

Załącznik nr 2a

Autoreferat

dr Łukasz J. Binkowski

Uniwersytet Pedagogiczny
im. Komisji Edukacji Narodowej w Krakowie
Instytut Biologii

2017

Spis treści

I. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe	2
II. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych	2
III. Osiągnięcie naukowe będące podstawą ubiegania się o stopień doktora habilitowanego	2
IV. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych	14
V. Omówienie pozostałej działalności związanej ze środowiskiem naukowym	16
VI. Dane bibliometryczne całości dotychczasowej działalności naukowej	17
VII. Bibliografia	18

I. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe

- 2005 – 2011 studia doktoranckie. Uniwersytet Jagielloński w Krakowie, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Instytut Nauk o Środowisku. Tytuł doktora nauk biologicznych w dyscyplinie biologii (21.06.2011 r.).
- 2004 – 2007 studia licencjackie (2. kierunek studiów dziennych): Ochrona Środowiska. Uniwersytet Jagielloński w Krakowie, Wydział Chemii. Tytuł licencjata ochrony środowiska (3.01.2007 r.).
- 2000 – 2005 studia magisterskie (1. kierunek studiów dziennych): Biologia. Akademia Pedagogiczna im. Komisji Edukacji Narodowej w Krakowie, Wydział Geograficzno-Biologiczny. Tytuł magistra biologii (1.06.2005 r.).

II. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 2011 – nadal adiunkt w Instytucie Biologii, Uniwersytet Pedagogiczny im. Komisji Edukacji Narodowej w Krakowie.
- 2015 – 2015 badacz na stażu podoktorskim, Institut de Biologie, Université de Neuchâtel, Szwajcaria (6 miesięcy).

III. Osiągnięcie naukowe będące podstawą ubiegania się o stopień doktora habilitowanego

Jako osiągnięcie wynikające 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) wskazuję cykl pięciu publikacji oryginalnych o tytule:

Kadm i ołów jako zagrożenia dla ptaków wodnych w Polsce

1. Binkowski Ł.J., Meissner W. 2013. Levels of metals in blood samples from Mallards (*Anas platyrhynchos*) from urban areas in Poland. *Environmental Pollution* 178, 336-342.
IF₂₀₁₂ = 3,730; MNiSW₂₀₁₂ = 40
2. Binkowski Ł.J., Stawarz R., Zakrzewski M. 2013. Concentrations of cadmium, copper and zinc in tissues of Mallard and Coot from southern Poland. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 48, 410-415.
IF₂₀₁₂ = 1,211; MNiSW₂₀₁₂ = 20
3. Binkowski Ł.J., Rzonca B. 2014. Seasonal variation of lead in fish pond waters of high hunting activity area and relation to metals and ions. *Water, Air, and Soil Pollution* 225 (2217), 1-12.
IF₂₀₁₃ = 1,685; MNiSW₂₀₁₃ = 25
4. Binkowski Ł.J., Meissner W., Trzeciak M., Izevbekhai K., Barker J. 2016. Lead isotope ratio measurements as indicators for the source of lead poisoning in Mute swans (*Cygnus olor*) wintering in Puck Bay (northern Poland). *Chemosphere* 164, 436-442.
IF₂₀₁₅ = 3,698; MNiSW₂₀₁₅ = 35
5. Binkowski Ł.J. 2017. The influence of environmental conditions on lead transfer from spent gunshot to sediments and water: other routes for Pb poisoning. *Chemosphere* 187, 330-337.
IF₂₀₁₆ = 4,208; MNiSW₂₀₁₆ = 35

We wszystkich pracach stanowiących osiągnięcie naukowe jestem pierwszym autorem i autorem korespondencyjnym. Mój szacowany wkład w powstanie każdej z tych publikacji był nie mniejszy niż 60%. Sumaryczny *Impact Factor* cyklu publikacji (czasopism) wynosi 14,532, a sumaryczna punktacja MNiSW wynosi 155 punktów.

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

Przedstawiony przeze mnie cykl publikacji dotyczy monitoringu stężeń i poszukiwania źródła dwóch metali ksenobiotycznych – kadmu i ołowiu u ptaków wodnych i w środowisku ich bytowania. W literaturze naukowej bardzo często metale te omawiane są razem z uwagi na ich bardzo silne właściwości toksyczne i brak roli fizjologicznej w organizmie ptaków. Bazy literatury naukowej zawierają prace dotyczące monitoringu ich stężeń u ptaków wodnych w różnych częściach świata (szczególnie w Stanach Zjednoczonych i Europie Zachodniej). Niestety podobne badania i wynikająca z nich wiedza dla Polski i Europy Środkowo-Wschodniej są bardzo okrojone i poza

nielicznymi terenami (głównie Polska północno-zachodnia) informacje takie nie były dotąd zgromadzone.

W moich pracach naukowych ukierunkowanych na badanie kadmu przede wszystkim koncentrowałem się na poznaniu stężeń tego metalu w materiałach pochodzących z miejsc zupełnie wcześniej niebadanych (poz. 1-2) oraz sprawdzeniu dynamiki jego stężeń w środowisku wodno-błotnym (poz. 3), by ocenić czy ekspozycja na kadm wybranych przeze mnie gatunków ptaków zmienia się w skali czasu.

W pracach dotyczących ołowiu zaprezentowałem inne podejście wynikające z unikatowej ekspozycji ptaków na ten pierwiastek. Od początku pracy naukowej moje szczególne zainteresowania związane były z ołowiem, którego wpływ na ptaki dokładnie analizowałem w ramach pracy doktorskiej. Wtedy też zauważyłem, że zatrucie ptaków wodnych (a w związku z tym całych ekosystemów) badane intensywnie na świecie od wielu lat najczęściej przedstawiane jest od strony monitoringowej i fizjologicznej. Badania dotyczące aspektów środowiskowych (identyfikacji źródła, transferu, biodostępności czy transformacji do różnych form) są bardzo nieliczne. Dlatego zaplanowałem badania, których celem było nie tylko sprawdzenie poziomów tego metalu u ptaków wodnych w różnych częściach kraju (poz. 1 i 4) i zobrazowanie dynamiki jego stężeń w środowisku wodno-błotnym (poz. 3), ale także weryfikacja metody potwierdzającej źródło zanieczyszczenia (poz. 4), jak i poznanie mechanizmów skażenia środowiska i zatrucia zwierząt od strony czynników środowiskowych (poz. 5).

Jako mój podstawowy obiekt badawczy wybrałem grupę ptaków wodnych. Wyboru tego dokonałem jeszcze na etapie pracy magisterskiej i konsekwentnie prowadzę badania tej grupy do dnia dzisiejszego. Lata pracy badawczej na pograniczu ekotoksykologii i biomonitoringu pozwalają mi wyciągnąć wnioski, że był to wybór trafny, a przemawiają za tym:

1. szczególny sposób narażenia tej grupy zwierząt na ołów, przez co stężenia w nich zawarte wydajnie obrazują specyficzny rodzaj zatrucia ptaków i skażenia środowiska,
2. powszechność i znaczna liczebność tej grupy nie tylko w różnych częściach kraju, ale i świata,
3. dostępność materiału badawczego – współpraca z ornitologami, gospodarstwami rybackimi i Polskim Związkiem Łowieckim zapewnia mi możliwość badania próbek pochodzących od ptaków z różnych części kraju. Szczególnie ważna jest tutaj współpraca z ornitologami, gdyż dane uzyskane od nich pozwalają przesunąć zakres badawczy prac z biomonitoringowego w kierunku ekotoksykologii,
4. rozmiary tych ptaków, które pozwalają na pobranie odpowiednio dużych próbek (np. krwi, piór, odchodów) przyżyciowo, nie osłabiając badanych osobników,
5. dostępny do porównań bank danych literaturowych dotyczących stężeń wielu metali u pospolitych ptaków wodnych z różnych części świata,
6. znaczenie aplikacyjne tych badań - część gatunków ptaków wodno-błotnych posiada status łowny, dzięki któremu wnioskowanie na temat stężeń wybranych metali, w tym na pewno kadmu i ołowiu dotyczy również kwestii bezpieczeństwa żywności.

Istnieją również konsekwencje tego wyboru, które w pewien sposób utrudniają pracę badawczą i wyciąganie wniosków. Wśród nich należy wymienić fakt, że większość ptaków wodno-błotnych jest dość luźno związana z konkretnym środowiskiem bytowania i w trakcie roku może odbywać długodystansowe migracje. Kolejnym problemem są wymagania stawiane pracom prowadzonym na kręgowcach, które nawiązują do mechanizmów toksykologicznych funkcjonujących w organizmie człowieka. Z uwagi na poszukiwanie aplikacyjności badań często odnosi się ich wyniki do organizmu człowieka. W przypadku ptaków, mimo zbliżonych wielu mechanizmów, takie bezpośrednie wnioskowanie może być jednak kwestionowane.

Ptaki wybrane do moich badań zostały odłowione w różnych częściach Polski pokrywając znaczną część kraju. Obszary te to akweny: Zatoka Pucka, Stawy Milickie, Stawy Zatorskie oraz zbiorniki wodne na terenach miast: Gdańska, Ławy, Ostródy i Warszawy. Pobór próbek na terenie miast był szczególnie trudny, wymagał ścisłej współpracy z ornitologami i odbywał się w miejscach prowadzenia odłowów na potrzeby badań ornitologicznych. Wśród terenów nieurbanizowanych Stawy Zatorskie stanowią mój główny obszar badawczy, na którym pobrałem materiał do badań opisanych w pracach 1-3, ale również do wielu innych wykraczających poza wskazany cykl publikacji, gdzie rozszerzyłem zakres badawczy studiów o kadmie i ołowiu o ssaki, które są silnie związane z ptactwem wodnym poprzez sieć troficzną. Kolekcjonowanie materiału (zwierzęcego, roślinnego oraz środowiskowego) na tym terenie rozpocząłem w 2003 roku i kontynuuję je do dziś.

Wśród wielu zbadanych przeze mnie gatunków ptaków wodno-błotnych (łabędź niemy, gęgawa, krzyżówka, rożeniec, cyraneczka, krakwa, świstun, czernica, głowienka, łyska, kormoran, czapla siwa, bąk i bączek) najczęściej badałem łabędzia niemego (*Cygnus olor*), krzyżówkę (*Anas platyrhynchos*) oraz łyskę (*Fulica atra*) i to prace dotyczące tych gatunków wskazałem w trzech pracach zgłaszanego cyklu publikacji (poz. 1, 2 i 4). Pozostałe prace z tego cyklu pośrednio dotyczą narażenia na metale wielu ptaków wodnych, choć bezpośrednio skupiają się na mechanizmach występujących w środowisku, a nie w organizmach. Mechanizmy te determinują ekspozycję wielu gatunków w środowisku ich bytowania, ale niestety badania im poświęcone są skrajnie nieliczne. Dlatego problemy przedstawione w tych publikacjach (szczególnie poz. 5) są dość unikatowe w skali globalnej i nie udało mi się nawet znaleźć prac, które posłużyłyby do bezpośredniego porównania uzyskanych wyników.

Badane przeze mnie pierwiastki, mimo, że wspólnie zaliczane do grupy pierwiastków ksenobiotycznych, są w gruncie rzeczy różne pod wieloma aspektami. Dlatego omówienie cyklu publikacji przygotowałem z podziałem na te pierwiastki.

Kadm

Kadm (łac. *cadmium*, Cd) to pierwiastek przyporządkowany do dziesiątej grupy przejściowej układu okresowego pierwiastków. Jego gęstość wynosi 8,64 g/cm³ przez co zaliczany jest do grupy tzw. metali ciężkich (Haynes 2014). Grupa ta budzi w świecie nauki pewne kontrowersje, ponieważ definicja metalu ciężkiego nigdy nie była oficjalnie sformułowana, stąd jej skład jest subiektywny. Niemniej jednak kadm, niezależnie od podejścia, do tej grupy jest zaliczany (Duffus 2002). Uznawany jest również za metal

ksenobiotyczny, choć w literaturze naukowej znane są pewne podejrzenia na temat jego fizjologicznej roli u pewnych roślin i okrzemek (Lane i Morel 2000, Xu i wsp. 2008, Liu i wsp. 2008). Zarówno u zwierząt, jak i u ludzi pierwiastek ten uznawany jest za rakotwórczy. Uszkadza nerki i wpływa na układ kostny zmniejszając jego wytrzymałość (ATSDR 2012). Głównymi drogami wnikania kadmu do organizmu są układy oddechowy i pokarmowy. Po dostaniu się do organizmu najpierw kumuluje się w wątrobie, a później wraz z krwią trafia do innych organów (Nordberg i wsp. 2007). U ptaków kadm odkłada się głównie w nerkach i w nieco mniejszym stopniu w wątrobie. Szacuje się, że około 75% kadmu w organizmie znajduje się właśnie w tych dwóch narządach, a na mięśnie przypada kolejne 20% (Scheuhammer 1987). We krwi wiązany jest głównie w elementach morfotycznych. Zaabsorbowany przez organizm kadm podlega akumulacji i w związku z tym jego stężenie w narządach wzrasta wraz z wiekiem (Nordberg i wsp. 2007).

W środowisku naturalnym kadm występuje głównie w rudach cynku i ołowiu. Jego stężenie w skałach najczęściej zawiera się w przedziale od 0,03 do 0,22 $\mu\text{g/g}$ suchej masy (s.m.), a w niezanieczyszczonych wodach rzecznych wynosi około 0,02 $\mu\text{g/l}$. Stężenie w powietrzu nad terenami niezanieczyszczonymi najczęściej nie przekracza 0,6 ng/m^3 (Kabata-Pendias i Pendias 1999). Kadm jest pierwiastkiem o wysokim antropogenicznym współczynniku wzbogacenia sięgającym 89% (Walker i wsp. 2006). Oznacza to, że przeważająca część tego pierwiastka krążąca dzisiaj w przyrodzie ma związek z gospodarką człowieka, gdzie znajdował jak dotąd szerokie zastosowanie m.in. w zabezpieczeniach antykorozyjnych, produkcji akumulatorów, wyrobie stopów i pestycydów, a także jako składnik barwników oraz tworzyw sztucznych (Manahan 2003). Jego tak powszechne użycie wraz z zawartością w spalanych paliwach kopalnych i wydobywanych rudach z czasem doprowadziło do znacznego zanieczyszczenia środowiska. Stąd stężenia kadmu w zanieczyszczonych glebach sięgają w niektórych miejscach blisko 200 $\mu\text{g/g}$, a w wielu rzekach przekraczają 13 $\mu\text{g/l}$. Powietrze nad dużymi aglomeracjami Europy i Ameryki Północnej zawiera nawet i 600 ng/m^3 (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

W związku z zanieczyszczeniem środowiska ekspozowane na kadm są również zwierzęta. Wiele badań z zakresu biomonitoringu i ekotoksykologii prowadzonych jest z zastosowaniem bezkręgowców. W zależności od wybranej gromady i środowiska życia są to obserwacje terenowe bądź eksperymenty laboratoryjne prowadzone w gradiencie stężeń lub z udziałem różnych czynników środowiskowych. W przypadku zwierząt kręgowych wydaje się, że większa część badań opiera się na materiale badawczym pochodzącym od zwierząt wolnożyjących. Pozwala to na uwzględnienie wpływu wielu czynników, których zasymulowanie w laboratorium jest bardzo trudne, szczególnie z uwagi na to, że czynników o potencjalnym możliwym wpływie jest bardzo dużo (a o wielu prawdopodobnie jeszcze nie wiemy). Wspomniane badania kładą duży nacisk na ekologię badanych gatunków, ponieważ są to zwierzęta w znacznym stopniu uniezależnione od terenu bytowania (w porównaniu do zwierząt bezkręgowych). Szczególnie dotyczy to kręgowców stałocieplnych. W badaniach tych ujmowane są różne czynniki biologiczne (jak gatunek, grupa wiekowa, płeć) i środowiskowe (m.in. teren

badania, komponent środowiska, czas). Właśnie w takim układzie zaplanowałem badania stężeń metali u ptaków.

Badania dotyczące stężeń kadmu (poz. 1-3) prowadziłem na terenie, gdzie do tej pory wiedza na ten temat w ogóle nie była zgromadzona. Rozpoczynając je zakładałem, że z uwagi na znaczne zanieczyszczenie środowiska znajdę go u badanych ptaków na wszystkich terenach. Decydując się na badania dwóch różnych gatunków (krzyżówki i łyski), podejrzewałem występowanie istotnych różnic pomiędzy tymi gatunkami z uwagi na ich odmienny sposób pobierania pokarmu i zachowanie (łyski często nurkują podczas pobierania pokarmu, przez co mają większy kontakt z osadami dennymi) (Cramp 1998). Zakładałem również, że uda mi się wskazać konkretne źródło kadmu, na które narażone są ptaki na terenie, gdzie najczęściej bytują.

Moje prace biomonitoringowe dotyczące stężeń kadmu wykazały obecność tego metalu na wszystkich badanych terenach – u kaczek i łysiek, ale także i łabędzi (materiał jeszcze nieopublikowany pochodzący od łabędzi opisanych w poz. 5). Krzyżówki przebadane przeze mnie w różnych miastach Polski (Gdańsk, Iława, Ostróda i Warszawa; poz. 1) miały zbliżone i dość niskie stężenia tego pierwiastka we krwi (średnie nie przekraczające 0,012 $\mu\text{g/g}$ mokrej masy - m.m.). Natomiast ptaki ze Stawów Milickich miały średnie stężenie kadmu wyższe dziesięciokrotnie (średnia 0,132 $\mu\text{g/g}$ m.m.). Badania wykazały istotny wpływ płci różnicujący stężenia kadmu (wyższe stężenia zaobserwowałem u samic). Krew obrazuje bieżącą ekspozycję zwierząt na ksenobiotyki, więc najprawdopodobniej środowisko stawów hodowlanych zawiera wyższe stężenia kadmu niż zbiorniki wodne wewnątrz miast. Niemniej jednak i te stężenia w porównaniu z pracami z innych części świata nie są wysokie (van Eeden i Schoonbee 1996). Badania prowadzone w różnych miastach Polski zapoczątkowały moją współpracę ze znaną w Polsce grupą ornitologów z Uniwersytetu Gdańskiego, którą kieruje prof. dr hab. Włodzimierz Meissner. Współpraca ta trwa do dziś i obejmuje projekty dotyczące różnych gatunków, metali i aspektów badań ekotoksykologicznych ptaków.

Zainteresowało mnie zjawisko podwyższonej ekspozycji ptaków na kadm na terenach stawów hodowlanych, więc zrealizowałem kolejny projekt - na moim głównym terenie badawczym (Stawy Zatorskie), gdzie mogłem rozszerzyć badania o kolejny gatunek, użyć innych materiałów badawczych wśród których były nerki i wątroba, czyli tzw. narządy krytyczne dla kadmu oraz sięgnąć po materiał pobrany jeszcze w 2003 roku. Wiele źródeł literaturowych podaje, że stan środowiska, głównie za sprawą zmian w przemyśle, ulega poprawie (m.in. EPA 2011). Wykorzystałem więc do tych badań materiał, który potencjalnie był ekspozowany na stosunkowo wyższe stężenia różnych substancji w środowisku (poz. 2). Wykazałem w nich, że stężenia były wyższe niż te notowane u ptaków z innych części kraju (z wyjątkiem kaczek badanych na Śląsku) (Szarek i wsp. 2001, Szymczyk i Zalewski 2003, Kalisińska i wsp. 2004). Porównanie do stężeń u ptaków pochodzących spoza Polski również wskazały wyższe wartości w południowej Polsce (Di Giulio i Scanlon 1984, van Eeden 2003). Temat ten kontynuuję do dzisiaj w kolejnych pracach - m.in. publikacja Binkowski i Sawicka-Kapusta (2015a), gdzie wykazałem, że stężenia kadmu u ptaków wodnych po kilku latach były na tym terenie znacznie niższe. Prawdopodobnie więc w 2003 roku na tym terenie istniało źródło tego pierwiastka dla ptaków, które na przestrzeni lat przestało istnieć lub znacznie

zmniejszyło swoją wydajność. Niemniej jednak na podstawie omówionych prac (poz. 1 i 2) wyciągnąłem wnioski o dość znacznej ekspozycji ptaków na kadm na terenach gospodarstw hodowlanych w Polsce. Jest to zapewne związane z zanieczyszczeniami środowiska (które zawsze w znacznej ilości kumulowane są w osadach dennych zbiorników), ale również może wynikać ze sposobu prowadzenia gospodarki hodowlanej na stawach (stosowaniem nawozów sztucznych, używaniem gleb pochodzących z okolic kopalni do przebudowy grobli, itp.) (Egna i Boyd 1997). Żeby zweryfikować te przypuszczenia jednocześnie z próbkami ptaków badałem stężenia kadmu również w karmie ryb i osadach dennych (poz. 2). Wynosiły one kolejno 0,95 i 1,62 $\mu\text{g/g}$ s.m., co oznacza, że nie były wysokie – osady spełniały nawet normy stężeń dla gleb uprawnych (Kabata-Pendias i Pendias 1999). Zmierzyłem również stężenia w wodzie, które okazały się bardzo wysokie (40 $\mu\text{g/l}$) przez co mogła ona stanowić potencjalne źródło kadmu dla ptaków, a nawet zagrożenie dla ryb (Kabata-Pendias i Pendias 1999). Niestety nie można było tego w pełni zweryfikować, ponieważ próbki były pobrane jednorazowo tylko z kilku punktów, więc nie mogłem wyciągnąć ogólnych wniosków na temat skażenia wody kadmem i jego źródła. Nie mogłem też rozszerzyć puli badawczej, bo próbki pochodziły sprzed kilku lat i bank próbek był ograniczony ilościowo.

Poszukując źródła kadmu na terenie stawów podjąłem się badań wody ze stawów hodowlanych (poz. 3). Raz w miesiącu przez rok pobierałem wodę z kilku stawów, ciekę zasilającego oraz ciekę spustowego z całego gospodarstwa na terenie Stawów Zatorskich. Wykazałem, że woda dopływająca do stawów, krążąca w nich i je opuszczająca nie różni się statystycznie pod kątem stężeń kadmu. W wodzie widoczny był trend sezonowości – od marca do lipca stężenia były bardzo niskie, a najwyższe pojawiały się w sierpniu i wrześniu. Najwyższe średnie stwierdzone przeze mnie stężenie wyniosło 0,20 $\mu\text{g/l}$, co nie jest wartością wysoką w porównaniu ze stężeniami w rzekach i jeziorach Polski (Kabata-Pendias i Pendias 1999, Szymanowska i wsp. 1999). Jest to też wartość znacznie niższa niż stwierdzona we wcześniejszych badaniach (poz. 2). W tym projekcie woda badana była co miesiąc z wielu punktów, więc wnioski z niej wyciągnięte mają solidne poparcie dowodowe. W przypadku wcześniejszej pracy prawdopodobnie miejsce poboru próbek musiało zawierać zanieczyszczenia kadmowe, ale trudno to teraz zweryfikować z uwagi na jednorazowy pobór oraz różnicę w datach prowadzonych badań (3 lata). Na podstawie moich badań stwierdziłem więc, że woda nie jest źródłem podwyższonych stężeń kadmu u ptaków bytujących na terenie stawów hodowlanych.

Krzyżówki i łyski są gatunkami łownymi i konsumowanymi w naszym kraju (MŚ 2005). Moje badania prowadzone na różnych narządach tych ptaków pozwoliły mi również ocenić ich przydatność do spożycia pod względem stężeń kadmu i bezpieczeństwa żywności. Ustalono przez Komisję Europejską graniczne stężenia wynoszą dla nerki 1,0 $\mu\text{g/g}$ m.m., wątroby 0,5 $\mu\text{g/g}$ m.m. i mięśni 0,05 $\mu\text{g/g}$ m.m. (po przeliczeniu na suchą masę to odpowiednio około 4,0, 2,0 i 0,2 $\mu\text{g/g}$) (EC 2006, Binkowski 2012). Porównanie zmierzonych stężeń prowadzi do wniosku, że 40% ptaków z uwagi na stężenia kadmu w nerce, 47% z uwagi na stężenia w wątrobie i 100% ptaków z uwagi na stężenia w mięśniach nie nadaje się do spożycia przez ludzi. Te alarmujące dane w postaci publikacji naukowych nie są dostępne dla zainteresowanych osób spoza domeny nauki, więc przygotowałem kilka artykułów popularno-naukowych

skierowanych do szerszego grona odbiorców (szczególnie myśliwych), żeby poinformować ich o problemie zatrucia ptaków i narażeniu konsumentów (m.in. Binkowski 2010, 2011, Binkowski i wsp. 2015a).

Ołów

Ołów (łac. *plumbum*, Pb) jest metalem leżącym w czwartej grupie głównej układu okresowego pierwiastków. Jego gęstość wynosi $11,34 \text{ g/cm}^3$ i podobnie jak kadm, niezależnie od przyjętej definicji, zaliczany jest do grupy tzw. metali ciężkich (Duffus 2002, Haynes 2014). Ołów jest jednym z najbardziej toksycznych metali i w związku z tym jednym z najlepiej zbadanych. Nie pełni żadnej fizjologicznej funkcji w organizmie, więc zaliczany jest do ksenobiotyków (Nordberg i wsp. 2007).

W środowisku naturalnym występuje w skałach i minerałach najczęściej pod postacią galenitu (siarczku ołowiu) oraz często towarzyszy złożom polimetalicznym. Jego stężenie w skałach zazwyczaj mieści się w przedziale od 0,1 do $40 \mu\text{g/g}$ s.m. Szacowane naturalne stężenie ołowiu w wodach rzecznych wynosi $0,2 \mu\text{g/l}$, a w powietrzu do około 10 ng/m^3 (Kabata-Pendias i Pendias 1999). Jego antropogeniczny współczynnik wzbogacenia jest jeszcze wyższy niż kadmu i wynosi 97% (Walker i wsp. 2006). Wynika to z długich tradycji wydobywania i stosowania ołowiu w przemyśle i gospodarce. Najczęściej do tej pory wykorzystywany był do wyrobu płyt akumulatorowych i kabli, jako pigment w farbiarstwie, jako składnik stopów metali, w postaci tetraetylu ołowiu jako dodatek do benzyn i w produkcji insektycydów (Manahan 2003). Tak popularne zastosowania doprowadziły do znacznego zanieczyszczenia środowiska, przez co w niektórych rejonach świata stężenie ołowiu w glebie sięga $18\,000 \text{ mg/g}$, w wodzie rzecznej $60 \mu\text{g/l}$, a w powietrzu może dochodzić nawet do $13\,000 \text{ ng/m}^3$ (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

Do organizmów zwierzęcych ołów dostaje się głównie poprzez układ oddechowy i pokarmowy (Nordberg i wsp. 2007). Jego dystrybucja w organizmie rozpoczyna się od osocza i erytrocytów, potem przechodzi do tkanek miękkich (najwyższe stężenia odnotowuje się w nerkach), a najwolniej akumuluje się w kościach (gdzie docelowo znajduje się 90% ołowiu całego organizmu). Stężenie ołowiu we krwi obrazuje ostatnie narażenie, ołów w kościach jest wskaźnikiem długotrwałej ekspozycji, a stężenie w odchodach dobrze obrazuje zawartość ołowiu w pokarmie (Scheuhammer 1987). Toksyczne działanie ołowiu w ustroju ujawnia się poprzez zaburzenia pracy układu krwiotwórczego (głównie osłabienie syntezy hemu skutkujące spadkiem stężenia hemoglobiny), uszkodzenie układu nerwowego oraz zaburzenia w pracy układów pokarmowego i wydalniczego. Powoduje również wzrost ciśnienia krwi oraz zaburza pracę układu immunologicznego, układu hormonalnego i, głównie w przypadku samców, układu rozrodczego (Nordberg i wsp. 2007). Przypisuje się mu także właściwości kancerogenne. Ołów przenika barierę krew – mózg, a także barierę łożyskową (ATSDR 2007).

Antropogenicznym źródłem ołowiu, podobnie jak w przypadku kadmu, jest przede wszystkim przemysł i gospodarka (Manahan 2003). Dodatkowo pierwiastek ten ma nietypowe i unikalne źródło w środowisku, które stanowi ogromne zagrożenie dla zwierząt (głównie ptaków) bytujących na terenach wodnych i wodno-błotnych. Są to

ołowiane śruty i ciężarki, których obecność w środowisku jest skutkiem ubocznym gospodarki łowieckiej i rybackiej (Pain 1990, Scheuhammer i Norris 1996, Mateo 2009). Obydwa materiały działają w taki sam sposób, ale z uwagi na specyfikę prowadzenia polowań, liczba śrutów myśliwskich trafiających do środowiska jest o wiele większa. Myśliwi w trakcie polowań na zwierzynę drobną (np. ptaki, zające i lisy) używają amunicji śrutowej. Z każdym wystrzałem lufę opuszcza około 200 ołowianych śrutów (nabój kalibru 12, średnica śrutów 3 mm, masa ołowiu 34 g). W odległości 30-40 m od wylotu lufy, czyli w odległości celu zalecanej do oddania strzału śruty lecą kołem o średnicy 1-2 m, więc nawet jeżeli myśliwy poprawnie wyceluje to tylko część śrutów trafi w cel, a reszta polecą dalej (Binkowski i Sawicka-Kapusta 2015b). Na podstawie znanej w śrutowej balistyce myśliwskiej tzw. regule stu, można oszacować orientacyjny zasięg śrutów (w metrach) jako iloczyn ich średnicy (w mm) i wartości 100 (Biały 1994). Opisane śruty przelecą więc 300 metrów i opadną w zasadzie na tym samym terenie gdzie prowadzone jest polowanie. Największa ilość amunicji zużywana jest podczas polowań na ptactwo wodne – z uwagi na dużą liczbę upolowanych ptaków (często kilkaset albo nawet kilka tysięcy na danym terenie na rok) oraz strzały niecelne. Dodatkowo polowania na ptaki wodne prowadzone są zazwyczaj na skoncentrowanym obszarze (najczęściej gospodarstwach stawowych), stąd też liczba śrutów tam znajdowana może być znaczna i zupełnie nieporównywalna z miejscami polowań na np. zające czy bażanty. Statystyczny myśliwy do upolowania jednej kaczki zużywa nawet sześć naboji (wliczając strzały niecelne), co zwiększa liczbę śrutów trafiających do środowiska w przeliczeniu na jednego upolowanego ptaka do 1200 sztuk (około 200 g ołowiu) (Hughes i wsp. 2002).

Ptaki podczas żerowania połykają małe kamyczki, które pełnią rolę w rozcieraniu pokarmu w ich żołądku mięśniowym (kamyczki te nazywane są gastrolitami). Rozmiar połykanych kamyków jest zbliżony do zalegających śrutów, więc ptaki przez pomyłkę połykają i te elementy. Śrut, gdy trafi do układu pokarmowego, w niskim pH żołądka i przy jego rozcierającej sile stopniowo się roztwarza i część ołowiu trafia do krwiobiegu powodując zatrucie (Scheuhammer i Norris 1996, Binkowski i Sawicka-Kapusta 2015b). Przy połknięciu zaledwie jednego śruta przez ptaka wielkości krzyżówki śmierć następuje nawet u 60% osobników. Objawy silnego zatrucia pojawiają się po około trzech dniach od połknięcia śruta (Pain i Rattner 1988). Ptaki, które przeżyją główne zatrucie nadal mają niewielkie szanse na przeżycie z uwagi na to, że są mocno osłabione, więc stają się łatwym łupem dla drapieżników. Wielu badaczy uważa, że ptaki zatrute ołowiem w środowisku są bardzo rzadko zauważalne właśnie z uwagi na presję drapieżników (Pain 1991). To z kolei pociąga za sobą daleko idące implikacje ekologiczne, z powodu których symptomy ołowicy notowane są nawet u orłów, które same, z uwagi na sposób pobierania pokarmu, śrutów na pewno nie połknęły (Pain i wsp. 1995).

Problemem zatrucia ołowiem zajmowałem się już w ramach grantu promotorskiego o tytule „Skażenie ołowiem oraz jego przyżyciowe wskaźniki u ptactwa wodno-błotnego”. W tamtym czasie byłem zainteresowany weryfikacją występowania zatrucia ptaków ołowiem na terenie Polski oraz znalezieniem przyżyciowych wskaźników, które pozwolą w szybki sposób na weryfikację zatrucia. Prace, które powstały na podstawie tamtego projektu (Binkowski i wsp. 2013, Binkowski i Sawicka-Kapusta 2015b) dotyczyły więc monitoringowych i głównie fizjologicznych aspektów zatrucia ołowiem.

W tamtych badaniach stwierdziłem zatrute ołowiem z amunicji ptaki na terenie Stawów Zatorskich (woj. małopolskie) i Stawów Milickich (woj. dolnośląskie). Postanowiłem więc kontynuować badania tego zagadnienia i sprawdzić, czy podwyższone stężenia ołowiu występują też u ptaków w innych częściach kraju, poznać losy śrutów myśliwskich w środowisku, sprawdzić czy główne komponenty środowiska wodno-błotnego ulegają skażeniu ołowiem z amunicji oraz sprawdzić, czy istnieje dobra metoda weryfikacji źródła zatrucia ptactwa wodnego. Spodziewałem się, że w pozostałych częściach kraju ptaki o podwyższonych stężeniach ołowiu będą liczne i że uda się opracować metodę analityczną, która wiarygodnie będzie w stanie zweryfikować, czy źródłem zatrucia konkretnych osobników był ołów pochodzący z amunicji myśliwskiej. Zakładałem także, że zgodnie z sugestiami dostępnymi w literaturze wykaże zanieczyszczenie wody i osadów dennych zbiorników wodnych, nad którymi prowadzone są intensywne polowania.

Opublikowana przeze mnie w 2013 roku praca (poz. 1) prezentuje wyniki stężeń ołowiu w krwi ptaków pochodzących z północnej i środkowej Polski. 17% przebadanych ptaków ($N=69$) miało stężenia wyższe niż przedstawiane w literaturze stężenia graniczne zatrucia (Mudge 1983, Sanderson i Bellrose 1986, Pain 1990). Badania nie wykazały istotnych różnic w stężeniach pomiędzy ptakami pochodzącymi z miast i gospodarstw rybackich, gdzie szacowna ekspozycja jest największa. Co więcej, najwyższe stężenia odnotowano u ptaków odłowionych na terenie miast, co możemy wytłumaczyć większą industrializacją i ogólnym zanieczyszczeniem w miastach. Oznacza to, że w miejscach gdzie prowadzone są polowania nie zawsze pojawia się zatrucie ołowiem.

Tamte badania były ukierunkowane na poznanie stężeń ołowiu we krwi ptaków bez rozróżnienia ich źródła. Z tego powodu uzyskane wyniki były bodźcem do przeprowadzenia badań, gdzie oprócz pomiaru stężeń podjąłem również próbę identyfikacji źródła ołowiu we krwi łabędzi – gatunku mocno zagrożonego zatruciem ołowiem (poz. 4) (Blus 1994). Zastosowałem do tego celu zaczerpniętą z geologii tzw. metodę izotopową. Opiera się ona na zróżnicowanym składzie izotopowym rud ołowiu, w zależności od ich wieku (trzy stabilne izotopy ołowiu: ^{206}Pb , ^{207}Pb i ^{208}Pb pochodzą z promieniotwórczego rozpadu innych metali, więc ich zawartość w rudzie zależy od czasu). Gdy wyliczymy stosunki zawartości poszczególnych izotopów ołowiu w badanym materiale ($206/207$, $208/206$, itd.) to otrzymamy wartości, które możemy użyć w dalszym porównaniu. W przypadku moich badań pozwoliło to na ocenę, czy ołów w badanych próbkach (krew ptaków i śruty myśliwskie) pochodzi z tej samej rudy, czyli czy ołów wykryty w krwi ptaków pochodzi z amunicji myśliwskiej. Badań takich do tej pory nikt nie prowadził w Polsce, a ich unikatowość w skali świata związana jest z użytym materiałem badawczym – krwią. Podobne badania prowadzone w Kanadzie i Stanach Zjednoczonych opierały się najczęściej na kościach, które akumulują ołów w ciągu całego życia (Scheuhammer i Templeton 1998, Svanberg i wsp. 2006). Krew obrazuje ostatnią ekspozycję, więc na jej podstawie można ocenić warunki panujące na obecnym terenie bytowania ptaków, a nie w perspektywie terenów odwiedzanych przez całe życie. Analizy instrumentalne w tym projekcie rozpoczęły moją współpracę z grupą chemików środowiskowych z Kingston University w Londynie, która trwa intensywnie do dziś. Na podstawie wyników stwierdziłem ponownie występowanie podwyższonych

stężenia we krwi u ptaków (w tym wypadku u łabędzi chwytych w Zatoce Gdańskiej, N=49). Wartości takie wystąpiły u 45% badanych osobników. Dane stosunków izotopowych wskazały, że ołów z amunicji myśliwskiej nie był źródłem podwyższonych stężeń ołowiu we krwi badanych łabędzi. Z uwagi na lokalizację terenu badawczego, lokalny przemysł, ale i dopływająca Wisła prawdopodobnie były źródłem ołowiu dla ptaków (Żbikowski i wsp. 2006, Zaborska 2014). Żeby to potwierdzić należałoby zbadać pod kątem składu izotopowego próbki z Wisły oraz ścieków z lokalnego przemysłu. Projekt taki jest planowany w przyszłości.

Równolegle z badaniami prowadzonymi na ptakach podjąłem także badania komponentów środowiska – wody i osadów dennych pod kątem zanieczyszczenia ich ołowiem ze źródeł myśliwskich. Skłonił mnie do tego fakt, że w wielu opracowaniach popularno-naukowych i naukowych przyjmowano odgórnie zjawisko takiego zanieczyszczenia, ale w bazach literaturowych nie można znaleźć badań je weryfikujących (Scheetz i Schreiber 2009, Wiehle i wsp. 2010). W badania monitoringowych prowadzonych przeze mnie na terenie Stawów Zatorskich (poz. 3) przez rok (próbki pobierane co miesiąc z kilku zbiorników wodnych, cieku odprowadzającego i cieku zasilającego stawy z rzeki) stwierdziłem niskie stężenia ołowiu w wodzie (mediana 0,74 µg/l). Co więcej, najwyższe odnotowane stężenie (7,57 µg/l) odnotowałem w wodzie rzecznej wpływającej na teren polowań na ptaki wodne. W wodzie stawowej stężenie maksymalne było trzy razy niższe (2,48 µg/l). Stężenia ołowiu w obydwu typach wody nie wykazały różnic z uwagi na kolejne miesiące prowadzenia badań, co oznacza, że nie podnosiły się wraz z rozpoczęciem sezonu łowieckiego. Ołów z amunicji łowieckiej (mimo znacznej intensywności polowań) nie zanieczyszcza więc wody stawowej na badanym terenie. Jest to bardzo cenne odkrycie.

Tematyka ta wymagała dalszego zgłębienia, więc zaplanowałem kolejny projekt, którego celem było zbadanie losu śrutów w środowisku wodnym (poz. 5). Przeprowadziłem symulację erozji śrutów w środowisku o różnych parametrach (typ osadu, wartość pH, mieszanie wody). Badania te miały charakter zupełnie uniwersalny i tłumaczą mechanizmy działające na całym świecie. Są też zupełnie unikatowe – w literaturze naukowej nie znalazłem publikacji opisujące badania dotyczące tego problemu. Na podstawie eksperymentu wykazałem, że tempo uwalniania ołowiu ze śrutów do wody i osadów zależy od pH wody i typu osadu. Co najważniejsze, przechodzenie ołowiu do wody zachodzi intensywnie tylko w zbiornikach, gdzie pH wody jest bardzo niskie. Przechodzenie ołowiu do osadów zachodzi intensywnie do osadów ilastych, również przy niskim pH wody. Z kolei mieszanie wody spowodowane działalnością wiatru wpływa na tempo erozji śrutów głównie w zbiornikach z osadem typu żwirowego. Podsumowując, zagrożone zanieczyszczeniem środowiska przez ołów pochodzący z amunicji są zbiorniki o niskim pH wody i osadzie ilastym, co w warunkach gospodarstw hodowlanych jest rzadkie (gospodarstwa monitorują parametry wody i w przypadku stwierdzenia kwaśnego odczynu neutralizują go związkami wapnia). Te obserwacje tłumaczą, dlaczego w poprzednim projekcie (poz. 3) nie wykryłem ołowiu w badanej wodzie.

Podsumowanie i dalsze plany badawcze

W pracach dotyczących kadmu stwierdziłem, że generalnie jego stężenia u ptaków odławianych w Polsce nie są wysokie. Niemniej jednak zdarzają się sytuacje, gdzie, prawdopodobnie przez lokalne zanieczyszczenia, dochodzi do podwyższonej akumulacji tego pierwiastka u ptactwa wodnego. Takie przypadki, jak i ogólnie wyższa ekspozycja na kadm obserwowana jest nie w miastach, a na terenach rybackich gospodarstw hodowlanych. Stężenia kadmu w komponentach środowiska nie są wysokie i nie stanowią źródła tego pierwiastka dla bytujących tam zwierząt. Podobnie prezentują się stężenia kadmu w sztucznej karmie dla ryb stosowanej we wspomnianych gospodarstwach. Potencjalnym źródłem tego pierwiastka wydaje się być inny pokarm, którym odżywiają się ptaki na terenie stawów. Zawiera on mnóstwo materiałów roślinnych i zwierzęcych, których nie sposób zwięźle przedstawić. Jest to zagadnienie, nad którym planuję pracować w najbliższej przyszłości. W badaniach wykazałem również, że ptaki wodne nie powinny być w wielu przypadkach konsumowane przez ludzi z uwagi na podwyższone stężenia kadmu w ich ciele. Tematyka ta wykracza poza ścisłe badania biologiczne i ekotoksykologiczne, ale mocno związana jest z aplikacyjnym użyciem wyników mojej pracy. Uważam, że moje publikacje przedstawione w cyklu publikacyjnym, jak i moje pozostałe prace, które wspomniałem w autoreferacie dobrze przedstawiają status akumulacji kadmu u ptaków wodnych i na terenach wodnych w Polsce. W przyszłości planuję kontynuację badań w pozostałych częściach kraju i w tych już zbadanych, ale po dłuższej przerwie, żeby poznać trendy czasowe i przestrzenne ekspozycji. Badania postaram się również rozszerzyć na inne gatunki ptaków i ssaków.

Prowadzone przeze mnie badania dotyczące ołowiu planowane były pod nieco innym kątem niż badania dotyczące kadmu. W tym przypadku znane jest głównie źródło tego pierwiastka u ptaków wodnych i znane są implikacje fizjologiczne, z którymi związana jest akumulacja. Nieznane jednak były procesy środowiskowe wpływające na ekspozycję zwierząt i zanieczyszczenie tym źródłem środowiska, jak i status zatrucia ptaków w różnych częściach kraju. W badaniach wykazałem, że podwyższone stężenia ołowiu spotykane są w zasadzie we wszystkich zbadanych rejonach Polski. Wśród ptaków o podwyższonych stężeniach w organizmie zdarzają się w Polsce przypadki jego innego źródła niż śruty myśliwskie (niestety konkretnie niezidentyfikowanego – prawdopodobnie są to lokalne emitery, jak i ogólne zanieczyszczenie środowiska). W badaniach monitoringowych w ciągu całego roku nie stwierdziłem podwyższonych stężeń tego pierwiastka w wodzie. Wykazałem również, że ołów trafiający na teren bytowania ptaków tylko w bardzo specyficznych warunkach przechodzi do wody i osadów dennych. Kolejny planowany przeze mnie projekt będzie dotyczył weryfikacji innych czynników środowiskowych wpływających na tempo uwalniania ołowiu do środowiska (m.in. twardość wody i miąższość osadów). Planuję również kontynuację prac nad ulepszeniem zastosowania metody izotopowej w badaniach źródła ołowiu u ptaków wodnych i w środowisku.

IV. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Oprócz badań naukowych opisanych we wskazanym cyklu publikacji prowadziłem i nadal prowadzę sporą liczbę badań z zakresu biomonitoringu i ekotoksykologii. Dotyczą one różnych aspektów badawczych, związków i pierwiastków oraz gromad zwierząt. Poniżej opisuję tylko najważniejsze z tych projektów. Mój pełny zakres badawczy obrazuje spis wszystkich publikacji, który załączam do wniosku (załącznik nr 3).

Działalności naukowo-badawcza przed uzyskaniem stopnia doktora

W trakcie studiów doktoranckich na Uniwersytecie Jagiellońskim zajmowałem się przede wszystkim diagnozą zatrucia ołowiem ptaków wodnych. Na realizację tych badań uzyskałem grant promotorski (nr N N304 015637 finansowany przez MNiSW), którego byłem autorem i głównym wykonawcą. Równolegle do prac poświęconych temu zagadnieniu prowadziłem badania związane z monitoringiem innych metali u ptaków. Zgromadzone wyniki obydwu projektów stanowiły podstawę mojej pracy doktorskiej („Koncentracje metali ciężkich i ich wpływ na zmiany histopatologiczne, aktywność dehydratazy kwasu δ -aminolewulinowego i parametry krwi u krzyżówki *Anas platyrhynchos* L. i łyski *Fulica atra* L.”), która łączyła podstawowe treści monitoringowe z ich implikacjami fizjologicznymi w organizmach ptaków wodnych. Promotorem tej pracy była prof. dr hab. Katarzyna Sawicka-Kapusta (Uniwersytet Jagielloński), a recenzentami prof. dr hab. Józef Szarek (Uniwersytet Warmińsko-Mazurski) i dr hab. Krzysztof Dmowski (Uniwersytet Warszawski). Praca ta została wyróżniona przez Radę Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi UJ (dyplom uznania przyznany przez JM Rektora UJ).

W trakcie studiów doktoranckich opublikowałem jedną pracę w czasopiśmie z listy JCR (Babińska i wsp. 2008) dotyczącą stężeń metali u ptaków wodnych bytujących w okolicach mogilnika pestycydowego. Był to projekt poboczny niezwiązany z bezpośrednio z badaniami do pracy doktorskiej. Z kolei materiały zebrane w doktoracie, po uzupełnieniu jeszcze o nowe dane posłużyły do przygotowania trzech prac opublikowanych w czasopismach z listy JCR (Binkowski i wsp. 2013, Binkowski i Sawicka-Kapusta 2015a, b). Oprócz wspomnianego artykułu do czasu uzyskania stopnia doktora opublikowałem 2 rozdziały w monografiach, 6 doniesień konferencyjnych oraz wziąłem udział w 7 konferencjach (w tym w 4 międzynarodowych). Opublikowałem także szereg artykułów popularno-naukowych poświęconych głównie ptakom wodnym i ich zagrożeniom w środowisku.

Pozostała działalność naukowo-badawcza po uzyskaniu stopnia doktora

W grudniu 2011 roku rozpocząłem pracę w Instytucie Biologii Uniwersytetu Pedagogicznego im. Komisji Edukacji Narodowej w Krakowie. Dołączyłem do zespołu naukowego kierowanego przez dr hab. Roberta Stawarza, który zajmuje się monitoringiem i wpływem zanieczyszczeń na zwierzęta, w tym człowieka. W zespole tym umożliwiono mi kontynuację wcześniej podjętej tematyki badawczej, mimo, że odbiegała ona od głównych nurtów badawczych w nim podejmowanych. Dzięki temu mogłem przygotować wskazany cykl publikacji zgodny z moimi zainteresowaniami

badawczymi. W ciągu sześciu lat pracy zaangażowałem się w znaczną liczbę dodatkowych projektów naukowych, z których najważniejsze przedstawiam poniżej.

Prowadziłem i nadal prowadzę szereg badań o zbliżonej tematyce cyklu publikacji, ale dotyczących ptaków z różnych części świata. Część wyników tych projektów została już opublikowana (Ahmadpour i wsp. 2016, Karimi i wsp. 2016, Sinkakarimi i wsp. 2017). Badania te są nadal prowadzone. W ramach współpracy podjąłem się również badań dotyczących stężeń metali i ich konsekwencji u ssaków (m.in. Gasparik i wsp. 2017, Binkowski i wsp. 2016a). Pierwsza z tych prac jest dla mnie szczególnie ważna, gdyż w znacznej mierze rozszerzyła mój warsztat badawczy – zarówno o możliwości interpretacji wyników, jak i analizy statystycznej. Staraliśmy się w niej zweryfikować powiązanie między stężeniem wybranych pierwiastków a zapasożyceniem lisów. Wykorzystaliśmy do tego celu metodę regresji logistycznej i znaleźliśmy związek obejmujący stężenia miedzi i cynku. Zagadnienie to wymaga jeszcze dalszych badań i uzupełnień, nad czym planujemy w przyszłości pracować.

Z uwagi na specyfikę głównego nurtu badawczego Zespołu, w którym pracuję, włączyłem się również w badania metali w tkankach ludzkich, które znacznie odbiegają od projektów dotyczących ptaków. Pozwalają mi one spojrzeć na problemy bioakumulacji i biomagnifikacji pod nieco innym kątem niż robię to w badaniach środowiskowych. Wśród tych prac należy wspomnieć m.in. projekt dotyczący monitoringu rtęci w łożysku, krwi pępowinowej i płynie owodniowym kobiet oraz ich powiązania z parametrami urodzeniowymi noworodków (Kozikowska i wsp. 2013), jak również projekty dotyczące stężeń metali w guzach i tkance niezmiennionej płuc pacjentów z chorobą nowotworową (Binkowski i wsp. 2015b, Binkowski i wsp. 2016b, Blaszczyk i wsp. 2016).

W 2015 roku w szwajcarskim konkursie SCIEX uzyskałem finansowanie projektu badawczego „An ecotoxicological study of the impact of agricultural practices on the Eurasian tree sparrow” (nr 13.270), dzięki któremu spędziłem 6 miesięcy na Uniwersytecie w Neuchâtel w zespole prof. Fabrice’a Helfensteina. Był to największy projekt badawczy, w którym brałem udział i na pewno, z uwagi na możliwości badawcze, najgłębiej wchodzący w tematykę ekotoksykologiczną. W ciągu dwóch miesięcy zbieraliśmy materiał badawczy w całej Szwajcarii na terenie 60 gospodarstw rolnych. Jego najważniejsze cele to sprawdzenie, czy typ gospodarki rolnej (intensywna, zrównoważona i ekstensywna) wpływa na poziomy pierwiastków (m.in. cynku, kadmu, miedzi, ołowiu, rtęci i żelaza) i pestycydów (z grupy neonikotynoidów) w piórach i krwi oraz na poziom stresu oksydacyjnego, jakość nasienia i sukces reprodukcyjny wróbla domowego *Passer domesticus* L. i mazurka *Passer montanus* L. W trakcie pobytu w Szwajcarii uzyskałem uprawnienia do obrączkowania ptaków wróblowatych nadane przez Vogelwarte (The Swiss Ornithological Institute). Oprócz próbek pobieranych od ptaków pobieraliśmy również próbki gleb, upraw i owadów z całego terenu badawczego. Analizy instrumentalne w tym projekcie zostały już zakończone, a teraz prowadzimy analizę zgromadzonych danych. Mimo, że jeszcze nie opublikowaliśmy żadnej pracy z tego projektu (jeden manuskrypt został wysłany do recenzji) to już teraz mogę stwierdzić, że umiejętności które nabyłem w pracy w tym projekcie (w badaniach

omiotologicznych i w statystycznej analizie wielowymiarowej) znacznie rozszerzyły mój warsztat badawczy i już znajdują zastosowanie w innych częściach mojej pracy naukowej.

W 2016 roku, tym razem w słowackim konkursie SAIA, otrzymałem półroczne stypendium badawcze „Tissue preparation and detection of metal concentration in biological, medical and environmental samples using modern methods” (nr 15294) finansowane przez słowackie ministerstwo nauki. Spędziłem ten czas w zespole prof. Norberta Lukaca na Uniwersytecie Rolniczym w Nitrze, gdzie zajmowałem się walidacjami instrumentalnych metod analizy metali w materiałach biologicznych bardzo rzadko badanych (np. nasienie, guzy i tkanki zmienione histopatologicznie). Efekty projektu zostały już opublikowane w raporcie naukowym (Binkowski i Lukac 2017). Stypendium to było ważnym krokiem w moim rozwoju na polu analizy instrumentalnej. Wcześniej, bo już od roku 2006 współpracowałem z Laboratorium Analiz Instrumentalnych Powiatowej Inspekcji Sanitarno-Epidemiologicznej, gdzie zajmowałem się chromatografią gazową i analizami fizyko-chemicznymi wody (byłem zarejestrowanym analitykiem widniejącym w certyfikacie wydanym przez Polskie Centrum Akredytacji nr AB571). Doskonalenie tych umiejętności umożliwiło mi trzykrotne przyznanie stypendium stażowego dla pracowników naukowych w przedsiębiorstwach (finansowanego przez MARR SA). Dzięki temu spędziłem łącznie 14 miesięcy w laboratorium środowiskowym WESSLING Polska, gdzie uczyłem się pracy na najnowocześniejszym sprzęcie instrumentalnym (m.in. ICP-OES, GC-MS i HPLC-MS).

Podsumowując, mój dorobek naukowy uzyskany po doktoracie, z wyłączeniem wskazanego dzieła, liczy 19 publikacji w czasopismach z listy JCR, 1 monografię, 2 rozdziały w monografiach, 26 doniesień konferencyjnych i kilka prac popularnonaukowych. Uczestniczyłem w tym czasie aktywnie w 11 konferencjach naukowych (w tym w 9 międzynarodowych). Dorobek ten został doceniony przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, które w 2017 roku przyznało mi stypendium dla wybitnych młodych naukowców. Za działalność naukową otrzymałem również w 2016 roku indywidualną Nagrodę Rektora Uniwersytetu Pedagogicznego im. Komisji Edukacji Narodowej w Krakowie oraz prestiżową Nagrodę im. Artura Rojszczaka przyznaną przez Klub Stypendystów Fundacji na Rzecz Nauki Polskiej (szerzej o tej nagrodzie piszę w rozdziale V autoreferatu).

V. Omówienie pozostałej działalności związanej ze środowiskiem naukowym

Poza działalnością ściśle naukową (opisaną w rozdziałach III i IV) jestem aktywnym członkiem społeczności akademickiej. Zajęcia popularyzujące naukę (w tym własne badania) prowadzę, oprócz uczelni, w uniwersytetach trzeciego wieku, uniwersytetach dzieci oraz w organizacjach, które z perspektywy własnej działalności interesują się wynikami badań mojej dziedziny naukowej (m.in. Polski Związek Lowiecki). Staram się również popularyzować naukę w audycjach i wywiadach radiowych (dla Polskiego Radia i Radia Kraków) oraz w znanych wydarzeniach popularyzatorskich, jak Festiwal Nauki i Sztuki, czy Noc Naukowców.

W 2015 roku ukończyłem kurs tutorski w Szkole Tutorów Akademickich (Collegium Wratislaviense), gdzie nabyłem umiejętności przydatne szczególnie w pracy z indywidualnymi studentami (głównie dyplomantami i doktorantami). Uczestniczyłem również w wielu kursach i szkoleniach, które znacznie rozszerzyły moje umiejętności w zakresie analizy statystycznej danych (m.in. StatSoft, Comarch), pisania tekstów naukowych (Stanford Online), analizy instrumentalnej (m.in. TCI Laboratories, Laboratorium COSEL), zarządzaniem w nauce (m.in. Projekt SKILLS FNP) i pozyskiwaniem funduszy na badania naukowe (CITTRU Uniwersytet Jagielloński, CTT Politechnika Krakowska). Jestem przekonany, że nabyte umiejętności znacznie poszerzyły mój warsztat naukowy i dydaktyczny.

Od 2012 roku jestem członkiem Rady Instytutu Biologii, od 2016 roku członkiem Rady Wydziału Geograficzno-Biologicznego i członkiem Senackiej Komisji ds. Rozwoju, a od 2017 roku pełnię funkcję Zastępcy Dyrektora Instytutu Biologii Uniwersytetu Pedagogicznego im. Komisji Edukacji Narodowej w Krakowie.

Jestem również członkiem rady redakcyjnej czasopisma Chemistry Central Journal (widniejącego na liście JCR) oraz czasopisma Open Environmental Sciences. W ramach peer review zrecenzowałem 45 artykułów, w tym 42 dla czasopism z listy JCR - m.in. dla Environmental Pollution, Science of the Total Environment, Chemosphere, Ecological Indicators, Scientific Reports i PlosOne. Od kilka lat posiadam też status *Mendeley Advisor*, co uprawnia mnie do prowadzenia szkoleń i prelekcji z obsługi menadżera bibliografii, który staje się w zasadzie nieodzownym narzędziem w warsztacie naukowca.

Moim największym osiągnięciem niezwiązanym z działalnością naukową, ale silnie ze środowiskiem akademickim jest znane w Krakowie cykliczne wydarzenie „Akcja SOS – Uczelnie Schroniskom!” (www.akcjasos.org). Jego celem jest pomoc bezdomnym zwierzętom z okolic Krakowa, a świadczą ją studenci, doktoranci i pracownicy krakowskich uczelni i jednostek badawczych. Jestem inicjatorem i głównym organizatorem Akcji SOS od jej początku, czyli już od 11 lat. W całym tym okresie Akcja SOS zebrała 42 000 zł i przekazała 12 ton karmy dla zwierząt potrzebującym schroniskom i przytuliskom. Organizowana jest prawie na wszystkich krakowskich uczelniach. To właśnie na podstawie tej działalności i mojej aktywności naukowej Klub Stypendystów Fundacji na Rzecz Nauki Polskiej przyznał mi Nagrodę im. Artura Rojszczaka w maju 2016 roku.

VI. Dane bibliometryczne całości dotychczasowej działalności naukowej

Mój cały dorobek naukowy obejmuje 25 prac opublikowanych w czasopismach widniejących na liście JCR, 3 prace opublikowane w czasopismach widniejących na liście B MNiSW, 4 prace recenzowane opublikowane w czasopismach niewidniejących na listach MNiSW, 1 monografię, 4 rozdziały w monografiach, 1 podręcznik dla studentów, 32 doniesienia konferencyjne oraz 27 prac o charakterze popularno-naukowym. Dorobek ten charakteryzują następujące dane:

- | | |
|--|--------|
| – Sumaryczny <i>Impact Factor</i> czasopism za publikacje: | 51,656 |
| – Sumaryczna liczba punktów MNiSW za publikacje: | 640 |
| – Liczba punktów MNiSW za publikacje z listy JCR: | 623 |

– Liczba punktów MNiSW za publikacje spoza listy JCR:	17
– Indeks Hirscha	9

VII. Bibliografia

Spis publikacji wskazanych jako osiągnięcie naukowe będące podstawą ubiegania się o stopień doktora habilitowanego znajduje się na stronie 3. Poniżej znajduje się wykaz części moich pozostałych publikacji oraz prac innych autorów, do których odnoszę się w autoreferacie. Pełny spis moich publikacji zawiera załącznik nr 3 do wniosku o przeprowadzenie postępowania habilitacyjnego.

Ahmadpour M., Lan-Hai L., Ahmadpour M., Hoseini S.H., Mashrofeh A., Binkowski Ł.J. 2016. Mercury concentration in the feathers of birds from various trophic levels in Fereydunkenar International wetland (Iran). *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 666.

ATSDR. 2007. Toxicological profile for lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta.

ATSDR. 2012. Toxicological profile for cadmium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta.

Babińska I., Szarek J., Binkowski Ł.J., Skibniewska K., Wojtacka J., Markiewicz E., Felsmann M.Z., Zakrzewska M., Gesek M., Dublan K. 2008. Grey herons (*Ardea cinerea* L.) as a tool for monitoring the environment for metal concentrations in the vicinity of a pesticide tomb in the Iławskie Lake district. *Fresenius Environmental Bulletin* 17, 98-102.

Biały K. 1994. Podstawy łowiectwa. Wydawnictwo Łowiec Polski, Warszawa.

Binkowski Ł.J. 2010. Ekotoksykologia w łowiectwie. *Brać Łowiecka* 145, 32-34.

Binkowski Ł.J. 2011. Skazenie ptaków wodnych ołowiem w Polsce. *Brać Łowiecka* 161, 32-35.

Binkowski Ł.J. 2012. The effect of material preparation on the dry weight used in trace elements determination in biological samples. *Fresenius Environmental Bulletin* 21, 1956-1960.

Binkowski Ł.J., Dudzik P., Huget A., Sawicka-Kapusta K. 2015a. Monitoring nie tylko w agencji ochrony. *Wszechświat* 116, 183-190.

Binkowski Ł.J., Lukac N. 2017. Introduction to tissue preparation and the detection of metal concentrations in biological, medical and environmental samples. *SUA Monograph*, Nitra.

Binkowski Ł.J., Merta D., Przystupińska A., Sołtysiak Z., Pacoń J., Stawarz R. 2016a. Levels of metals in kidney, liver and muscle tissue and their relation to the occurrence of parasites in the red fox in the Lower Silesian Forest in Europe. *Chemosphere* 149, 161-167.

- Binkowski Ł.J., Rogoziński P., Błaszczuk M., Semla M., Melia P.M., Stawarz R. 2016b. Relationship between air pollution and metal levels in cancerous and non-cancerous lung tissues. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 51, 1303-1308.
- Binkowski Ł.J., Rogoziński P., Roychoudhury S., Bruliński K., Kucharzewski M., Łaciak T., Massanyi P., Stawarz R. 2015. Accumulation of metals in cancerous and healthy tissues of patients with lung cancer in southern Poland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 50, 9-15.
- Binkowski Ł.J., Sawicka-Kapusta K. 2015a. Cadmium concentrations and their implications in Mallard and Coot from fish pond areas. *Chemosphere* 119, 620-625.
- Binkowski Ł.J., Sawicka-Kapusta K. 2015b. Lead poisoning and its in vivo biomarkers in Mallard and Coot from hunting activity areas. *Chemosphere* 127, 101-108.
- Binkowski Ł.J., Sawicka-Kapusta K., Szarek J., Strzyżewska E., Felsmann M.Z. 2013. Histopathology of liver and kidneys of wild living Mallards *Anas platyrhynchos* and Coots *Fulica atra* with considerable concentrations of lead and cadmium. *Science of the Total Environment* 450-451, 326-333.
- Błaszczuk M., Paluch J., Binkowski Ł.J., Rogoziński P., Stawarz R. 2016. The relationships between dry and wet weight of lung and tumor tissues influenced by the drying procedure. *Fresenius Environmental Bulletin* 25, 1755-1759.
- Blus L.J. 1994. A review of lead poisoning in swans. *Comparative Biochemistry and Physiology* 108C, 259-267.
- Cramp S. 1998. *Birds of the Western Palearctic, Concise Edition and CD-ROM Set*. University Press, Oxford.
- Duffus J.H. 2002. "Heavy metals" – a meaningless term? *Pure and Applied Chemistry* 74, 793-807.
- EC. 2006. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs 1881/2006. *Official Journal of the European Communities* 364, 5-24.
- Van Eeden P.H. 2003. Metal concentrations in selected organs and tissues of five Red-knobbed Coot (*Fulica cristata*) populations. *Water SA* 29, 313-322.
- Van Eeden P.H., Schoonbee H.J. 1996. Metal concentrations in liver, kidney, bone and blood of three species of birds from a metal-polluted wetland. *Water SA* 22, 351-358.
- Egna H.S., Boyd C.E. 1997. *Dynamics of pond aquaculture*. CRC Press, Boca Raton.
- EPA. 2011. Benefits and costs of the Clean Air Act 1990-2020, the second prospective study. Strona internetowa <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/benefits-and-costs-clean-air-act-1990-2020-second-prospective-study> (dostęp 2017-12-01).
- Gasparik J., Binkowski Ł.J., Jahnatek A., Smehyl P., Dobias M., Lukac N., Błaszczuk M., Semla M., Massanyi P. 2017. Levels of metals in kidney, liver, and muscle tissue and their influence on the fitness for the consumption of wild boar from western Slovakia. *Biological Trace Element Research* 177, 258-266.

- Di Giulio R.T., Scanlon P.F. 1984. Heavy metals in tissues of waterfowl from the Chesapeake Bay, USA. *Environmental Pollution* 35, 29-48.
- Haynes W.M. 2014. *Handbook of Chemistry & Physics*. CRC Press, Boca Raton.
- Hughes B., Kanstrup N., Zoun P.E.F., Kenntner N., Madsen J., Baccetti N., Reyre J.-P., Lamarque F., Pavat F., Roster T., Kuznetsov E., Diagana C. H., Mateo R., Celac S., Havranek F., Torda G., Boere G. C., Storksén O. R., Stipnice A., Nemtsov S. C., Lenten B. 2002. Lead poisoning in waterbirds through the ingestion of spent lead shot. *AEWA Special Issue* 1, 1-28.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kalisińska E., Salicki W., Mysłek P., Kavetska K.M., Jackowski A. 2004. Using the Mallard to biomonitor heavy metal contamination of wetlands in north-western Poland. *The Science of the Total Environment* 320, 145-161.
- Karimi M.-H. S., Hassanpour M., Pourkhabbaz A.-R., Błaszczyk M., Paluch J., Binkowski Ł.J. 2016. Trace element concentrations in feathers of five Anseriformes in the south of the Caspian Sea, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 22.
- Kozikowska I., Binkowski Ł.J., Szczepańska K., Sławska H., Miszczuk K., Śliwińska M., Laciak T., Stawarz R. 2013. Mercury concentrations in human placenta, umbilical cord, cord blood and amniotic fluid and their relations with body parameters of newborns. *Environmental Pollution* 182, 256-262.
- Lane T.W., Morel F.M.M. 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97, 4627-4631.
- Liu M.Q., Yanai J., Jiang R.F., Zhang F., McGrath S.P., Zhao F.J. 2008. Does cadmium play a physiological role in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*? *Chemosphere* 71, 1276-1283.
- Manahan S.E. 2003. *Toxicological Chemistry and Biochemistry*. CRC Press LLC, Boca Raton.
- Mateo R. 2009. Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries. W: *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*. The Peregrine Fund, Boise, 71-98.
- MŚ. 2005. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 marca 2005 r. w sprawie ustalenia listy gatunków zwierząt łownych. *Dziennik Ustaw* 45.
- Mudge G.P. 1983. The incidence and significance of ingested lead pellet poisoning in British wildfowl. *Biological Conservation* 27, 333-372.
- Nordberg G.F., Fowler B.A., Nordberg M., Friberg L.T. 2007. *Handbook on the toxicology of metals*. Elsevier, London.

- Pain D.J. 1990. Lead poisoning of waterfowl: a review. W: Matthews G. (Red.). IWRB symposium on managing waterfowl populations. Astrakhan, 172-181.
- Pain D.J. 1991. Why are lead-poisoned waterfowl rarely seen? The disappearance of waterfowl carcasses in the Camargue, France. *Wildfowl* 42, 118-122.
- Pain D.J., Rattner B.A. 1988. Mortality and hematology associated with the ingestion of one number four lead shot in black ducks *Anas rubripes*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 40, 159-164.
- Pain D.J., Sears J., Newton I. 1995. Lead concentrations in birds of prey in Britain. *Environmental Pollution* 87, 173-180.
- Sanderson G.C., Bellrose F.C. 1986. A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. Natural History Survey Division, Illinois.
- Scheetz C.D., Schreiber M. 2009. Dissolution, transport, and fate of lead on shooting range in the Jefferson National Forest near Blacksburg, VA, USA. *Environmental Geology* 58, 655-665.
- Scheuhammer A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environmental Pollution* 46, 263-295.
- Scheuhammer A.M., Norris S.L. 1996. The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. *Ecotoxicology* 5, 279-295.
- Scheuhammer A.M., Templeton D.M. 1998. Use of stable isotope ratios to distinguish sources of lead exposure in wild birds. *Ecotoxicology* 7, 37-42.
- Sinkakarimi M.H., Binkowski L.J., Hassanpour M., Rajaei G., Ahmadpour M., Levengood J.M. 2018. Metal concentrations in tissues of Gadwall and Common Teal from Miankaleh and Gomishan International Wetlands, Iran. *Biological Trace Element Research, W druku*.
- Svanberg F., Mateo R., Hillstrom L., Green A.J., Taggart M.A., Raab A., Meharg A.A. 2006. Lead isotopes and lead shot ingestion in the globally threatened marbled teal (*Marmaronetta angustirostris*) and white-headed duck (*Oxyura leucocephala*). *Science of the Total Environment* 370, 416-424.
- Szarek J., Felsmann M.Z., Markiewicz E. 2001. Cadmium levels in young coots originating from industrial and agricultural regions of north-middle Poland. *Polish Journal of Environmental Studies* 10, 489-491.
- Szymanowska A., Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. 1999. Heavy metals in three lakes in West Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 43, 21-29.
- Szymczyk K., Zalewski K. 2003. Copper, zinc, lead and cadmium content in liver and muscles of Mallards (*Anas platyrhynchos*) and other hunting fowl species in Warmia and Mazury in 1999-2000. *Polish Journal of Environmental Studies* 12, 381-386.
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B. 2006. *Principles of Ecotoxicology*. Taylor & Francis, Boca Raton.

- Wiehle D., Małczyk P., Chrzęścik P. 2010. Lower Skawa River Valley. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Important Bird Areas of international importance in Poland. OTOP, Marki, 406-408.
- Xu Y., Feng L., Jeffrey P.D., Shi Y., Morel F.M.M. 2008. Structure and metal exchange in the cadmium carbonic anhydrase of marine diatoms. *Nature* 452, 56-61.
- Zaborska A. 2014. Anthropogenic lead concentrations and sources in Baltic Sea sediments based on lead isotopic composition. *Marine Pollution Bulletin* 85, 99-113.
- Żbikowski R., Szefer P., Latała A. 2006. Distribution and relationships between selected chemical elements in green alga *Enteromorpha* sp. from the southern Baltic. *Environmental Pollution* 143, 435-448.

Kraków, 20 grudnia 2017 r.

.....*Łukasz Binkowski*.....