różnych ekosystemów wodnych	30
5.2. Preparatyka nowych sorbentów do badań środowiskowych i wpływ obecności jonów na warunki sorpcji radionuklidu ¹³⁷ Cs.....	31
5.3. Radionuklidy w glebach.....	31
5.4. Badania optymalizacyjne, kalibracyjne metod analitycznych i aparatury pomiarowej.....	32
5.5. Radionuklidy w węglach energetycznych i produktach ich spalania	33
5.6. Pozostałe zainteresowania naukowo-badawcze	33
6. DANE BIBLIOMETRYCZNE	34
7. PRACA NAUKOWA, KIEROWANIE MIĘDZYKRAJOWYMI I KRAJOWYMI PROJEKTAMI BADAWCZYMI ORAZ UDZIAŁ W TAKICH PROJEKTACH	35
8. UDZIAŁ W KONFERENCJACH NAUKOWYCH.....	35
9. DZIAŁALNOŚĆ DYDAKTYCZNA, POPULARYZATORSKA I ORGANIZATORSKA W OBSZARZE NAUKI I DYDAKTYKI	35
10. STAŻE NAUKOWE	36
11. WYRÓŻNIENIA, STYPENDIA	36
12. CZŁONKOSTWA.....	36

1. DANE PERSONALNE

Katarzyna Szarłowicz

2. POSIADANE DYPLOMY

- ✓ Dyplom doktora nauk chemicznych, Wydział Chemii Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 2012

Praca doktorska pt. „Ocena nagromadzenia i rozmieszczenia radioizotopów ^{137}Cs , ^{210}Po i ^{210}Pb w wybranych akwenach Małopolski”, wyróżnienie rozprawy.

Promotor: dr hab. Barbara Kubica, prof. AGH

Recenzenci: Prof. dr hab. Andrzej Parczewski, Prof. dr hab. Zbigniew Hubicki

- ✓ Dyplom magistra chemii, Wydział Chemii Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 2008
Tytuł pracy magisterskiej: „Badanie aktywności ^{137}Cs oraz warunków sorpcji tego gamma radionuklidu w obecności jonów potasu w profilach głębokościowych osadów dennych pobranych ze Zbiornika Dobczyckiego”.

Promotor: dr Barbara Kubica

- ✓ Zaświadczenie uzyskania kwalifikacji pedagogicznych do pracy nauczycielskiej, Studium Pedagogiczne Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 2008

3. DOTYCHCZASOWE ZATRUDNIENIE W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH

09.2013 – dzisiaj Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie,
Wydział Energetyki i Paliw, Katedra Chemii Węgla i Nauk
o Środowisku – adiunkt naukowo-dydaktyczny.

Urlop macierzyński: 16.05.2016–22.01.2017 r.

09.2012 – 08.2013 Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie,
Wydział Energetyki i Paliw, Katedra Chemii Węgla i Nauk
o Środowisku – starszy referent techniczny.

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)

4.1. Tytuł osiągnięcia

**ANALIZA ZMIAN ZACHODZĄCYCH W ŚRODOWISKU WODNYM
W OPARCIU O RADIOMETRYCZNE BADANIA OSADÓW DENNYCH**

4.2. Wykaz publikacji będących podstawą osiągnięcia naukowego

O1. Szarłowicz K (2018) Optimization the radiochemical procedure of ^{210}Po determination in small amounts of sediment samples. International Journal of Environmental Science and Technology, online

<https://doi.org/10.1007/s13762-018-2156-2>.

IF₂₀₁₇ = 2,037; IF₅ = 2,152; MNiSW, 2017 = 30 pkt

O2. Szarłowicz K, Reczynski W, Czajka A, Spyt B, Szacilowski G (2018) Comprehensive study of the mountainous lake sediments in relation to natural and anthropogenic processes and time (Mały Staw Lake, Poland). Environmental Science and Pollution Research, 25:3335–3347.

IF₂₀₁₇ = 2,8; IF₅ = 2,989; MNiSW, 2017 = 30 pkt

O3. Hamerlík L, Dobříkova D, Szarłowicz K, Reczynski W, Kubica B, Šporka F, Bitušík P (2016) Lake biota response to human impact and local climate during the last 200 years: A multi-proxy study of a subalpine lake (Tatra Mountains, W Carpathians). Science of the Total Environment, 545–546:320–328.

IF₂₀₁₆ = 4,9; IF₅ = 5,102; MNiSW, 2016 = 40 pkt

O4. Bitušík P, Trnková K, Chamutiová T, Sochuliaková L, Stoklasa J, Pipík R, Szarłowicz K, Szacilowski G, Thomková K, Šporka F, Stareke D, Šurka J, Milovský R, Hamerlík L (2018) Tracking human impact in a mining landscape using lake sediments: A multi-proxy palaeolimnological study. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 504:23–33.

IF₂₀₁₇ = 2,375; IF₅ = 2,779; MNiSW, 2017 = 40 pkt

O5. Chamutiová T, Hamerlík L, Szarłowicz K, Pipík R, Starek D, Šporka F, Přidalová M, Sochuliaková L, Bitušík P (2018) The historical development of three man-made

reservoirs in a mining region: A story told by subfossil chironomids. *Journal of Limnology*, 77(s1):220–229.

IF₂₀₁₇ = 1,277; IF₅ = 1,673; MNiSW, 2017 = 25 pkt

O6. Szarłowicz K, Stobinski M, Hamerlik L, Bitusik P (2018) Origin and behavior of radionuclides in sediment core. A case study of the sediments collected from man-made reservoirs located in the past mining region in Central Slovakia. *Environmental science and pollution research*, DOI: 10.1007/s11356-019-04136-y.

IF₂₀₁₇ = 2,8; IF₅ = 2,989; MNiSW, 2017 = 30 pkt

Oświadczenia współautorów określające indywidualny wkład każdego z nich w powstanie publikacji przedstawiono w załączniku nr 4 do wniosku.

4.3. Omówienie celu naukowego w/w prac i osiągniętych wyników wraz ze wskazaniem ich wykorzystania

4.3.1. Przedmiot osiągnięcia

Osiągnięcie naukowe: *Opracowanie oryginalnej metodyki badań osadów dennych, w skład której wchodzi autorska procedura o wysokim stopniu dokładności wyników, zastosowana w datowaniu osadów dennych, oraz jej weryfikacja w zróżnicowanych warunkach ekosystemów jezior zlokalizowanych na obszarach chronionych o różnym stopniu antropopresji. Opracowana metodyka stanowi wiarygodne narzędzie do interpretacji zmian zachodzących w środowisku wodnym, określenia tła geochemicznego, wyznaczenia głównych etapów antropopresji, zróżnicowania źródeł zanieczyszczeń pochodzenia naturalnego i antropogenicznego oraz transformację stanu ekosystemów badanych zbiorników wodnych na przestrzeni 200 lat. Wyniki badań uzyskane w oparciu o autorską procedurę mogą stanowić podstawę opracowania modeli prognostycznych dynamiki zmian stanu ekosystemów wodnych, doboru optymalnych metod rekultywacji i sposobów zagospodarowania bądź wykorzystania osadów dennych oraz opracowania kompleksowych działań ochronnych w zlewniach.*

Wprowadzenie – rola osadów dennych

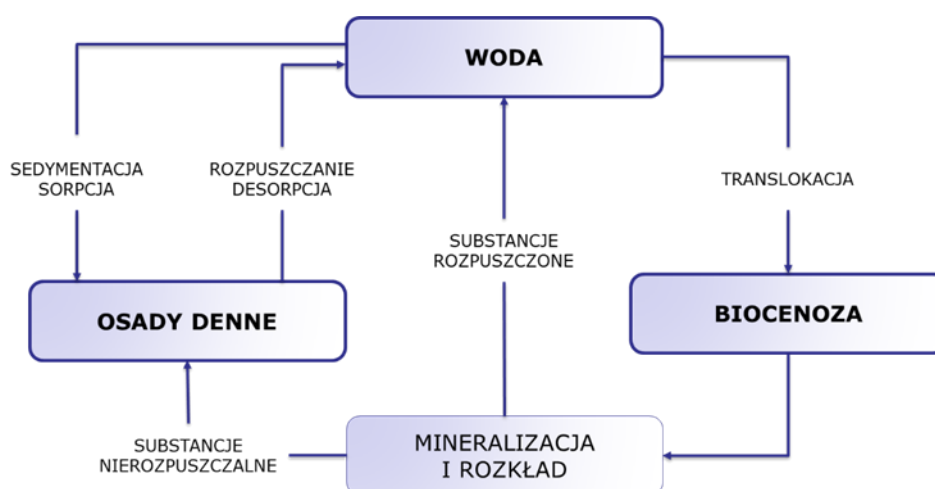
Akumulacja osadów dennych jest procesem charakterystycznym dla wszystkich typów jezior i zbiorników o ograniczonej wymianie wody. Osady denne jezior i zbiorników stanowią ważny składnik ekosystemów wodnych: są siedliskiem fauny dennej oraz uczestniczą w obiegu pierwiastków chemicznych. Ich powstawanie jest związane z procesami zachodzącymi w zlewniach (np. erozja gleby) oraz w samych zbiornikach (np. transformacja linii brzegowej,

produkcja biologiczna), a także z warunkami hydrologicznymi. W związku z tym osady można uznać za źródło informacji o zmianach w ekosystemie wodnym oraz ich zlewniach [20, 31].

Skomplikowany proces powstawania osadów dennych w jeziorach i w zbiornikach wodnych obejmuje: dostarczanie materiału tworzącego osady ze zlewni (substancja allochtoniczna), powstawanie materii tworzącej osady w samym zbiorniku i jej sedymentacja (substancja autochtoniczna), transformację sedymentującego materiału, przekształcanie osadu w skałę osadową oraz wynoszenie części zawiesiny ze zbiornika [6, 58].

Przy ocenie stanu ekosystemu wodnego jednym z najważniejszych elementów jest informacja uzyskana w wyniku badań osadów dennych. Gromadząc zanieczyszczenia, które przedostają się do zbiornika przez długi okres, osady denne są wskaźnikiem stanu ekologicznego nie tylko jezior i zbiorników, ale również obszaru ich zlewni, odgrywając rolę swoistego integralnego wskaźnika poziomu antropopresji.

Zgodnie z definicją [42] osady denne to mieszanina mineralnych i organicznych składników chemicznych oraz roztworu wodnego. Tworzy się ona w wodach naturalnych i ma powierzchnię kontaktową z wodą, gdzie przebiegają rozmaite procesy przenoszenia i redystrybucji rozpuszczonych składników (rys. 1).



Rys. 1. Udział osadów dennych w kształtowaniu jakości wód [źródło: opracowanie własne].

Intensywność sedymentacji, grubość warstwy osadów, ich skład granulometryczny i chemiczny zależą od budowy geologicznej danej zlewni, geomorfologii terenu, morfometrii (w przypadku jezior), warunków klimatycznych oraz od całości procesów zachodzących w samych zbiornikach wodnych. W wyniku intensywnej urbanizacji i rozwoju gospodarczego coraz ważniejszym czynnikiem w procesie tworzenia się osadów jest wpływ antropogeniczny [8, 19, 31, 38, 45]. W związku z czym osady denne stanowią wskaźnik charakteru, intensywności i skali antropopresji.

Osady dennie są ważnym składnikiem ekosystemów wodnych. Gromadzenie się metali ciężkich, wysoce toksycznych substancji organicznych i innych zanieczyszczeń w osadach dennych z jednej strony przyczynia się do samooczyszczenia środowiska wodnego, z drugiej jednak są one stałym źródłem wtórnego zanieczyszczenia zbiorników wodnych. Większość substancji w ekosystemach wodnych przechodzi do osadów dennych, w wyniku czego często zawierają one wysokie stężenia zanieczyszczeń, przy tym ich stężenie w wodzie może mieścić się w granicach normy. Do głównych toksyn zawartych w osadach zalicza się:

- metale ciężkie, np. kadm (Cd), ołów (Pb), chrom (Cr), rtęć (Hg);
- związki organiczne, np. wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenyle (PCB), chloroorganiczne pestycydy (COP), polichlorowane dibenzodiodksyny (PCDD), polichlorowane dibenzofurany (PCDF);
- radionuklidy, głównie sztuczne: ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$.

Osady dennie biorą czynny udział w cyklu geochemicznym pierwiastków i materii organicznej. Z jednej strony, mając kontakt z wodą, bezpośrednio wpływają na jej właściwości, a z drugiej strony stanowią pewien filtr dla toksyn. Dlatego też zarówno skład osadów dennych, jak i transformacja zanieczyszczeń w nich zawartych warunkują jakość wód. Wszystkie procesy osadotwórcze, takie jak sedymentacja materii zawieszonej (organicznej i nieorganicznej), strącanie i współstrącanie składników chemicznych, wpływają zazwyczaj korzystnie na jakość wody, choć w określonych warunkach zachodzące w osadach procesy chemiczne i biologiczne mogą przyczyniać się do pogarszania jej jakości [22, 25, 49, 52, 56].

Należy również podkreślić, że osady dennie wpływają nie tylko na jakość wody w jeziorach i zbiornikach, ale również biorą udział w procesach zamulania, zmieniając ich właściwości morfometryczne. Zamulanie jest ściśle związane z erozją w zlewni, zanieczyszczeniem, regulacją rzek, pogorszeniem zdolności samooczyszczania, melioracją gruntów itd. i stanowi wskaźnik oddziaływań naturalnych i antropogenicznych [3, 35].

Aktualność tematyki i podstawa prawna

Informacja o składzie osadów dennych, ich kształtowaniu się na przestrzeni lat, określenie tła geochemicznego rozmaitych zanieczyszczeń oraz tempa sedymentacji stanowi wyjątkowo ważną bazę danych służącą do oceny funkcjonowania ekosystemów jezior i zbiorników oraz charakteru, intensywności i skali wpływu czynników naturalnych i antropogenicznych. W oparciu o taką bazę danych możliwe jest opracowanie naukowo uzasadnionych przedsięwzięć ochronnych z uwzględnianiem specyfiki funkcjonowania

poszczególnych jezior i zbiorników. Zadanie to jest szczególnie aktualne w przypadku ekosystemów zlokalizowanych na obszarach chronionych, objętych specjalną ochroną.

Badania osadów dennych pozwalają spełnić wymogi zobowiązań wynikających z dyrektywy 2000/60/WE, dyrektywy 2008/105/WE, dyrektywy 2013/39/WE, Konwencji sztokholmskiej w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych oraz rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych. Podsystem monitoringu skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych i osadów dennych pozwala spełnić wymagania Ustawy wodnej (2001) dotyczące promieniowania jonizującego [13–15, 27, 41, 53].

Cel i zakres badań

Uwzględniając aktualność i ważność problematyki, sformułowano podstawowy cel badań zrealizowanych i przedstawionych w cyklu 6 publikacji **[O1-O6]** powiązanych tematycznie: opracować procedurę badań radioizotopowych o wysokim stopniu dokładności wyników i na jej podstawie dokonać wieloletniej analizy składu osadów dennych, warunków i tempa sedymentacji, określić naturalne i antropogeniczne źródła zanieczyszczeń i charakter ich oddziaływania na stan wybranych jezior górskich oraz zweryfikować metodykę w zróżnicowanych warunkach jezior naturalnych i sztucznych.

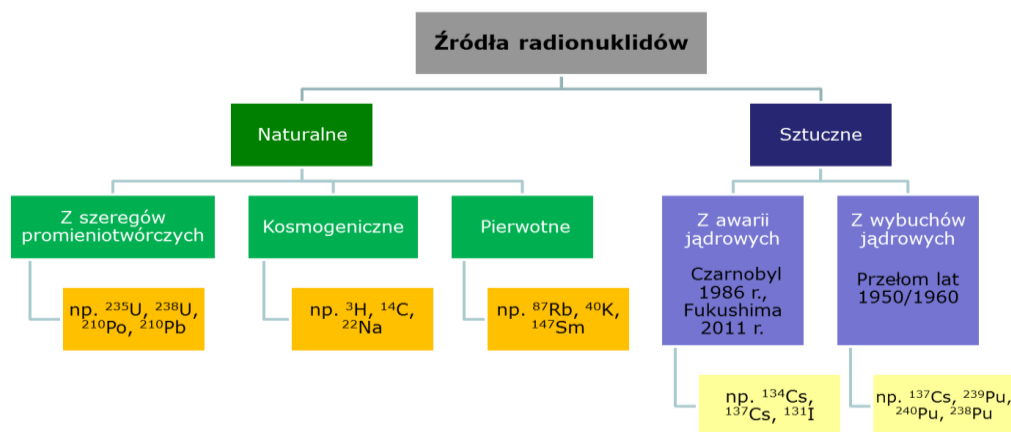
Cel zrealizowano poprzez następujące zadania cząstkowe:

- opracowanie autorskiej procedury oznaczania polonu ^{210}Po ,
- określenie poziomu nagromadzenia oraz skażenia radionuklidami w profilu głębokościowym,
- wykorzystanie radionuklidów do oceny tempa sedymentacji,
- określenie wieku warstw osadu i tempa sedymentacji,
- identyfikację źródeł pochodzenia zanieczyszczeń,
- określenie stopnia wpływu antropopresji,
- interpretację wyników badań osadów dennych w aspekcie zmian zachodzących w środowisku wodnym badanych jezior pod wpływem czynników naturalnych i antropogenicznych.

4.3.2. Metodologia badań

Wykorzystanie radioizotopów w badaniach środowiskowych

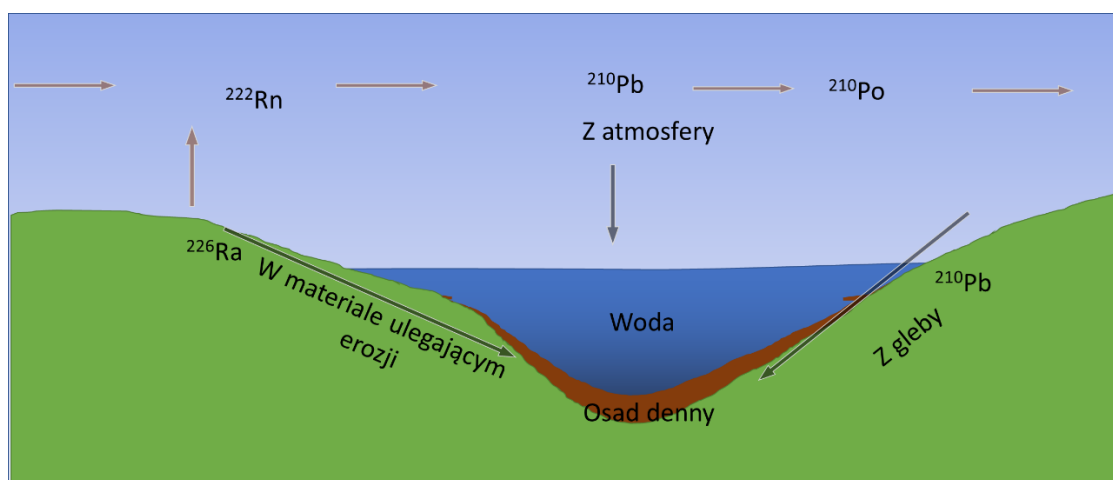
Pierwiastki promieniotwórcze występujące w środowisku naturalnym mają dwa źródła pochodzenia (rys. 2).



Rys. 2. Źródła radionuklidów w środowisku [źródło: opracowanie własne].

Radioizotopy naturalne występują w składzie każdego komponentu środowiska przyrodniczego (woda, gleby, osady, powietrze i inne). Niestety mogą one też być poddane dodatkowemu skażeniu w wyniku np. awarii czy testów jądrowych [4, 23]. Na podstawie analizowanej literatury można stwierdzić, że badania radionuklidów w środowisku są prowadzone w dwóch kierunkach: oszacowanie skażenia / monitoring radiacyjny i określenie dawek, jakie pochłaniają organizmy żywe [12, 24, 30, 47–48] bądź wykorzystanie radionuklidów do poznawania procesów biologicznych i fizykochemicznych przebiegających w środowisku. Do tych drugich zalicza się badania geochronologiczne, badania transportu radionuklidów, wyznaczanie czasu życia aerozoli oraz stosowanie radionuklidów w biomonitoringu, np. jako wskaźniki zanieczyszczeń [1–2, 10–11, 21, 27, 36, 40, 54–55].

W odniesieniu do metod geochronologicznych osadów dennych różniących się zasięgiem, najczęściej stosowane są takie radioizotopy jak ³²Si (zasięg 140 lat), ¹⁴C (zasięg ok. 50 000 lat), ²¹⁰Pb (zasięg ok. 150–200 lat). Coraz częściej w różnych dziedzinach nauki korzysta się z metody ²¹⁰Pb. Ołów ²¹⁰Pb jest produktem rozpadu w szeregu uranowo-radowym (rys. 3).



Rys.3. Źródła ^{210}Pb w osadzie dennym [źródło: opracowanie własne].

Obliczanie wieku osadów odbywa się z wykorzystaniem prawa rozpadu promieniotwórczego, na podstawie zmian stężenia tzw. ołowiu nadmiarowego (*ang. unsupported*), poprzez zastosowanie odpowiedniego modelu. Najczęściej stosowany jest model CRS (*ang. Constant Rate of Supply*), który zakłada, że opad $^{210}\text{Pb}_{\text{nadm}}$ z atmosfery do wody jest stały. Ta składowa ołowiu dostarczana jest do zbiornika w wyniku rozpadu ^{222}Rn powstałego z rozpadu ^{226}Ra poza zbiornikiem. $^{210}\text{Pb}_{\text{nadm}}$ deponowany jest na cząstkach aerozoli, dostarczany do zbiornika i wraz z materią zawieszoną wbudowywany w osad. Z kolei ołów równowagowy $^{210}\text{Pb}_{\text{rów}}$ powstaje na miejscu w osadzie poprzez rozpad ^{222}Rn , którego źródłem jest ^{226}Ra zawarty w osadzie. Suma tych dwóch składowych stanowi ołów całkowity $^{210}\text{Pb}_{\text{całk}}$ [55], a sposoby jego oznaczania zaprezentowano w następnym punkcie dotyczącym metodyki oznaczeń radiometrycznych.

Wielowątkowość zagadnień związanych z datowaniem ołowiowym jest poruszana w odniesieniu do określania wieku i szybkości sedymentacji osadów bagiennych, torfowych, jeziornych, morskich [9, 16, 18, 29, 43, 46, 50–51, 57], zbiorników zlokalizowanych na terenie całej Polski. Jednak problem ten jest mało rozpoznany, jeżeli chodzi o osady dennie z jezior górskich. Jeziora górskie, w tym także z obszaru Tatr, były przeważnie badane w aspekcie ich zakwaszenia (tylko dla niektórych dokonano określenia wieku osadów dennych) w ramach programów AL:PE (*Acidification of mountainlakes: Paelolimnology and ecology*) i MOLAR (*Mountain Lake Research*) [1,44].

Metodyka oznaczeń radiometrycznych

Badanie osadów dennych pobranych z jezior górskich było dużym wyzwaniem nie tylko pod względem lokalizacji punktów pobierania, ale również ilości pozyskanego materiału. Do badań pobrano profile głębokościowe osadów dennych za pomocą czerpaczy osadów dennych. Ze względu na usytuowanie jezior w terenie chronionym na danym zbiorniku pobierano 2–3

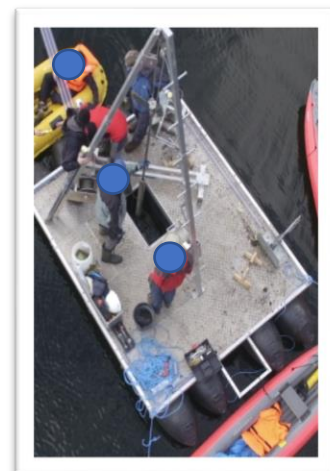
profile. Do tych celów wykorzystano czerpacze osadów dennych z systemem cięcia na warstwy, co pozwoliło zachować naturalną stratygrafię osadu. Na fot. 1–3 przedstawiono próbki, za pomocą których pobierano profile głębokościowe.



Fot. 1. Czerpacz osadów dennych firmy Limnos.



Fot. 2. Czerpacz rdzeniowy typu Kajak.



Fot. 3. Platforma z sondą Uwitec Niederreiter 60.

Po pobraniu próbki były dzielone na warstwy. Grubość warstwy zależy od miąższości osadu, długości pobranego profilu czy typu jeziora, jak również celu badań. Im mniejsze warstwy, tym lepsza rozdzielczość metody, ale tym samym zmniejsza się ilość osadu do oznaczeń. W zrealizowanych badaniach osady dzielono na 1 cm i 0,5 cm warstwy. Do badań radiometrycznych próbki suszono w temperaturze pokojowej, rozdrobniono, przesiano przez sita celem homogenizacji i zapakowano do odpowiednich naczyń.

Do pomiarów gamma spektrometrycznych próbki pakowano do naczyń o określonej geometrii pomiarowej. Wyznaczanie stężenia promieniotwórczego (aktywności) gamma radionuklidów wymagało podejścia kalibracyjnego z uwagi na samoabsorpcję kwantów gamma, jak i wydajność toru gamma spektrometrycznego dla określonej energii kwantów gamma. W tabeli 1 przedstawiono energie pików, które posłużyły do obliczenia stężenia promieniotwórczego naturalnych i sztucznych gamma radionuklidów.

Tabela 1. Energie pików, na podstawie których obliczono stężenie promieniotwórcze radionuklidów.

Radionuklid	Energia [keV]
^{137}Cs	661,7
^{241}Am	59,5
$^{226}\text{Ra}^*$	1764,5; 1120,3; 609,3 (^{214}Bi) 351,9; 295,2 (^{214}Pb)
$^{228}\text{Th}^*$	2614,5; 583,1 (^{208}Tl) 727,3 (^{212}Bi) 238,6 (^{212}Pb)

*z równowagi promieniotwórczej

Z kolei do celów geochronologicznych próbki poddawano procedurze radiochemicznej. Procedura ta jest wymagana z uwagi na oznaczanie alfa emiterów. Pierwiastki alfa promieniotwórcze charakteryzują się krótkim zasięgiem promieniowania i m.in. z uwagi na to należy je wyizolować z materiału, w którym mają być oznaczane. Ogólnie procedura radiochemiczna składa się z roztworzenia próbki, separacji radionuklidów, przygotowania źródła pomiarowego i pomiaru alfa spektrometrycznego. Wśród dostępnych metod oznaczania $^{210}\text{Pb}_{\text{całk}}$ można wyróżnić spektrometrię promieniowania gamma, beta i alfa [32]. Najczęściej w literaturze stosowany jest pomiar gamma spektrometryczny [1, 46]. Nie mniej jednak wymaga on sporej ilości próbki i niestety jest obciążony dużymi niepewnościami pomiarowymi. Otrzymywane próbki ze zbiorników górskich charakteryzują się małą masą, niejednokrotnie poniżej 3 g (mokry osad). W związku z tym wybrano metodę oznaczania poprzez nuklid pochodny ^{210}Po , stosując spektrometrię promieniowania alfa. Osadzanie polonu na srebrze to standardowa metoda oznaczania tego radionuklidu [17]. Bazując na kilkuletnim doświadczeniu w wykonywaniu oznaczeń ^{210}Po , zauważono, że istnieje mnóstwo czynników, które negatywnie wpływają na jakość wyników. **Biorąc pod uwagę fakt, że nie ma ujednoliconej procedury analizy radiochemicznej, powstała konieczność opracowania autorskiej, dla osadów dennych ze zbiorników górskich o różnym składzie.** Głównym celem badań radiochemicznych było wykonanie oznaczeń dla próbek o masach 0,1–0,2 g, eliminując stosowanie kwasu fluorowodorowego dla próbek bogatych w materię organiczną i mineralnych. Całość działań optymalizacyjnych każdego etapu procesu analitycznego opisano w publikacji [O1]. Opracowany algorytm procedury radiochemicznej przedstawiono na rys. 4.

Mineralizacja mikrofalowa 0,1 g lub 0,2 g osadu z ^{208}Po	
OM > 20% 2 ml HCl + 6 ml HNO ₃	OM < 20% 3 ml HCl + 5 ml HNO ₃
Odwirowanie mineralizatu	
Odparowanie roztworu wraz z dodatkiem 30 ml 2 mol·dm⁻³ HCl	
Depozycja ^{210}Po	
Fe < 10000 ppm	Fe > 10000 ppm
2 ml 0,5 mol·dm ⁻³ HCl	10 ml 0,5 mol·dm ⁻³ HCl
3 ml 40% chlorowodoru hydroksyloaminy	1 lub 2 krople nasyconego kwasu
2 ml 25% cytrynianu tri-sodu	askorbinowego
2x2 ml 0,5 mol·dm ⁻³ HCl	
Pomiary alfa spektrometryczne ~259200 sek	

Rys.4. Schemat procedury radiochemicznej oznaczania ^{210}Po [O1].

Opracowana autorska procedura dotyczy oznaczeń ^{210}Po w próbkach 0,1–0,2 g, który można wykorzystać do obliczania ^{210}Pb , stosując prawo nagromadzania się radioizotopów w szeregu promieniotwórczym i spektrometrię promieniowania alfa. W porównaniu z istniejącymi procedurami ma ona następujące zalety:

- charakteryzuje się **wysoką wydajnością 90–100%, z niepewnościami wyników poniżej 10%**, co również przekłada się na dokładność uzyskanej skali czasowej;
- **wyeliminowano szkodliwe odczynniki**, np. kwas fluorowodorowy, na etapie rozkładu próbki oraz zmniejszono ilości innych stosowanych odczynników, co sprawiło, że jest ona bardziej **bezpieczna i przyjazna dla środowiska**;
- ustalono ilość reagentów i warunki rozkładu próbki w zależności od zawartości materii organicznej;
- dobrano reagent maskujący matrycę, biorąc pod uwagę ilość interferentów;
- opracowana procedura umożliwia oznaczanie ^{210}Pb poprzez ^{210}Po w **krótszym czasie oraz niższym kosztem**.

Z powodzeniem może być stosowana do oznaczeń geochronologicznych i jest to niewątpliwie najbardziej czuła i dokładana metoda pomiarowa oznaczania ^{210}Pb .

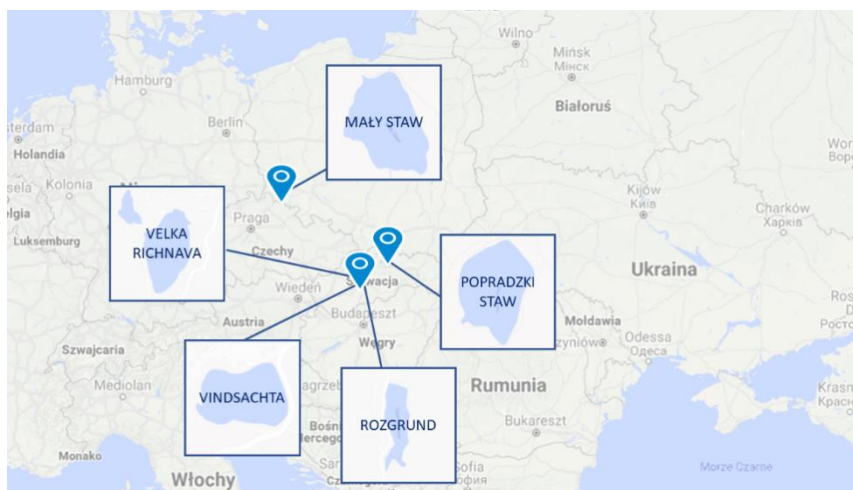
4.3.3. Charakterystyka obszaru badań

Obiektem moich zainteresowań badawczych były jeziora górskie usytuowane na terenach chronionych. O doborze obiektów badawczych zadecydowały następujące argumenty: 1) jeziora na terenach górskich są ekosystemami szczególnie wrażliwymi na wpływy naturalne i antropogeniczne, a zwłaszcza te zlokalizowane na terenach chronionych będące prawnie objęte specjalną ochroną i 2) tereny chronione należą do stosunkowo mało badanych obszarów i wciąż stanowią niezbadany potencjał dla wielu naukowców.

Osady denne, towarzysząc jezioru od momentu jego powstania i stanowiąc swoiste archiwum geologiczne, zawierają dużo cennych informacji o tendencjach rozwoju i transformacji ekosystemów wodnych. Można powiedzieć, że w warstwach osadu zapisana jest ich historia. Jako że wybrane jeziora są zlokalizowane na terenach nieurbanizowanych, narażone są głównie na tzw. zanieczyszczenia dalekiego zasięgu. Zatem podwyższone stężenia toksyn (np. metali ciężkich) w osadach będą wskazywać na źródło ich pochodzenia, co daje możliwość rozróżnienia źródeł lokalnego i regionalnego zanieczyszczenia. Mogą również stanowić bardziej czuły wskaźnik zanieczyszczenia danego obszaru zlewni czy wody jeziornej z uwagi na to, że stężenia toksyn w nich zawartych są niejednokrotnie dużo wyższe niż w otoczeniu jeziora czy w toni wodnej. Niewątpliwie dostarczają też informacji o tendencjach zmian charakterystyk morfometrycznych zbiornika w oparciu o tempo sedymentacji, które świadczy o szybkości zamulania jeziora.

Obszar moich zainteresowań badawczych to unikatowe tereny objęte ochroną lub nawet ochroną ścisłą, a różniące się ze względu na właściwości morfometryczne, hydrobiologiczne

i inne. W ramach osiągnięcia naukowego przedstawiam wyniki dla polodowcowych zbiorników naturalnych: Popradzkiego Stawu (Tatrzański Park Narodowy po stronie słowackiej) i Małego Stawu (Karkonoski Park Narodowy) [37, 39, 44]. Badania prowadziłam również na zbiornikach pochodzenia sztucznego (Štiavnické tajchy), będących pozostałością systemu wodno-gospodarczego. Celem systemu było przechwytywanie wody opadowej z górskich stoków oraz jej sprowadzanie, za pomocą skomplikowanego systemu małych kanałów, do zbiorników wodnych. Następnie woda z jezior była sprowadzana do kopalni i hut, gdzie napędzała różne maszyny i urządzenia górnicze. Obecnie zbiorniki Velka Richnava i Vindsachta pełnią funkcję rekreacyjną, a Rozgrund to zbiornik wody pitnej. Te trzy zbiorniki zlokalizowane są na terenie Gór Szczawnickich, których znaczna część objęta jest ochroną w ramach Obszaru Chronionego Krajobrazu Gór Szczawnickich, powołanego w 1979 r. (rys. 5) [33].



Rys. 5. Lokalizacja miejsc badań [źródło: opracowanie własne].

4.3.4. Omówienie wyników

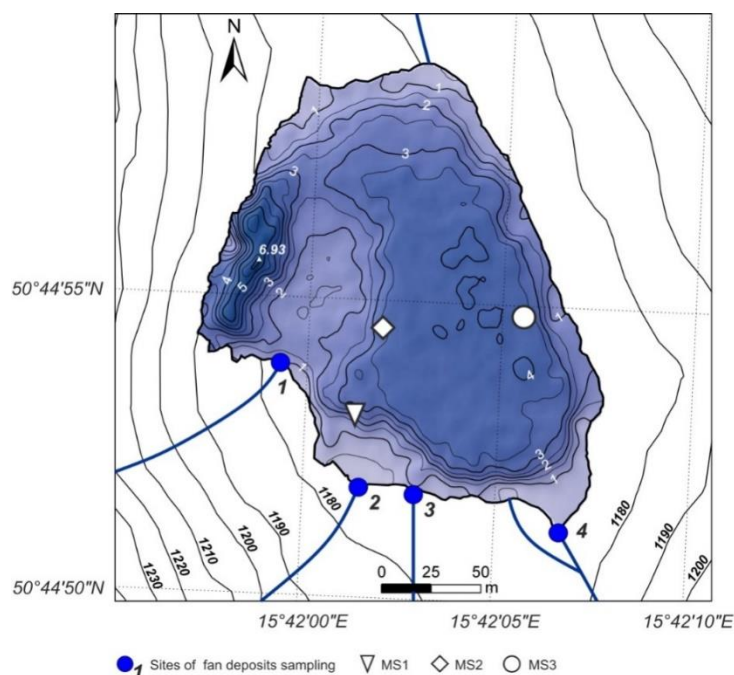
Zmiany środowiskowe (*ang. environmental change*) zachodzą zarówno w wyniku procesów naturalnych, jak i antropogennych. Jako że największy rozwój przemysłu przypada na ostatnie 200 lat, metoda datowania za pomocą ^{210}Pb idealnie nadawała się do badań, ponieważ umożliwia ona dokładne odtworzenie skali czasowej o podanym zakresie.

Opracowane modele wiekowe wraz z interpretacją czasu tworzenia warstw, tempa sedymentacji, wpływu antropopresji i innych wielowątkowych zagadnień związanych ze zmianami środowiskowymi w badanych zbiornikach przedstawiono w pracach [O2-O5]. Publikacje te są wynikiem mojej kilkuletniej pracy naukowej. Model wiekowy jest efektem

wielu pracochłonnych i czasochłonnych prac związanych z oznaczaniem ^{210}Pb , a także obliczaniem i interpretacją wyników.

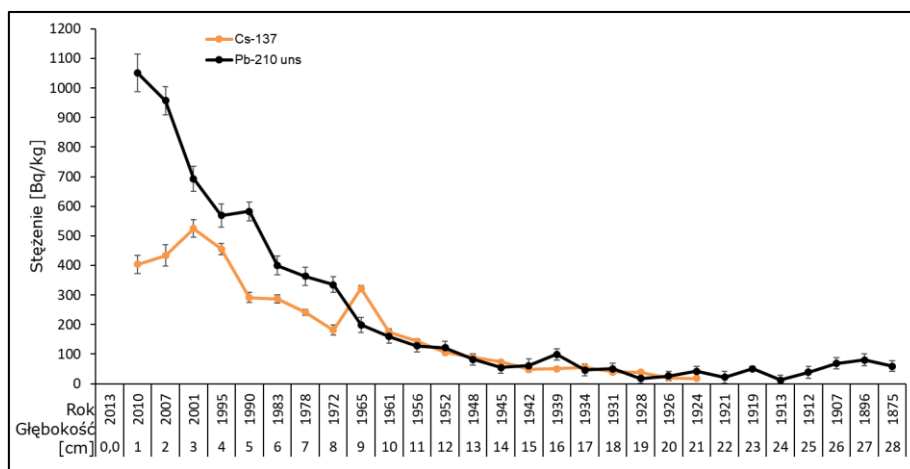
Celem wyznaczenia ołowiu nadmiarowego należy najpierw oznaczyć ołów całkowity. Dokonuje się tego poprzez dwukrotne oznaczanie polonu w odstępie około półrocznym. Cała procedura radiochemiczna dla jednego oznaczenia zajmuje około 2-3 tygodni. Z uwagi na dostępność aparatury, ale też i czas połowicznego zaniku polonu, można prowadzić równocześnie oznaczenia dla czterech próbek. Po otrzymaniu wyników dla całego profilu interpretowane jest stężenie promieniotwórcze $^{210}\text{Pb}_{\text{całk}}$. W najgłębszych warstwach profilu, dla osadów długowiecznych (ok. 200-letnich) przyjmuje ono stałą wartość. Średnia z tych wyników stanowi wartość $^{210}\text{Pb}_{\text{rów}}$. Różnica składowej całkowitej i równowagowej daje nadmiarową, czyli $^{210}\text{Pb}_{\text{nadm}}$. Dlatego też datowanie wykonywane jest dla jednego profilu głębokościowego. Wybór lokalizacji pobrania przeważnie podyktowany jest morfologią jeziora, ale czasami również fizycznymi możliwościami i warunkami meteorologicznymi na miejscu pobrania. Profil do datowania pobiera się albo ze środkowej części jeziora, albo z najgłębszej części lub też z możliwie najgłębszego punktu, w którym można dokonać próbkowania. Przydatne przy wyborze miejsca jest zastosowanie echosondy, dzięki czemu w wyniku pomiarów uzyskuje się informacje o strukturze dna.

Głównym celem pracy [O2] był autorski pomysł analizy zmian środowiskowych poprzez radiometryczne, sedimentologiczne, geomorfologiczne i analityczne badania profili głębokościowych osadów dennych. Interpretacje przedstawiono w oparciu o badania w Małym Stawie, który wybrano ze względu na lokalizację i morfometrię. Staw usytuowany jest w kotle polodowcowym, otoczony m.in. ścianami skalnymi o wysokości 200 m. Zanim podjęto kampanię próbkową, wykonano batymetrię celem zobrazowania topografii dna i rozkładu głębokości (rys. 6). Do tego celu wykorzystano echosondę Lowrance HDS-5 o częstotliwości 50/200 kHz lub 83/200 kHz. Echosonda była sprzężona z GPS-em oraz sonarem bocznym Lowrance LSS-2 HD Structure Scan.



Rys. 6. Mapa batymetryczna Małego Stawu [O2].

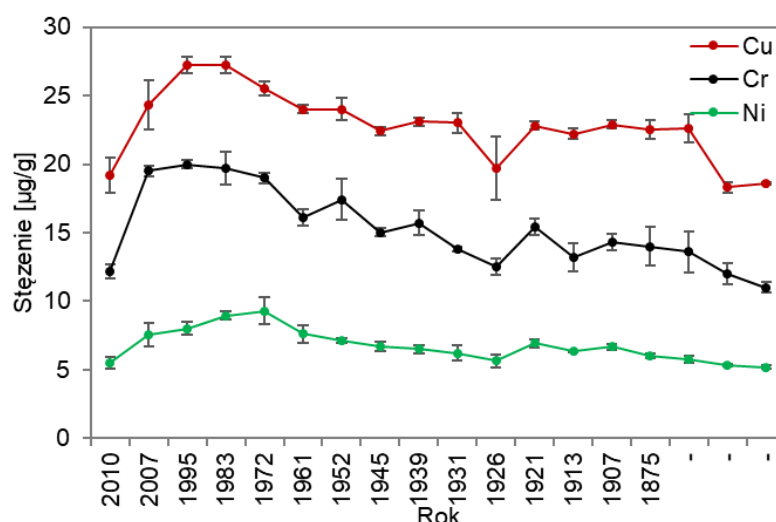
Dzięki współpracy z geomorfologami szczegółowo określono źródła dostawy materiału do misy jeziora. Cieki spływające ze stoków Kotła Małego Stawu zasilają jezioro w wodę i dostarczają do niego drobny materiał mineralny w postaci zwietrzliny granitowej. Wzdłuż południowego brzegu zidentyfikowano cztery stożki napływowe. W składzie stożków dominują żwir i piasek o różnym uziarnieniu. Łomnica stanowi źródło dostawy zarówno wody, jak i osadów do misy jeziora Małego Stawu. Na podstawie zmian stężenia promieniotwórczego ołowiu nadmiarowego wstępnie oceniono dynamikę sedymentacji. W najniższych warstwach profilu obserwowano nieregularności stężenia $^{210}\text{Pb}_{\text{nadm}}$. Dynamikę potwierdzono poprzez określenie czasu tworzenia każdej warstwy i tempa ich sedymentacji. W tym celu wykonano wykres 1, stosując model CRS.



Wykres 1. Zmiany stężeń radionuklidów w profilu głębokościowym osadów dennych na przestrzeni lat w Małym Stawie [O2].

Profil o długości 28 cm został zdeponowany w ostatnich 138 latach. Znając datę pobierania profili, poszczególne warstwy (głębokości) osadzono w latach. Daty uzyskane z metody ^{210}Pb potwierdzono metodą ^{137}Cs . Wyniki zaprezentowano dla trzech profili głębokościowych, aby pokazać różnice w rozkładzie ^{137}Cs w stawie. Charakterystyczne maksimum stężenia promieniotwórczego otrzymano na poziomie lat 60. ubiegłego stulecia, a podwyższoną ilość ^{137}Cs na przestrzeni lat 1983–1990 (wykres 1). Daty te są zbieżne z okresem podwyższonej obecności ^{137}Cs w środowisku ze względu na katastrofę reaktora jądrowego w Czarnobylu (1986) i przeprowadzone testy z bronią jądrową, głównie w atmosferze (maksimum opadu 1963). Określono tempo sedymentacji dla każdej warstwy profilu głębokościowego. Średnie tempo sedymentacji wynosi 0,28 cm/rok. W profilu wyróżniono okresy o podwyższonym tempie sedymentacji i wskazano przyczynę takiego stanu. Lata 2007–2010 to okres związany z największymi opadami deszczu od 2000 roku (w sumie 1272–1316 mm opadu). To spowodowało transport dużych ilości stałego materiału ze zboczy jeziora. Biorąc pod uwagę początek XX wieku (do 1939 r.) tempo sedymentacji było na najwyższym poziomie. Można to tłumaczyć dostawą dużej ilości materiału w krótkim czasie, wywołaną np. przez lawiny, sytuację meteorologiczną lub topniejący śnieg. Historyczne zapiski wskazują, że w tym okresie czasu ilość opadów była raczej na średnim poziomie, ale w 1913 roku miały miejsce intensywne opady deszczu. W tym samym okresie również występowały liczne lawiny śnieżne, w tym największa w okolicy Małego Stawu w 1928 roku.

Uzyskaną skalę czasową wykorzystano do zaprezentowania historii zanieczyszczenia badanych osadów dennych wybranymi metalami. Pomiary stężeń metali wykonano we współpracy z Katedrą Chemii Analitycznej WIMIC AGH. Znacznie podwyższone stężenia, szczególnie metali ciężkich, zaobserwowano po II wojnie światowej. Przed wojną zawartość metali ciężkich w najniższych warstwach profilu charakteryzowała się zbliżonymi wartościami (dla przykładu wykres. 2).



Wykres 2. Zmiany stężenia metali Cu, Cr, Ni w profilu głębokościowym osadów dennych na przestrzeni lat w Małym Stawie [O2].

Taki stan ma związek z rozwojem przemysłu i żywieniem gospodarczym. Uzyskane wyniki pozwalają też ocenić źródło pochodzenia metali (Cd, Pb, Zn, Cr, Ni, Cu) – nagły wzrost ich zawartości świadczy o charakterze napływowym związanym z działalnością przemysłową na terenach otaczających, jak również jest wynikiem tzw. oddziaływań dalekiego zasięgu. Ze względu na dominujące kierunki wiatrów w tym regionie większa część mas powietrza przenoszona jest z regionów zurbanizowanych (Czechy – Most-Teplice; Niemcy – Cottbus; Polska – Turoszów, Gubin, Jelenia Góra). Opad suchy i mokry z tych mas stanowi dodatkowe źródło zanieczyszczenia komponentów środowiska naturalnego, w tym osadów dennych Karkonoszy. Dodatkowe potwierdzenie takiej interpretacji wyników badań dostarczyła analiza klastrowa w odniesieniu do warstw profilu głębokościowego, gdzie przypadki (warstwy) zostały pogrupowane w dwa główne klastry. Jeden z nich skupia młodsze warstwy po II wojnie światowej, co również potwierdza wpływ antropogeniczny z dominującym udziałem oddziaływań dalekiego zasięgu. Pierwiastki takie jak Fe, Mn, Mg, K występują naturalnie w glebach i skałach Karkonoszy na podwyższonym poziomie. Pod koniec lat 90. stężenie metali ciężkich uległo spadkowi. W ostatnim czasie (2010–2013) stężenia Cr, Cu i Ni w górnych warstwach profilu głębokościowego są porównywalne z poziomem, jaki oznaczono w próbce z najgłębszej pobranej warstwy. To dowodzi, że obecny poziom tych metali jest głównie wynikiem naturalnych procesów.

Podsumowując powyższe wnioski, w pracy wykazano, że całokształt zrealizowanych badań, oraz uzyskane wyniki i ich interpretacja, stanowi wartościowe narzędzie badawcze wzajemnie weryfikujących się metod. Do tej pory w literaturze krajowej i zagranicznej brak

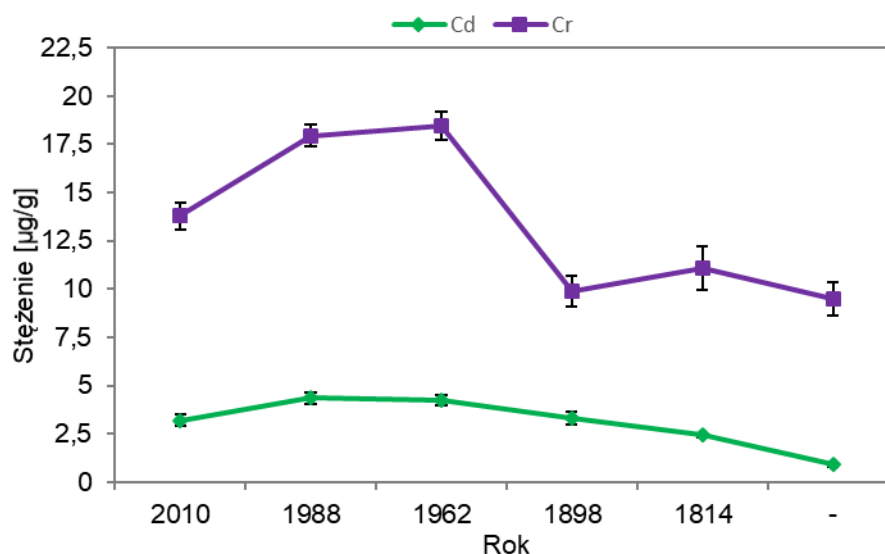
jest wielowątkowej i kompleksowej informacji w aspekcie określania kierunku i tendencji tego rodzaju zmian w badanym środowisku wodnym i jego otoczeniu.

Podobna problematyka w odniesieniu do zawartości metali, tempa sedymentacji oraz geochronologii była przedmiotem badań prowadzonych w Popradzkim Stawie [O3], a których wyniki zweryfikowano w oparciu o badania z dziedziny paleobiologii realizowanych we współpracy z naukowcami z Matej Bel University w Bańskiej Bystrzycy. Jest to jezioro o dobrze udokumentowanej historii, przy którym zlokalizowane są hotele górskie. W tej publikacji o charakterze interdyscyplinarnym udzielono odpowiedzi na pytanie: Czy czynniki antropogeniczne wpłynęły na stan ekosystemu, oryginalnie oligotroficznego jeziora? Otrzymana skala czasowa (8 cm = 199 lat), potwierdzona za pomocą oznaczenia ^{137}Cs , dostarczyła informacji o czasie tworzenia każdej warstwy, co pozwoliło osadzić jezioro w czterech fazach jego rozwoju. Zostało to wykorzystane w całościowej interpretacji otrzymanych wyników.

- Faza I (10,0–6,5 cm, <1814–1898) – brak wpływu antropogenicznego.
- Faza II (6,5–4,0 cm, 1898–1962) – początki rozwoju turystyki, pierwsze schronisko.
- Faza III (4,0–2,0 cm, 1962–1994) – budowa dużego hotelu, wprowadzanie ścieków sanitarnych do jeziora.
- Faza IV (2,0–0,5 cm, 1994–2010) – od 1994 r. przeniesienie wylotu ścieków sanitarnych odprowadzanych z hotelu do odpływu z jeziora.

Z badań radioizotopowych wynika, że średnie tempo sedymentacji w Popradzkim Stawie wynosi 0,06 cm/rok i właśnie w fazie III obserwowano jego nieznacznie podwyższoną wartość. **Uzyskaną skalę czasową wykorzystano w analizie zawartości wybranych metali ciężkich oraz w analizach paleobiologicznych makroszczątków (owadów *Chironomidae*), które również potwierdziły wpływ czynników antropogenicznych na zmiany stanu badanego ekosystemu wodnego, tym samym weryfikując wiarygodność zastosowanej metodyki.**

Wyjściowy punkt odniesienia dla metali stanowiły wyniki z 24 cm głębokości i potraktowano je jako tło geochemiczne (wykres 3). Wstępna analiza zawartości wybranych metali ciężkich np. Cd, Pb, Cr i Zn dowodzi, że ich obecność w osadzie jest wynikiem zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych procesów. Nie mniej jednak znaczny wzrost ich stężenia w II połowie XX wieku sugeruje znaczący udział antropogeniczny.



Wykres 3. Zmiany stężenia metali Cd i Cr w profilu głębokościowym osadów dennych na przestrzeni lat w Popradzkim Stawie.

Z uwagi na usytuowanie Tatr i kierunek wiatrów tereny te są narażone na zanieczyszczenia ze śląskich okręgów przemysłowych oraz Czech. Warto podkreślić, że Huta Trzynieć w latach 60. ubiegłego stulecia wyemitowała 130 000 ton pyłu do atmosfery, co pokrywa się z największym stężeniem metali w badanych osadach w tym okresie. Natomiast praktycznie stałe stężenie Mg w analizowanym profilu osadów jest uwarunkowane naturalnym składem mineralogicznym i procesem wietrzenia skał.

Podsumowując wyniki badań, w Popradzkim Stawie: 1) określono czas tworzenia warstw na przestrzeni 200 lat; 2) zidentyfikowano i zróznicowano lokalne i regionalne źródła metali ciężkich; 3) stwierdzono, że ohotkowate organizmy wskaźnikowe wykazały reakcję na wzrastający napływ składników odżywczych, ale nie spowodowało to istotnych zmian w głównym taksonie; 4) wyniki badań z dziedziny paleobiologii w zasadzie jednoznacznie potwierdziły brak niekorzystnych zmian stanu troficznego stawu w okresie największego obciążenia zanieczyszczeniami (faza III).

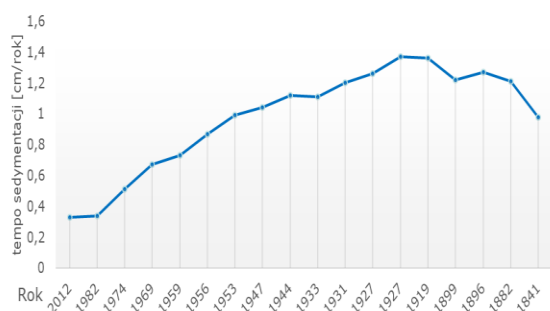
Kontynuacja międzynarodowej współpracy ze specjalistami paleobiologami przyniosła nowe pomysły na wykorzystanie badań określania wieku w oparciu o autorską procedurę badań radioizotopowych do kompleksowej oceny stanu i funkcjonowania zbiorników wodnych. W pracach [O4–O5] zaprezentowano sposób podejścia interdyscyplinarnego do analizy zmian środowiskowych w sztucznych zbiornikach wodnych o znanym czasie powstawania (I połowa XVIII w), co również zostało potwierdzone danymi geochronologicznymi. Badania poprzedzono obliczeniami symulacyjnymi, które były pomocne przy wyborze prób do badań geochronologicznych. Pobrane profile były bardzo długie – ok. 1 m, 2 m bądź nawet ok. 4,2 m.

Profil dzielono na jednocentymetrowe warstwy. Z uwagi na tak znaczną liczbę prób (ok. 100, 200, 420) zrezygnowano z analizy każdego centymetra pobranych profili, co byłoby bardzo pracochłonne, a również nieistotne dla interpretacji wyników, gdyż zmienność stężenia radionuklidów pomiędzy poszczególnymi warstwami byłaby bardzo znikoma bądź zaniedbywalna. Poza tym przyczyniłoby się to do znacznego wydłużenia czasu prac, kosztów itp. Tak więc przy znanym czasie utworzenia zbiornika i długości rdzeni jest to cenne spostrzeżenie, które pozwala na optymalizację organizacji badań i redukcji ich pracochłonności oraz kosztów. W pracach [O4–O5] przedstawiono wieloskładnikową analizę osadów dennych z obszaru Banská Štiavnica, gdzie historia górnictwa sięga XI wieku. Przemysł wydobywczy przyniósł ogromne korzyści ekonomiczne, ale setki lat eksploatacji górniczej przeobraziło krajobraz regionu i pozostawiło spuściznę w postaci systemu kanałów i galerii. Dzięki badaniom multidyscyplinarnym zidentyfikowano i oceniono wpływ rozwoju górnictwa i hutnictwa na zmiany w kształtowaniu się krajobrazu na przestrzeni lat i stan zbiorników wodnych. Publikacja [O4] dotyczy badań wykonanych na Velkiej Richnavie, 171 cm profil głębokościowy reprezentuje osady z ostatnich 174 lat. Wiek dla wszystkich zbiorników potwierdzono metodą cezową. Nie mniej jednak wymagało to osobnego podejścia kalibracyjnego. Z uwagi na bardzo małą ilość osadów, dobrano odpowiednią geometrię pomiaru (płaskie naczynie o objętości 1,5 cm³) i przeprowadzono czasochłonną kalibrację pomiarów gamma spektrometrycznych wyznaczając wydajność spektrometru dla określonej energii (mierzonego radioizotopu) i współczynniki pochłaniania.

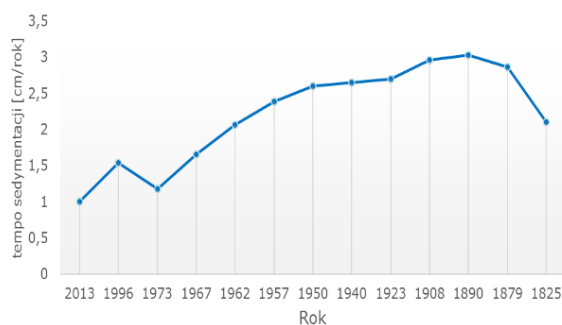
Czas tworzenia danej warstwy osadów odzwierciedla zmienność w sposobie użytkowania zbiornika. Zarówno otrzymane wartości tempa sedymentacji, jak i niezwykle mała liczba organizmów wskaźnikowych (okrzemki, wioślarki, larwy ochotkowatych) potwierdzają dynamiczną fazę użytkowania jeziora z niskim i niestabilnym poziomem wody. Taki stan miał miejsce do ok. 1930 r., kiedy to zbiornik był mocno eksploatowany. Po tym czasie następuje faza stabilizacji. Zmiana warunków abiotycznych powoduje pojawienie się nowego taksonu organizmów o odpowiednich wymaganiach ekologicznych. Interpretację makroszczątków w odniesieniu do warunków środowiskowych osadzono w czasie.

Paleolimnologiczne badania ze szczegółową analizą czasu tworzenia osadu i tempa przyrostu dla wszystkich trzech zbiorników (Velka Richnava, Vindsachta i Rozgrund) dokonano w pracy [O5]. W Rozgrund wykazano, że profil długości 401 cm reprezentuje osady z ostatnich 191 lat. Natomiast 82 cm pobrane z Vindsachty – z ostatnich 200 lat. Biorąc pod uwagę skład limnologiczny osadów w Velkiej Richnavie oraz datę budowy zbiornika, można przypuszczać, że część osadów (z ok. 100 lat) została usunięta bądź przemieszczona. Skład

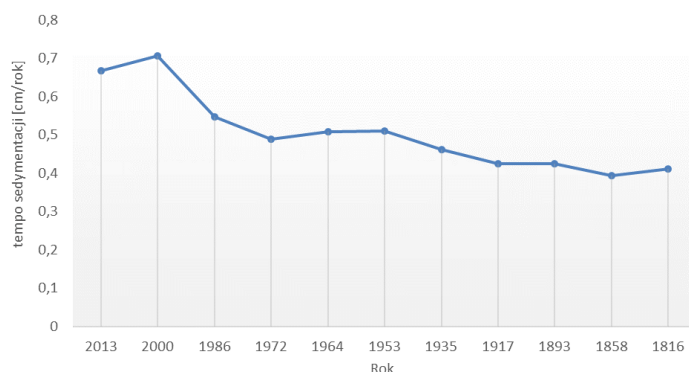
ostatnich warstw pobranego profilu stanowiła skała macierzysta. Bazując na szacunkowym wieku najgłębszych warstw i relatywnie stałym tempie sedymentacji, takie przypuszczenia wysnuto także dla Vindsachty i Rozgrundu, gdzie brakuje informacji z okresu odpowiednio 50 i 100 lat. Analizując wyniki badań uzyskanych dla wszystkich trzech zbiorników, można przypuszczać, że proces sedymentacji w Velkiej Richnavie i Rozgrundzie wykazywał podobną dynamikę (wykresy 4, 5, 6). Na podstawie badań geochronologicznych i otrzymanych wartości tempa sedymentacji można sądzić, że związane jest to bezpośrednio z użytkowaniem zbiorników.



Wykres 4. Zmiany tempa sedymentacji w zbiorniku Velka Richnava [O4].



Wykres 5. Zmiany tempa sedymentacji w zbiorniku Rozgrund [O5].

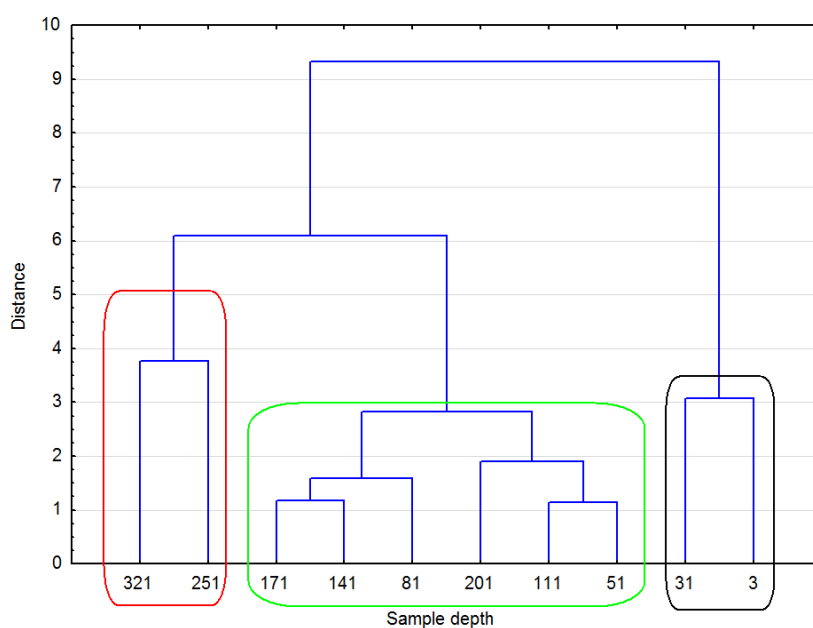


Wykres 6. Zmiany tempa sedymentacji w zbiorniku Vindsachta [O5].

Ok. 1920 r. zakończono w tym rejonie intensywną działalność górnictw. Wcześniej zbiorniki były mocno eksploatowane, co przekładało się na niski poziom wód. To przyczyniło się do erozji odsłoniętych linii brzegowych. Materiał z pobliskich zboczy i stref brzegowych, drobnoziarniste żwiry zawierające zwietrzałe andezyty stanowiły źródło dostawy materiału do misy jeziora. Dwukrotnie większe tempo sedymentacji (2,2 cm/rok) w Rozgrundzie świadczy o bardziej rozwiniętej linii brzegowej tego zbiornika. Nieco odmienną sytuację zaobserwowano w zbiorniku Vindsachta. Tutaj średnia wartość tempa sedymentacji wynosi 0,41 cm/rok, a jego poziom w trakcie użytkowania zbiornika i po tym okresie nie wskazuje na drastyczne różnice. Można wnioskować, że poziom wody był podwyższony w porównaniu z pozostałymi

zbiornikami. Co więcej, wiadomo, że od 1850 roku zbiornik ten jest całkowicie wypełniony wodą. Toteż działalność górnicza nie przyczyniła się w drastyczny sposób do zmian poziomu wód. Całokształt wniosków potwierdzono badaniami paleobiologicznymi, które pozwoliły na bardziej dokładną interpretację zmian warunków środowiskowych na przestrzeni lat w oparciu o analizę ohotkowatych.

Uzyskane podczas realizacji badań radiometrycznych osadów dennych wyniki z trzech sztucznych zbiorników poddano analizie porównawczej za pomocą narzędzi statystycznych oraz uzasadniono aplikacyjność opracowanego podejścia. Celem pracy [O6] było określenie stężenia promieniotwórczego ^{226}Ra , ^{228}Th , ^{210}Pb , ^{137}Cs i ^{241}Am , porównanie ich rozkładu w zbiornikach, wzajemnych zależności i źródła pochodzenia w odniesieniu do parametrów fizykochemicznych osadów dennych. Za pomocą analizy skupień wykazano podobieństwa warstw. Interpretacji klastrow dokonano w oparciu o daty uzyskane z metody ^{210}Pb . Dla przykładu w zbiorniku Rozgrund wyróżniono trzy główne skupienia (rys.7).



Rys 7. Dendrogram dla zbiornika Rozgrund (aglomeracja przypadków metodą Warda, odległość Euklidesowa) [O6].

Analiza skupień podzieliła profil głębokościowy na grupy charakteryzujące się podobieństwem. W Rozgrund pierwszy klaster (czarny) gromadzi osady najmłodsze z lat 1996–2013, drugi klaster (zielony) osady formowane w latach 1940–1973, a trzeci (czerwony) zawiera najstarsze osady. Taki sposób interpretacji uzyskanych wyników pozwala na weryfikację danych uzyskanych w ramach badań geochronologicznych. Natomiast analiza głównych składowych uwidoczniała korelację pomiędzy ^{137}Cs i ^{210}Pb (głównie jego nadmiarową składową), a procentową zawartością materii organicznej. Może to być związane z faktem, że

zarówno ^{137}Cs , jak i ^{210}Pb są dostarczane do jeziora w wyniku suchej i mokrej depozycji, czyli oddziaływań dalekiego zasięgu. Natomiast ^{228}Th i ^{226}Ra powstają w wyniku rozpadów zachodzących *in situ*, ponieważ stanowią składnik podłoża geologicznego i gleb. Radioizotopy te dostarczane są do jezior z jego bezpośredniego otoczenia, a więc ich źródło pochodzenia jest lokalne. Wyniki otrzymane w efekcie zastosowania zaawansowanych metod obróbki danych świadczą o tym, że takie podejście mogłoby być użyteczne w ocenie zakresu lat tworzenia danej warstwy w innych zbiornikach zlokalizowanych na tym terenie.

Chcąc krótko scharakteryzować uzyskane poziomy stężenia radionuklidów i metali ciężkich oraz wartości tempa sedymentacji dla badanych obiektów, stwierdzono, że w Małym Stawie:

- 1) stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs jest porównywalne z wartościami otrzymanymi dla jezior pojezierza mazurskiego, a niższe niż na obszarze polodowcowych jezior tatrzańskich [1, 26];
- 2) stężenie promieniotwórcze ołowiu nadmiarowego jest porównywalne z wartościami otrzymanymi dla innych stawów tatrzańskich, a podwyższona wartość ołowiu równowagowego jest związana z podwyższoną obecnością uranu na terenie Sudetów [1, 37];
- 3) osady mogą być sklasyfikowane wg klas czystości Bojakowskiej jako I klasa – niezanieczyszczone, biorąc pod uwagę tylko Cr, Cu, Zn, a włączając Cd i Pb - III klasa – zanieczyszczone w średnim stopniu [5];
- 4) tempo sedymentacji jest porównywalne z wartością uzyskaną dla Zielonego Stawu Gąsienicowego (Tatry Wysokie) [1].

W Popradzkim Stawie:

- 1) zarówno poziom stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{nadm}}$, jak i wartość tempa sedymentacji są porównywalne z wartościami otrzymanymi dla innych jezior tatrzańskich znajdujących się na podobnej wysokości nad poziomem morza [1];
- 2) na podstawie oznaczonych stężeń metali można sklasyfikować osady w odniesieniu do geochemicznych klas czystości osadów; bazując na Cr i Cd można je zaliczyć do II klasy – zanieczyszczone w niewielkim stopniu [5].

W sztucznych zbiornikach wodnych:

- 1) stężenie ^{137}Cs w górnych warstwach profilu głębokościowego jest nawet 2-4 razy niższe niż w najniżej usytuowanych stawach tatrzańskich [50];
- 2) stężenie promieniotwórcze ^{226}Ra i ^{228}Th jest porównywalne z poziomem określonym dla skorupy ziemskiej i osadów dennych pobranych z jezior bądź rzek w centralnej Słowacji [7, 52];
- 3) zidentyfikowano ^{241}Am ;
- 4) zakres stężeń ołowiu nadmiarowego jest porównywalny dla wszystkich trzech zbiorników;
- 5) różnice w tempie sedymentacji są wynikiem eksploataowania jezior.

4.3.5. Ogólne wnioski i rezultaty

Całokształt przeprowadzonych prac przyniósł następujące wnioski ogólne i rezultaty:

- ✓ Oszacowano tzw. poziom zerowy skażenia antropogenicznym ^{137}Cs osadów dennych.
- ✓ Potwierdzono użyteczność stosowania ^{137}Cs jako „markera czasu”.
- ✓ Zmiany stężenia promieniotwórczego ołowiu nadmiarowego wskazują na dynamikę tworzenia się osadu dennego.
- ✓ Zmiany tempa sedymentacji w osadach dennych zależą od czynników meteorologicznych w danym rejonie i tzw. oddziaływań dalekiego zasięgu.
- ✓ Zidentyfikowano źródła toksyn z podziałem na lokalne i regionalne.
- ✓ Wdrożone regulacje prawne po 1972 r. wynikające z posiedzenia Rady Europejskiej, na której podkreślono potrzebę wspólnotowego działania w zakresie ochrony środowiska, przyniosły pozytywne rezultaty, co przekłada się na spadek stężenia metali w osadach.

Należy również podkreślić, że wyniki badań przedstawione w publikacjach [O2–O6] są istotne ze względu na możliwość ich wykorzystania przy ocenie stanu ekosystemów wodnych i jakości wody oraz mogą stanowić naukową podstawę planowania i opracowania działań w zakresie ochrony wód i zarządzania ich jakością, szczególnie w przypadku braku danych monitoringu jezior, zwłaszcza w terenach objętych ochroną. W odniesieniu do Gór Szczańskich, ponieważ region ten jest ubogi w zbiorniki naturalne, nieliczne istniejące, bogate w różnorodność roślin i zwierząt, mogą być traktowane jako „gorące punkty” dla różnorodności biologicznej tego regionu o wysokiej wartości ochronnej.

4.3.6. Podsumowanie i znaczenie badań

- Skład osadów dennych pobranych z naturalnych i sztucznych zbiorników wodnych może służyć jako wskaźnik zmian zachodzących w środowisku wodnym.
- Analizy radioizotopowe z jednej strony dają obraz skażenia badanych obszarów, a z drugiej są narzędziem do interpretowania zmian oraz wpływu antropopresji w skali czasowej.
- Analiza chemiczna osadów umożliwia wykrywanie i obserwację zmian jakości wody w obszarach chronionych nawet przy stosunkowo niewielkim stopniu jej zanieczyszczenia.
- Określenie tempa sedymentacji osadów stanowi o szybkości zamulania jeziora i transformacji jego cech morfometrycznych.
- Wyniki badań stanowią podstawę do kompleksowej oceny wpływu antropogenicznego na zmiany zachodzące w środowisku wodnym oraz identyfikacji głównych źródeł zanieczyszczeń.
- Uzyskane wyniki umożliwiają opracowanie uzasadnionych naukowo koncepcji ochrony wód i zarządzania ich jakością.
- Wyniki przeprowadzonych badań w połączeniu z badaniami z zakresu geomorfologii, paleobiologii, palinologii i in. osadzone w skali czasowej umożliwiają kompleksową interpretację kierunku zmian i tendencji zachodzących w środowisku wodnym.
- Badania osadów dennych w oparciu o opracowaną metodykę wypełniają zobowiązania wynikające m. in. z Ramowej Dyrektywy Wodnej dotyczące obowiązku badań monitoringowych osadów dennych jako integralnego składnika ekosystemów wodnych.

Oryginalność osiągnięcia i istotny wkład do rozwoju dyscypliny Inżynieria Środowiska

Oryginalność metodyki polega na tym, że składa się ona z szeregu wzajemnie się uzupełniających i weryfikujących metod, stanowiących narzędzie do kompleksowej interpretacji kierunku zmian i tendencji zachodzących w środowisku wodnym o zróżnicowanych właściwościach morfologicznych, hydrologicznych, hydrobiologicznych i in. oraz zróżnicowanym charakterze użytkowania zlewni, co uwarunkowało szeroki zakres badań na wybranych zbiornikach. **Wyniki uzyskane** w oparciu o autorską procedurę pozwoliły na określenie czasu tworzenia warstw osadów dennych i tempa ich sedymentacji metodą ołowiową. Zostało to potwierdzone za pomocą metody cezowej, co także wymagało podejścia kalibracyjnego. Bazując na wynikach badań radioizotopowych, w oparciu o dane historyczne,

czynniki klimatyczne i antropogeniczne, zinterpretowano zmiany środowiskowe w ekosystemach wodnych oraz zidentyfikowano i rozróżniono naturalne i antropogeniczne źródła zanieczyszczeń. Wyniki uzyskane w oparciu o zastosowaną autorską procedurę potwierdzono wynikami badań geomorfologicznych i paleobiologicznych w ramach krajowej i międzynarodowej współpracy interdyscyplinarnej. Co więcej, wykorzystano datowanie w analizie osadów pochodzących ze zbiorników sztucznych o znanym czasie utworzenia, co również potwierdziło zakres geochronologiczny. Zbiór zastosowanych metod stanowi oryginalną metodykę do określania zmian w środowisku wodnym.

Wyniki badań przedstawione w cyklu 6 publikacji mają wartość poznawczą i aplikacyjną. Istotny udział cyklu publikacji w rozwoju dyscypliny naukowej Inżynieria Środowiska dotyczy:

- wkładu w wiedzę o mechanizmach funkcjonowania zbiorników wodnych i oddziaływania osadów dennych na jakość wody oraz ich roli w procesach samooczyszczania;
- zastosowania unikatowego, dokładnego i wiarygodnego narzędzia do kompleksowej analizy zmian zachodzących w środowisku wodnym, opartego o analizy radiometryczne;
- opracowania podejścia, które może w istotny sposób wspomóc proces planowania strategii i zakresu działań ochronnych i rekultywacyjnych podejmowanych w zbiornikach wodnych i ich zlewniach, zwłaszcza w obszarach szczególnie chronionych.

Literatura:

1. Appleby PG, Piliposian GT (2006) Radiometric dating of sediment records from mountains lakes in the Tatra Mountains. *Biologia Bratislava* 18:51–64.
2. Aycik GA, Cetaku D, Erten HN, Salihoglu I (2004) Dating of Black Sea sediments from Romanian coast using natural ^{210}Pb and fallout ^{137}Cs . *J Radioanal Nucl Chem* 259(1):177-180. doi: 10.1023/B:JRNC.0000015825.67418.18.
3. Bednarczyk T, Madeyski M (1990) Wstępna ocena doprowadzonych namulów do stawów o zróżnicowanym zasilaniu Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, s. Melioracje XXXIV, 189: 83–92.
4. Bem H (2005) Radioaktywność w środowisku naturalnym, PAN, Łódź.
5. Bojakowska I, Sokolowska G (1998) Geochemical sediments quality classes. *Geological review* 46(1):49-54 (in Polish).
6. Bolałek J (2010) Fizyczne, biologiczne i chemiczne badania morskich osadów dennych. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.

7. Cabáneková H and Melicherová T (2015) Správa o radiačnej situácii na území Slovenskej republiky za rok 2015. Radiačná situácia v SR v roku 2015 1-40 (In Slovak).
8. de Deckere E, De Cooman W, Leloup V, Meire P, Schmitt C, von der Ohe PC (2011) Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *J Soils Sediments* 11(3):504–517. doi:10.1007/s11368-010-0328-x.
9. Derkacz M (2006) Jeziora i torfowiska w Dolinie Suchej Wody w Tatrach i ich geneza wytopiskowa. *Przegląd Geologiczny* 54:73–75.
10. Długosz-Lisiecka M, Bem, H (2012) Determination of the mean aerosol residence times in the atmosphere and additional ^{210}Po input on the base of simultaneous determination of ^7Be , ^{22}Na , ^{210}Pb , ^{210}Bi and ^{210}Po in urban air. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 293:135-140.
11. Dołhańczuk-Śródka A (2015) The use of Pb-210 isotope as an indicator of pollutants' migration in the environment. *Ecol Chem Eng S*, 22(3):379-388 DOI: 10.1515/eces-2015-0020.
12. Dołhańczuk-Śródka A, Majcherczyk T i inni (2006) Spatial ^{137}Cs distribution in forest soil. *Nukleonika*. 51(2):69-79.
13. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
14. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej.
15. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/105/we z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej, zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy rady 82/176/ewg, 83/513/ewg, 84/156/ewg, 84/491/ewg i 86/280/ewg oraz zmieniająca dyrektywę 2000/60/we parlamentu europejskiego i rady.
16. Filbrandt - Czaja A (2009) Studia nad historią szaty roślinnej i krajobrazu Borów Tucholskich Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.
17. Flynn WW (1968) The determination of low levels of polonium-210 in environmental materials. *Anal Chim Acta* 43(2):221-227.
18. Goslar T, Ganowicz M, Czerniak J, Sikorski J (2000) First measurements of natural radioactivities of ^{210}Pb in the Institute of Physics, Silesian University of Technology. *Geochronometria* 18:29-34.
19. Grba N, Krcmar D, Maletic S et al (2016) Organic and inorganic priority substances in sediments of Ludas Lake, a cross-border natural resource on the Ramsar list. *Environ Sci Pollut Res* 24(2):1938-1952. doi: 10.1007/s11356-016-7904-6.
20. Grobelska H (2006) Ewolucja strefy brzegowej Zbiornika Pakoskiego (Pojezierze Gnieźnieńskie). *Prace Geograficzne* 205:122, Polska Akademia Nauk Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego, Warszawa.
21. Hamerlík L, Dobříkova D, Szarłowicz K, et al (2016) Lake biota response to human impact and local climate during the last 200 years: A multi-proxy study of a subalpine lake (Tatra Mountains, W Carpathians). *Sci Total Environ* 545-546:320-328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.049>

22. Helios-Rybicka E (1986) Rola minerałów ilastych w wiązaniu metali ciężkich przez osady rzeczne górnej Wisły. Zesz. Nauk. AGH, 1050, Geologia 32.
23. Hryniewicz AZ (2001) Człowiek a promieniowanie jonizujące, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
24. Isajenko K, Piotrowska B, Fajak M, Kardas M (2012) Radiation atlas of Poland 2011. Inspection of Environmental Protection, Warszawa (in Polish).
25. Kabata-Pendias A, Pendias H (1993) Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.
26. Kapała J, Karpińska M i inni (2008) The changes in the contents of ^{137}Cs in bottom sediments of some Masurian lakes during 10–15 y observation (Poland). Radiat Prot Dosim, 130: 178-185.
27. Klaminder J, Appleby P, Crook P, Renberg I (2012) Post-deposition diffusion of ^{137}Cs in lake sediment: Implications for radiocaesium dating. Sedimentology 59(7):2259-2267.
28. Konwencja Sztokholmska w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych, sporządzona w Sztokholmie dnia 22 maja 2001 r. Dz.U. 2009 nr 14 poz. 76.
29. Kotarba A, Łokas E, Wachniew P (2002) ^{210}Pb dating of young halocene sediments in high – mountains lakes of the Tatra mountains, Geochronometria 21: 73-77.
30. Kubica B, Skiba S i inni (2010) Radionuclides ^{137}Cs and ^{40}K in the soils of the Tatra National Park (TPN, Poland). Nukleonika, 55 (3): 377-386.
31. Last WM, Smol JP (eds) (2001) Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, Volume 2: Physical and Geochemical Methods. Kluwer Academic Publishers, London.
32. Lehto J and Hou X (2011) Chemistry and analysis of radionuclides. Wiley-vch Verlag GmbH&Co, Weinheim.
33. Lichner M (2005) Banskotiavnickie Tajchy, Studio Harmony, s.r.o., Banská Bystrica
34. Łokas E, Mietelski JW i inni (2013) Sources and vertical distribution of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in peat profiles from southwest Spitsbergen. Applied Geochemistry 28:100-108.
35. Madeyski M (1999) Reologia osadów stawowych. Zesz. Nauk. AR Kraków, s. Inżynieria Środowiska, 37–47.
36. McCall PL, Robbins JA, Matisoff G (1984) ^{137}Cs and ^{210}Pb transport and geochronologies in urbanized reservoirs with rapidly increasing sedimentation rates. Chem Geol 44:33-65.
37. Mierzejewski MP (2005) Giant Mountains. Inanimate nature and human. Wrocław University Press, Wrocław (in Polish).
38. Noges P, Tuvikene L, Noges T, Kisand A (1999) Primary production, sedimentation and resuspension in large shallow Lake Vortsjarv. Aquat Sci 61(2):168-182. doi:10.1007/PL 00001323.
39. Piasecki H (1958) Mały Staw Lake in Giant Mountains as an example of tarn, moraine dammed lake. Geographic magazine 29(1):75-78 (in Polish).
40. Ritchie JC, McHenry JR (1990) Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediments accumulation rates and patterns: a review. J Environ Qual 19:215-233.

41. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych Dz.U. 2016 poz. 1178.
42. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 21 listopada 2005 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie metod przeprowadzania badań właściwości fizykochemicznych, toksyczności i ekotoksyczności substancji i preparatów chemicznych. Dz.U. Nr 251, poz. 2119.
43. Rządkiwicz M, Zawiska I i inni (2016) Diatoms as paleoecological indicators of environmental change in the Lake Czechowskie catchments ecosystem (Northern Tuchola Pinewoods, Poland). *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 18.
44. Rzychoń D (2009) Reakcja zlewni jezior wysokogórskich na zmiany depozycji kwaśnej z atmosfery na przykładzie wybranych jezior tatrzańskich. Wydawnictwo Ekonomia i środowisko, Białystok.
45. Sandor Z, Csengeril I, Oncsik MB, Alexis MN, Zubcova E (2001) Trace metal levels in freshwater fish, sediment and water. *Environ Sci Pollut R* 8(4):265-268. doi: 10.1007/BF02987404.
46. Sikorski J, Bluszcz A (2003) Testing applicability of ^{210}Pb method to date sediments of human – made Lake Kozłowa Góra. *Geochronometria* 22: 63-66.
47. Skwarzec B (1988) Accumulation of ^{210}Po in selected species of Baltic Fish. *J Environ Radioactiv* 8(2):111 – 118. [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(88\)90019-7](https://doi.org/10.1016/0265-931X(88)90019-7)
48. Skwarzec B, Struminska-Parulska DI i inni (2012) Polonium, uranium and plutonium radionuclides in aquatic and land ecosystem of Poland. *Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 47(3) 479-496, DOI: 10.1080/10934529.2012.646153.
49. Strona Internetowa: <http://www.gios.gov.pl/pl/8-pms/436-osady>, odczyt 14.12.2018.
50. Szarłowicz K, Reczynski W, Misiak R, Kubica B (2013) Radionuclides and heavy metal concentrations as complementary tools for studying the impact of industrialization on the environment. *J Radioanal Nucl Chem* 298(2):1323–1333. doi: 10.1007/s10967-013-2548-1.
51. Szczepanska A, Zaborska A, Maciejewska A, Kulinski K, Pempkowiak J (2012) Distribution and origin of organic matter in the Baltic sea sediments dated with ^{210}Pb and ^{137}Cs . *Geochronometria* 39(1):1-9. doi: 10.2478/s13386-011-0058-x.
52. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000) Sources and effects of ionizing radiation, volume I: Sources. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes.
53. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne. Dz.U. 2001 nr 115 poz. 1229.
54. Walling DE, He Q (1992) Interpretation of caesium-137 profiles in lacustrine and other sediments: the role of the catchment-derived inputs. *Hydrobiologia* 235(1):219–230. doi: 10.1007/BF00026214.
55. Zaborska A, Carroll J i inni (2007) Intercomparison of alpha and gamma spectrometry techniques used in ^{210}Pb geochronology. *Journal of Environmental Radioactivity* 93: 38-50.
56. Zakrzewski SF (1997) Podstawy toksykologii środowiska, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

57. Zgłobicki W (2010) Metody geochemiczne i radiochemiczne w badaniach dynamiki procesów stokowych. *Prace i Studia Geograficzne* T.45:105-124.
58. Zieliński T (2014) *Sedymentologia osady rzek i jezior*, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.

5. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO-BADAWCZYCH

Tematyką wiodącą w moich pracach są radiometryczne badania osadów dennych. Naukowe zainteresowanie osadami dennymi rozpocząłam już w czasie studiów magisterskich. Badania do pracy magisterskiej zrealizowałam w Instytucie Fizyki Jądrowej. Określiłam poziom stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs w osadach dennych w wybranych punktach pomiarowych zlokalizowanych na terenie zbiornika wody pitnej (Zbiornik Dobczycki). Przeprowadziłam również wstępne badania wpływu obecności jonów potasowych na proces sorpcji ^{137}Cs w pobranych osadach. Tematykę zawartości radionuklidów w osadach dennych kontynuowałam podczas realizacji pracy doktorskiej, jako słuchaczka studiów doktoranckich Wydziału Chemii Uniwersytetu Jagiellońskiego. Natomiast prace badawcze wykonywałam w Instytucie Fizyki Jądrowej PAN. Głównym celem rozprawy doktorskiej było określenie poziomu radionuklidów i ocena nagromadzenia oraz rozmieszczenia ^{210}Po , ^{210}Pb i ^{137}Cs w osadach dennych pobranych z Zbiornika Dobczyckiego i Stawu Smreczyńskiego. Po uzyskaniu stopnia doktora postanowiłam rozszerzyć tematykę osadów dennych. Obiektem moich zainteresowań były i są zbiorniki-stawy zlokalizowane w górach na terenach chronionych. Z jednej strony interesuje mnie poziom radionuklidów w tych ekosystemach wodnych, a z drugiej ich wykorzystanie głównie w celach geochronologicznych oraz analiz zmian środowiskowych. W związku z powyższym ogromną uwagę przykładam do badań realizowanych w ramach prac interdyscyplinarnych. Podsumowując, pozostałe moje osiągnięcia można podzielić na poniższe tematy badawcze. Zbiór opublikowanych prac przedstawiono w załączniku nr 5 do wniosku (pkt II A i II B), a w poniższym tekście w nawiasach kwadratowych wskazano przykłady wybranych prac, w których opublikowany jest materiał związany z danym tematem.

5.1. Radionuklidy w osadach dennych pobranych z różnych ekosystemów wodnych

Prace dotyczą określenia i oceny poziomów radionuklidów w osadach dennych pobranych z otwartych i zamkniętych zbiorników wodnych. Poruszaną tematyką jest również wskazanie czynników warunkujących poziom radionuklidów. Oprócz zbiorników wymienionych w osiągnięciu naukowym prowadzono prace dla osadów dennych

z Toporowych Stawów (Wyżni i Niżni), Jamskiego Stawu, Staszicowych Stawków, Smreczyńskiego Stawu oraz Zbiornika Dobczyckiego [P1, P3, P7, R1, R3, R4]. Bazując tylko na stężeniach radionuklidów, zinterpretowano warunki sedimentacji w badanych obiektach. Natomiast praca [P6] prezentuje częściowo wyniki z pracy doktorskiej i jest owocem współpracy, w ramach której wykonano pomiary stężenia metali w osadach dennych pobranych ze Smreczyńskiego Stawu. W oparciu o określenie czasu tworzenia warstw osadów dennych przedstawiono zakres stężeń i zinterpretowano ich poziom oraz powiązano z działalnością antropogeniczną.

5.2. Preparatyka nowych sorbentów do badań środowiskowych i wpływ obecności jonów na warunki sorpcji radionuklidu ^{137}Cs

Jestem współautorem patentu, gdzie przedmiotem wynalazku jest sposób wytwarzania nieorganicznego kompozytowego sorbentu zsyntezowanego na bazie zmodyfikowanego, trudno rozpuszczalnego w wodzie heksacyjanożelazianu niklowego (NiNF) i magnetytu, wbudowanych w żywicę fenolosulfonową o zwiększonych właściwościach sorbujących ^{137}Cs w zakresie pH od 6 do 2. Obszar wykorzystania sorbentu stanowią gleby i osady denne skażone ^{137}Cs . Mógłby być on również stosowany w dekontaminacji zbiorników wodnych skażonych sztucznym radionuklidem ^{137}Cs .

Tematyka sorpcji, współczynniki podziału dla ^{137}Cs w zależności od stężenia jonów potasowych i wapniowych zaprezentowano w pracy [P7]. Temat ten jest bardzo istotny z uwagi na możliwość kontaminacji środowiska wodnego. Otóż wykazano, że istnieje prawdopodobieństwo desorpcji ^{137}Cs z osadu do toni wodnej przy stężeniu jonów potasu 10^{-4} mol/dm^3 . Taka sytuacja mogłaby mieć miejsce w wyniku nagłego dostarczenia do zbiornika wodnego związku z wysoką zawartością potasu. Badania takie mają ogromne znaczenie, jeśli chodzi o zbiorniki wody pitnej. Tego typu badania przeprowadzono na osadach dennych pobranych ze Zbiornika Dobczyckiego, głównego rezerwuaru wody pitnej dla miasta Krakowa.

Sorbent ten jest stosowany również do określania depozycji ^{137}Cs wraz z opadem atmosferycznym na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego. Prace te pozwalają na śledzenie napływu ^{137}Cs z górnych warstw atmosfery [P2].

5.3. Radionuklidy w glebach

Biorę udział również w realizacji badań z zakresu określania poziomu zanieczyszczeń radionuklidów i metali ciężkich w glebach. Uczestniczę w badaniach monitoringowych ^{137}Cs

w stropowych warstwach gleb pobranych z terenu Tatrzańskiego Parku Narodowego. Próbkę pobiera się w systemach rocznych. Tego typu badania są też realizowane na terenie TANAP-u (Tatrzańskiego Parku Narodowego po stronie słowackiej). Celem prac jest określenie stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs [Bq/kg] w glebie i wartość depozycji (stężenie powierzchniowe w kBq/m^2) oraz wskazanie czynników warunkujących poziom tego radionuklidu [R12]. Na podstawie monitoringu, który jest prowadzony od 2000 r. wykazano, że najwyższe stężenie powierzchniowe ^{137}Cs obserwowane jest w glebach na terenie Tatr Wysokich. Jedno z najwyższych stężeń obserwowane jest dla gleby pobranej w miejscu usytuowanym poniżej chaty pod Rysami ($23,29 \text{ kBq/m}^2$, przy czym średnia depozycja dla Polski wynosi ok. $1,5 \text{ kBq/m}^2$) [R20]. Rozkład ^{137}Cs i ^{40}K przedstawiono również na obszarze Beskidu Niskiego, Żywieckiego i Bieszczad. W wybranych punktach pomiarowych na terenie Tatr oceniono poziom metali ciężkich. Wielkość zanieczyszczenia jest wynikiem działalności antropogenicznej, jak również procesów naturalnych [P4, P5, R14, R15, R17, R20].

Naturalny ^{40}K jest radionuklidem pierwotnym, jego stężenie promieniotwórcze warto określić z uwagi na dawkę promieniowania, jaką otrzymują organizmy żywe. Gamma radionuklid ^{137}Cs posiada długi okres połowicznego zaniku ($T_{1/2} = 30,07$ lat) i stanowi problem środowiskowy, gdyż został on wprowadzony do środowiska w sposób niekontrolowany. Toteż tego typu badania pozwalają na określenie aktualnego stężenia antropogenicznego ^{137}Cs , czyli tzw. poziomu zerowego. Ma to szczególne znaczenie w aspekcie planowanej budowy elektrowni jądrowej w Polsce bądź także z uwagi na ewentualne awarie jądrowe.

5.4. Badania optymalizacyjne, kalibracyjne metod analitycznych i aparatury pomiarowej

W pracy badawczej kieruję się zasadami dobrej praktyki laboratoryjnej. Wymagam od siebie wyników o najwyższym możliwym poziomie dokładności. Z uwagi na rodzaj próbek i ich ilość w mojej pracy konieczne są ciągłe działania optymalizacyjne stosowanych metod radiometrycznych. W pomiarach gamma spektrometrycznych istotny jest dobór geometrii naczynia pomiarowego. Z tym związane jest późniejsze wykonanie kalibracji toru gamma spektrometrycznego. Jeszcze przed uzyskaniem stopnia doktora uczestniczyłam w pomiarach dotyczących kalibracji gamma spektrometrów. Przykład podejścia kalibracyjnego opisano w publikacji [P8]. Po doktoracie również brałam udział w badaniach kalibracyjnych torów gamma i alfa spektrometrycznych.

Istotą pomiarów alfa spektrometrycznych jest wyizolowanie danego radionuklidu w toku różnych analiz chemicznych i preparatyka źródła pomiarowego. W tego typu pracach zużywa

się niejednokrotnie duże ilości odczynników i w standardowych metodach stosuje się szkodliwe odczynniki chemiczne. W związku z tym, że w mojej pracy zawodowej stawiam na pierwszym miejscu dobro środowiska, zajmuję się optymalizacją metod pomiarowych, aby uczynić je bardziej przyjaznymi dla środowiska. Obecnie pracuję nad zmodyfikowaną metodą oznaczania plutonu (jego alfa radionuklidów) w osadach dennych do celów geochronologicznych. Część prac wykonano w ramach grantu MINIATURA-1. Początkowe badania wskazują na powodzenie metody, niemniej jednak muszą być one kontynuowane z uwagi na konieczność doprecyzowania/ustalenia warunków w tej wieloetapowej procedurze radiochemicznej.

5.5. Radionuklidy w węglach energetycznych i produktach ich spalania

Po uzyskaniu stopnia doktora uczestniczyłam także w badaniach węgla energetycznych i produktów ich spalania. Celem prac było określenie stężeń naturalnych radionuklidów (^{228}Th , ^{238}U , ^{235}U , ^{226}Ra , ^{40}K , ^{210}Pb) i sztucznego ^{137}Cs w węglach oraz stałych produktach spalania. Na podstawie tzw. wskaźników aktywności f_1 i f_2 oszacowano przydatność żużlu i popiołu pod kątem ich zastosowania w budownictwie. Wykazano, że zawartość naturalnych radionuklidów w węglach jest zróżnicowana, a stężenie promieniotwórcze w żużlu i popiele z pobranych elektrowni jest na poziomie spełniającym wymogi Rozporządzenia Rady Ministra dotyczące stosowania ich w budownictwie [R9].

5.6. Pozostałe zainteresowania naukowo-badawcze

Moje prace naukowo-badawcze opublikowane w wyniku kilkuletniej pracy zawodowej spotkały się z uznaniem i zostałam zaproszona do współudziału w grancie badawczym. Grant dotyczy interakcji między cezem a dioktaedrycznymi minerałami, obecnie wysłany do NCN. Owocem współpracy z mineralogami jest też nowe podejście w aspekcie badań profili głębokościowych osadów dennych. Aktualnie badania są w toku realizacji. Istotnym elementem ustaleń jest wnikliwa analiza mineralogiczna osadów, obejmująca analizę ilościową całości osadu metodą Rietvelde, a także analizę minerałów ilastych obecnych w badanym osadzie. Choć minerały (fazy krystaliczne) stanowią najczęściej główny składnik osadów dennych jezior i stawów, powszechną praktyką w badaniach środowiskowych jest nieuwzględnianie badań ich składu mineralnego. Określanie parametrów chemicznych osadów bez szczegółowego poznania ich składu mineralnego (a w szczególności składu minerałów ilastych) nie jest aż tak istotne, ponieważ uzyskane w tego typu badaniach dane pomiarowe nie pozwalają na interpretacje dotyczące ewolucji osadów. Dopiero powiązanie różnych

parametrów chemicznych osadów z ich składem mineralnym może pozwolić na prawidłowe interpretacje w tym zakresie.

Poza główną działalnością naukową interesuje mnie również stosowalność tzw. materiałów alternatywnych (włosy jako wskaźnik zanieczyszczenia organizmu) i radiologiczna ocena osadów ściekowych w związku z ich powtórным wykorzystaniem np. w celach rekultywacji terenu. Tematykę tą realizuję w ramach zaproponowanych przeze mnie tematów prac magisterskich.

6. DANE BIBLIOMETRYCZNE

	Przed doktoratem	Po doktoracie
Liczba publikacji w cyklu osiągnięcia	-	6
Liczba publikacji poza cyklem z osiągnięciem	8	21
Liczba publikacji poza cyklem z uwzględnieniem streszczeń konferencyjnych (3-4 stronicowe)	8	27
Patent	-	1
Suma IF i MNSiW	IF=21,603 IF ₅ = 22,924 MNSiW=395,5 pkt	
IF i MNiSW osiągnięcia naukowego	IF=16,189 IF ₅ = 17,474 MNSiW=195 pkt	
Cytowania (bez autocytowań)	Web of Science 32 (20) Scopus 47 Google Scholar 53	
Indeks Hirscha	Web of Science H = 3 Scopus H = 4 Google Scholar H = 4	
Tabelkę przygotowano w oparciu o informację i konsultację z BG AGH. IF i MNiSW dotyczy roku wydania lub roku poprzedzającego. IF ₅ – 5-letni impact factor obejmujący zakresem rok wydania publikacji. W nawiasie przedstawiono liczbę cytowań bez autocytowań.		

Do tej pory wykonałam 8 recenzji artykułów na zaproszenie. Byłam też członkiem komitetów naukowych i zespołu konkursowego w ramach konferencji naukowej. Szczegółowy wykaz znajduje się w załączniku nr 5 do wniosku (pkt II F).

7. PRACA NAUKOWA, KIEROWANIE MIĘDZYNARODOWYMI I KRAJOWYMI PROJEKTAMI BADAWCZYMI ORAZ UDZIAŁ W TAKICH PROJEKTACH

Współpracuję z krajowymi i zagranicznymi uczelniami i Parkami Narodowymi. Współpraca opiera się na prowadzonych wspólnie badaniach naukowych, wymianie doświadczeń w dziedzinie badań/konsultacji naukowych, szkoleń/pomiarów interkalibracyjnych. Wynikiem współpracy są m. in. wspólne publikacje naukowe i realizacja grantów badawczych. Szczegółowy wykaz zaprezentowano w załączniku nr 5 do wniosku (pkt II H).

Od 2008 roku do chwili obecnej uczestniczyłam w prowadzeniu badań realizowanych w ramach projektów naukowych. *Przed uzyskaniem stopnia doktora* byłam wykonawcą w 2 grantach, w tym w grantie promotorskim. Po uzyskaniu stopnia doktora realizowałam prace badawcze w ramach 7 grantów badawczych, w tym jednego międzynarodowego, a w 4 byłam kierownikiem projektu. Od 2012 r. realizuję również zadania badawcze w ramach prac statutowych. Szczegółowy wykaz projektów krajowych i międzynarodowych wraz z ich charakterystyką znajduje się w załączniku nr 5 do wniosku (pkt II H).

8. UDZIAŁ W KONFERENCJACH NAUKOWYCH

Jestem współautorem 51 wystąpień konferencyjnych, w tym 11 międzynarodowych. Wśród wymienionych wygłosiłam 2 wykłady na zaproszenie. Szczegółowy ich wykaz znajduje się w załączniku nr 5 do wniosku (pkt II E).

9. DZIAŁALNOŚĆ DYDAKTYCZNA, POPULARYZATORSKA I ORGANIZATORSKA W OBSZARZE NAUKI I DYDAKTYKI

W latach 2013–2018 sprawowałam opiekę dydaktyczno-naukową nad doktorantem i studentami:

- Promotor obronionych 6 prac magisterskich i 12 inżynierskich. W trakcie realizacji 3 prace magisterskie i 1 inżynierska.
- Promotor pomocniczy mgr. inż. Grzegorza Szaciłowskiego, 2014–2018, rozprawa doktorska pt. „Ocena poziomu radioaktywności naturalnych i sztucznych izotopów oraz metali ciężkich w osadach dennych wybranych stawów górskich” – termin obrony 25.10.2018 r., wyróżniona rozprawa doktorska.

- Kilukrotnie sprawowałam 1–2-dniową opiekę nad studentami w ramach wymiany międzynarodowej, realizując z nimi zadania badawcze dotyczące radionuklidów w środowisku.
- Przed uzyskaniem stopnia doktora sprawowałam opiekę laboratoryjną nad studentką, która odbywała staż w IFJ PAN.

W ramach dydaktyki akademickiej prowadzę zajęcia w języku polskim i angielskim dla studentów: I stopnia i II stopnia kierunku Technologia Chemiczna i Energetyka.

Szczegółowy wykaz tematów prac magisterskich i inżynierskich oraz przedmiotów i opracowanych materiałów dydaktycznych znajduje się w załączniku nr 5 do wniosku (III A).

W ramach *popularyzacji nauki* wygłosiłam 3 wykłady dla uczniów szkół licealnych, gimnazjalnych i studentów. Organizowałam również wycieczki naukowe. *Współorganizowałam 5 konferencji naukowych*, w tym *jedną międzynarodową*. W ramach innej działalności organizacyjnej byłam współodpowiedzialną osobą do spraw wyposażenia i uruchomienia laboratorium w Centrum Energetyki AGH oraz utworzenia nowej specjalności (Analityka Przemysłowa i Środowiskowa) na Wydziale Energetyki i Paliw. Brałam też udział w opracowaniu wniosków i grantów celem pozyskania aparatury i zmodernizowania pracowni.

Szczegółowy wykaz powyższych działalności przedstawiono w załączniku nr 5 do wniosku (pkt III A, III B).

10. STAŻE NAUKOWE

- Instytut Fizyki Jądrowej Polskiej Akademii Nauk 2008–2012
- Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej Lublin – Zakład Radiochemii i Chemii Koloidów od 17.10.2011 do 30.11.2011

Szczegółowy opis znajduje się w załączniku nr 5 do wniosku (pkt III C)

11. WYRÓŻNIENIA, STYPENDIA

- 2017 r. – Nagroda Rektora AGH I stopnia za osiągnięcia dydaktyczne
- 2014 r. – Nagroda Rektora AGH II stopnia za osiągnięcia dydaktyczne
- 2012 r. – wyróżnienie rozprawy doktorskiej przyznane przez Radę Wydziału Chemii Uniwersytetu Jagiellońskiego
- 2009 r. – Małopolskie Stypendium Doktoranckie finansowane ze ZPORR 2004–2006

12. CZŁONKOSTWA

- Wydziałowy Zespół ds. Jakości Kształcenia 2016–2020. członek

Katarzyna Szarłowicz