

Autoreferat

dr inż. Monika Kowalska-Górska

Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Wrocław, 2020

Spis treści

| | |
|--|----|
| 1. Imię i nazwisko..... | 3 |
| 2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe lub artystyczne – z podaniem podmiotu nadającego stopień, roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej. | 3 |
| 3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych lub artystycznych. | 3 |
| 4. Omówienie osiągnięć, o których mowa w art. 219 ust. 1 pkt. 2 Ustawy..... | 4 |
| 4.1. Temat dzieła: „Wpływ wybranych nanopierwiastków na potencjał biotyczny środowiska życia ryb” | 5 |
| 4.2. Towarzyszące osiągnięcia naukowo-badawcze:..... | 42 |
| 5. Informacja o wykazywaniu się istotną aktywnością naukową albo artystyczną realizowaną w więcej niż jednej uczelni, instytucji naukowej lub instytucji kultury, w szczególności zagranicznej. 53 | |
| 6. Informacja o osiągnięciach dydaktycznych, organizacyjnych oraz popularyzujących naukę lub sztukę..... | 57 |
| 7. Inne informacje..... | 60 |

1. Imię i nazwisko

Monika Kowalska-Górska

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe lub artystyczne – z podaniem podmiotu nadającego stopień, roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej.

| | |
|-----------|---|
| 1983-1987 | I Liceum Ogólnokształcące w Miliczu |
| 1987-1992 | Studia na Wydziale Zootechnicznym Akademii Rolniczej we Wrocławiu, uzyskując w 1992 r., dyplom z wyróżnieniem magistra inżyniera zootechniki ze specjalnością rybactwo stawowe, praca magisterska na temat: Porównanie przeżywalności, tempa wzrostu i strat triploidalnych hybryd pstrąga tęczowego z diploidami wybranych ryb łososiowatych (w pierwszym roku życia). |
| 1992-1994 | Pedagogiczne Studia Podyplomowe w Uniwersytecie Wrocławskim |
| 1999 | obrona pracy doktorskiej pt. „Miedź w środowisku i jej wpływ na ryby na podstawie badań karpia (<i>Cyprinus carpio</i> L.)” (promotor prof. dr hab. inż. Elżbieta Szulkowska-Wojaczek) - stopień doktora nauk rolniczych w zakresie zootechniki ze specjalnością limnologia i rybactwo |
| 2009-2010 | Studia Podyplomowe Politechniki Wrocławskiej, na Wydziale Inżynierii Środowiska w zakresie: „ <i>Technologia Wód, Ścieków i Odpadów</i> ” |
| 2011-2012 | Studia Podyplomowe na Wyższej Szkole Ekonomii i Innowacji w Lublinie pn. „ <i>Zarządzanie projektami badawczymi i pracami rozwojowymi</i> ”. |

3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych lub artystycznych.

W dniu 1 kwietnia 1994 r. zostałam zatrudniona w Akademii Rolniczej we Wrocławiu (obecnie w Uniwersytecie Przyrodniczym we Wrocławiu), gdzie pracuję do chwili obecnej na Wydziale Biologii i Hodowli Zwierząt w Zakładzie Limnologii i Rybactwa, początkowo na stanowisku asystenta, a od 1999 roku na stanowisku adiunkta.

4. Omówienie osiągnięć, o których mowa w art. 219 ust. 1 pkt. 2 Ustawy.

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło | IF | Pkt MNiSW | Udział* |
|----|---|------|--|--|-------|--------------|-----------------|
| 1 | Kowalska-Górska M., Senze M., Łuczyńska J., Czyż K. | 2020 | <i>Effects of the Ionic and Nanoparticle Forms of Cu and Ag on These Metals' Bioaccumulation in the Eggs and Fry of Rainbow Trout (Oncorhynchus mykiss W.)</i> | <i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i> , vol. 17, 6392, s. 1-16, DOI:10.3390/ijerph17176392 | 2,468 | 70 | 1,2,3,4,5,6,7,8 |
| 2 | Garncarek M., Kowalska-Górska M., Senze M., Czyż K. | 2019 | <i>The influence of available Cu and Au nanoparticles (NPs) on the survival of water fleas (Daphnia pulex)</i> | <i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i> , vol. 16, nr 19, s. 1-12, DOI:10.3390/ijerph16193617 | 2,468 | 70 | 1,2,3,4,5,6,7,8 |
| 3 | Kowalska-Górska M., Dziewulska K., Kulasza M. | 2019 | <i>Effect of copper nanoparticles and ions on spermatozoa motility of sea trout (Salmo trutta m. trutta L.)</i> | <i>Aquatic Toxicology</i> , vol. 211, s. 11-17, DOI:10.1016/j.aquatox.2019.03.013 | 3,794 | 140 | 1,2,3,4,5,6,7,8 |
| 4 | Kowalska-Górska M., Senze M., Polechoński R., Dobicki W., Pokorny P., Skwarka T. | 2015 | <i>Biocidal properties of silver-nanoparticles in water environments</i> | <i>Polish Journal of Environmental Studies</i> ; ISSN 1230-1485; vol. 24 nr 4 s. 1641-1647, DOI: 10.15244/pjoes/39554 | 0,79 | 15 | 1,2,3,4,5,6,7,8 |

*1-twórczy udział w koncepcji badań; 2- zbieranie literatury; 3- wykonanie eksperymentu; 4-opis wyników; 5- wykonanie obliczeń statystycznych; 6- napisanie wstępnej wersji pracy; 7- napisanie ostatecznej wersji pracy; 8- oznaczanie wybranych parametrów fizykochemicznych

4.1. Temat dzieła: „Wpływ wybranych nanopierwiastków na potencjał biotyczny środowiska życia ryb”

Na świecie znanych jest ponad dziewięć milionów różnych związków chemicznych, które mogą występować w różnych formach. Wg Agencji Unii Europejskiej ECHA (European Chemicals Agency) do 19.02.2020 zarejestrowano 22695 substancji chemicznych. Określenie wpływu wszystkich tych związków na środowisko wydaje się trudne do wykonania, w związku z tym należy skoncentrować się na takich, których wystąpienie w środowisku wydaje się być bardzo prawdopodobne, a istnienie zagrożenia bardzo realne. Zanieczyszczenia środowiska wodnego zależne są w znacznym stopniu od działalności człowieka. Za sprawą szybko rozwijającego się przemysłu chemicznego w ekosystemach wodnych pojawiają się nowe rodzaje zanieczyszczeń i z roku na rok jest ich coraz większa różnorodność. Ponieważ nowo powstałe systemy oczyszczania nie nadążają za pojawiającymi się nowymi składnikami ścieków, problem staje się coraz istotniejszy, szczególnie, że pojawiają się zanieczyszczenia, które chociaż są znane, to z nimi (w skali bardzo małych struktur) nie zawsze mieliśmy do tej pory do czynienia.

W ostatnich latach obserwuje się szczególnie dynamiczny rozwój jednej z gałęzi przemysłu, zajmującej się nanotechnologią, co skłoniło mnie do zainteresowania tą rozwijającą się szybko dziedziną (Kowalska-Górska i in. 2010). Opłacalność ekonomiczna oraz dostępne linie produkcyjne pozwalają wytwarzać produkty ze składnikami w skali nano, których przynajmniej jeden wymiar nie przekracza 100 nm. Popularność i zainteresowanie nanoproductami wynika z ich odmiennych właściwości fizycznych i chemicznych w porównaniu do odpowiedników w skali makro. Nanoskala pozwala wielokrotnie zwiększyć powierzchnię produktu w stosunku do objętości. Ten niewielki wymiar i duże powierzchnie produktów w skali nano umożliwiają lepsze ich oddziaływanie, np. bakteriobójcze czy grzybobójcze, a nawet powodują pojawienie się innych właściwości charakterystycznych jedynie dla formy nano (Aitken i in. 2004).

Aktualnie możliwa jest produkcja nanometali, np. nanosrebra (AgNPs), przy zastosowaniu licznych związków redukujących, metodami chemicznymi, fotochemicznymi (Chaudhary i in. 2014, Kowalska-Górska i in. 2010) jak również napromieniowaniem mikrofalami (Chen i in. 2009, Kowalska-Górska i in. 2010), czy metodą elektrochemiczną (Starowicz i in. 2006, Kowalska-Górska i in. 2010). Wymienione procesy technologiczne, z uwagi na wykorzystywane w nich substraty, są mocno obciążające środowisko naturalne, stąd poszukuje się innych metod produkowania nanopierwiastków – w jak najbardziej ekologiczny sposób – np. poprzez zastosowanie grzybów do ich syntezy (Song i Kim 2009). Zastosowanie wielorakich metod

otrzymywania nanopierwiastków prowadzi do powstawania różnorodnych produktów, a także preparatów, w których one są zawarte. Powoduje to dostępność na rynku niejednorodnych jakościowo nanomateriałów, które sprzedawane są samodzielnie, bądź jako dodatki, czy też mieszaniny materiałów. Nano składniki znajdujące się w produktach użytkowych trafiają ostatecznie do ścieków i odpadów (Biswas i Wu 2005). Z tego powodu istnieje duże prawdopodobieństwo, że przenikną one do środowiska glebowego i wodnego, a w konsekwencji staną się zagrożeniem dla życia flory i fauny i będą mogły wpłynąć w różny sposób na potencjał biotyczny środowiska życia ryb.

Nanoprodukty niestety szybko podlegają zmianom, między innymi ze względu na zmiany technik ich otrzymywania. Prostsze, tańsze metody wypierają z rynku starsze i droższe, co utrudnia niejednokrotnie kontynuację badań na tym samym produkcie. Do najbardziej popularnych nanoproduktów dostępnych na rynku należą nanosrebro (AgNPs), nanomiedź (CuNPs), a także nanozłoto (AuNPs). Oddziaływanie wyżej wymienionych nanopierwiastków na różne elementy środowiska jest coraz częściej tematem dyskusji w sferze naukowej, jak i społecznej. Szczególnie mocno zwraca się uwagę na ekosystemy wodne jako najbardziej zagrożone działaniem nanopierwiastków. To oddziaływanie wpływa bezpośrednio lub pośrednio na faunę i florę wodną i zależności troficzne występujące pomiędzy nimi. Przykładem jest wpływ nanopierwiastków na zooplankton, który stanowi pokarm naturalny dla większości gatunków ryb, w tym również ryb hodowlanych.

Uwzględniając pojawiające się w literaturze informacje o różnej wrażliwości organizmów wodnych na zastosowane stężenia, jak i na formy nanopierwiastków – należy pilnie gromadzić i aktualizować stan wiedzy z tego zakresu. Oczywistym jest, że nie ma możliwości przebadania wszystkich możliwych alternatyw, tym bardziej, że nowe formy nanopierwiastków pojawiają się stale na rynku. Nie mniej jednak problem obecności nanopierwiastków w środowisku wodnym staje się ważnym tematem rozmów o jakości ekologicznej zasobów wodnych (prawie na równi z problemem zanieczyszczenia plastikiem). Rosnąca świadomość ekologiczna w sferze politycznej i społecznej wymaga twardych dowodów – obiektywnych badań i wyników.

Nanoprodukty mają wiele korzystnych i praktycznych zastosowań. Powszechnie już znane działanie przeciwbakteryjne AgNPs, CuNPs, AuNPs (Bundschuh i in., 2018; Baeg i in., 2018; Dykman i Khlebtsov, 2011; Hordyjewska i in., 2014; Libralato i in., 2017; de Oliveira-Filho i in., 2004; Morsi i in., 2017; Yoon i in., 2007), możliwość oczyszczania wód gruntowych, czy też wody z jonów metali, albo zanieczyszczeń organicznych i mineralnych, a nawet możliwości ograniczające ilość wirusów w środowisku (Savage i Diallo 2005; Biswas i Wu 2005; Yoon i in. 2007). Zauważyłam zagrożenie – wielorodność nanoproduktów dostępnych na rynku, a także inne

oprócz korzystnych wpływów mogą i z pewnością mogą wystąpić i te negatywne. Nanopierwiastki występujące w środowisku mogą wpływać na organizmy w nim występujące w trojaki sposób: mogą być neutralne, stymulujące i inhibitujące. Najbardziej interesujące są koncentracje, które wpłynąć mogą na ograniczenie populacji. Warto poznać poziomy zanieczyszczeń, które mogą stanowić zagrożenie. Formy nano, to nie wynalazek człowieka. W środowisku występują i występowały naturalne zastosowania różnych form nano. Przykładem może być wędrowanie gekona po suficie. Jest to możliwe dzięki nanoodległościom, które są pomiędzy jego włoskami na nogach a powierzchnią. Te drobne siły występujące wówczas w wielu miejscach umożliwiają utrzymanie ciała gekona przy suficie (Piorański, 2007). Gąbka (*Euplectella aspergillum*) o wdzięcznej nazwie Wenera, lub w niektórych źródłach Wenus buduje koszyczek, którego krzemionka ma jedynie kilka nanometrów (Temellini, Hulmann, 2007).

W przyrodzie naturalne zastosowania „nanotechnologii” były znane od zawsze. Poznano je bliżej pod koniec XX wieku. Należy zatem dbać o jej kruchą równowagę w przyrodzie i pamiętać, że co za dużo, to nie zawsze zdrowo. Z tego powodu należy nie tylko zwracać uwagę na korzyści wynikające z nanotechnologii, ale także na potencjalne zagrożenia. Z pewnością chcemy mieć wędki wykonane z nanowłókien, które są lekkie i wytrzymałe, bezpieczną bieliznę, która nie pozwoli na osiadanie na niej bakterii czy wirusów, jednakże musimy pamiętać, że część z tych nanoelementów może przedostawać się do środowiska. Kiedy nanozanieczyszczenia przedostaną do środowiska wodnego podlegają procesowi rozpuszczenia, mogą: przeniknąć do organizmu na drodze dyfuzji, adsorbować się na powierzchni organizmu, przedostać się przez błonę komórkową/ścianę komórkową, wniknąć do jądra komórkowego, a nawet wpłynąć na zmiany DNA. Podstawowym jednak pytaniem jest czy mogą one wpłynąć na przeżywalność organizmów wodnych, czyli na potencjał biotyczny. W badaniach środowiska wodnego należy uwzględnić zooplankton, jako podstawowy pokarm ryb oraz roślinność wodną, która ma istotne znaczenie dla życia ryb jako miejsce schronienia, dla niektórych ryb stanowić może także pokarm. Nanopierwiastki wpływają również na plemniki, których ruch ma niebagatelne znaczenie w procesie zapłodnienia zewnętrznego występującego u większości ryb słodkowodnych. Natomiast dla ikry nanopierwiastki mogą stanowić alternatywę dla środków stosowanych podczas inkubacji ikry przeciwko rozwojowi szczególnie grzybów. Na ten temat zwrócili uwagę Soltani i in. (2011) wykorzystując do badań nanosrebro w trakcie inkubacji pstrąga tęczowego w dawkach 0,5-4 mg/dm³. Potencjał biotyczny jest wyznaczany na podstawie przeżywalności, płodności, toteż wpływ nanopierwiastków na przeżywalność pokarmu, plemników, czy też na ikrę i kumulację pierwiastków w organizmie może mieć wpływ na ten potencjał dla ryb.

Z tego powodu zaplanowałam eksperymenty mające na celu ukazanie wpływu nanopierwiastków na potencjał biotyczny, czyli na przeżywalność: zooplanktonu, roślin jako potencjalnego pokarmu ryb, plemników, czy też ikry, a także wpływu zastosowania nanopierwiastków podczas inkubacji ikry na zawartość zastosowanych metali w ikrze i w wylęgu.

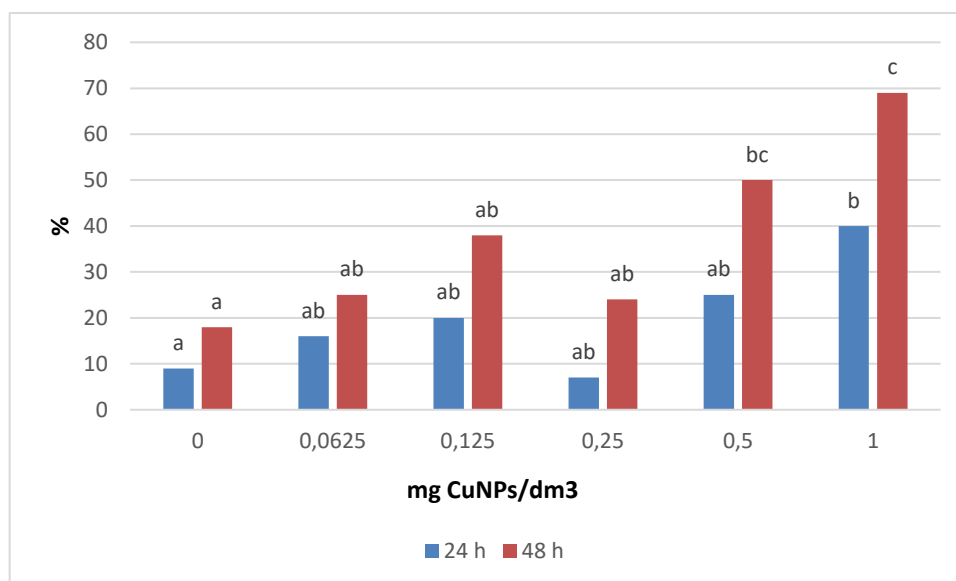
Zooplankton

W ramach przeprowadzonych badań (Garncarek i in. 2019) zrealizowane zostały eksperymenty mające na celu oszacowanie wartości LC_{50} (stężenie powodującego w danym czasie śmiertelność 50% osobników) dla dwóch nanopierwiastków: miedzi oraz złota, w stosunku do rozwielitek (*Daphnia pulex*). Zastosowano stężenia od 0 do 1 mg/dm³, każde niższe tężenie uzyskano mnożąc wartość przez 1/2. Badania zespołu Kowalska-Górska i in. (Garncarek i in. 2019) czynione w ciągu 48 godzin określania ostrej toksyczności, pozwoliły na obliczenie wartości 48 h LC_{50} dla nanomiedzi na poziomie 0,5117 mg/dm³, natomiast 24 h LC_{50} – powyżej 1 mg/dm³. Dla nanozłota wartość LC_{50} po 48 h wyniosła 0,1007 mg/dm³, a po 24 h - 0,4027 mg/dm³ (tab. 1).

Określono również wpływ badanych nanopierwiastków na rozród rozwielitek. CuNPs w stężeniu 0,0625 mg/dm³ i 0,125 mg/dm³ (rys. 1a), pomimo śmiertelności wyższej niż w przypadku grupy kontrolnej, stymulowało wzmożone ich namnażanie. Niższa śmiertelność w stężeniu 0,25 mg/dm³ może być związana z tym, że w wyższym stężeniu szybciej zachodzi proces aglomeracji nanopierwiastków.

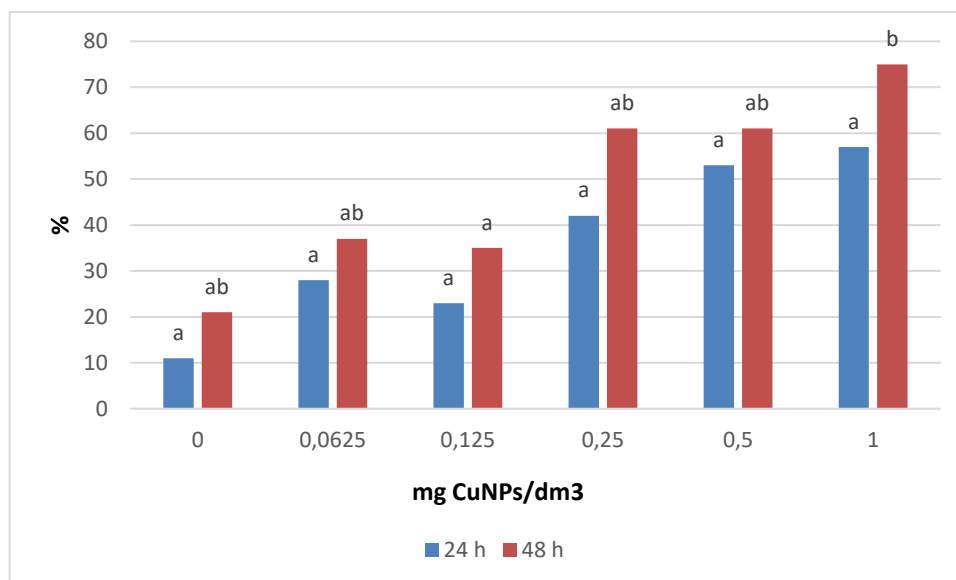
Tab. 1. Wartości LC_{50} nanomiedzi i nanozłota dla *Daphnia pulex* żyjących w ich roztworach w okresie 24- i 48-godzin (Garncarek i in. 2019).

| NPs | <i>Daphnia pulex</i> dorosła/młoda | LC_{50} (mg/dm ³) | |
|-------|---------------------------------------|---------------------------------|---------|
| | | Po 24 h | Po 48 h |
| CuNPs | Dojrzałe | - | 0,5117 |
| | Młode | - | 0,1117 |
| AuNPs | Dojrzałe | 0,4027 | 0,1007 |
| | Młode | 0,0776 | 0,5853 |

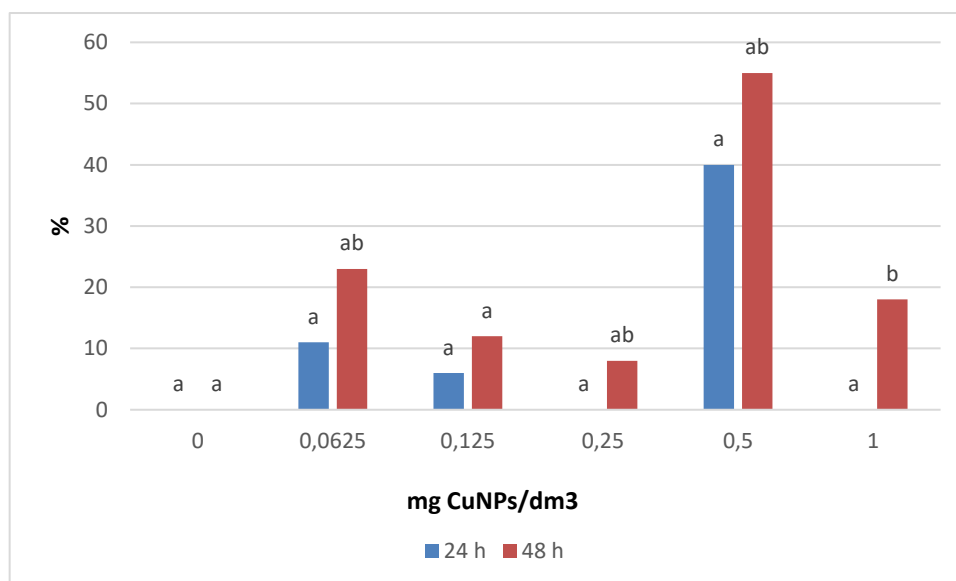


Rys. 1a. Śmiertelność osobników *Daphnia pulex* (%) w zależności od koncentracji nanomiedzi po 24 i 48 h (Garncarek i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$).

Natomiast w przypadku AuNPs, stężenie 1 mg/dm³ wpływało na znaczną śmiertelność, a także działało hamująco na rozmnażanie osobników *Daphnia pulex* (rys. 1b). Podobnie jak w przypadku nanomiedzi, tak i w badaniach nanozłota zaobserwowano, że w stężeniu 0,125 mg/dm³ miała miejsce niższa śmiertelność, prawdopodobnie z tych samych powodów.



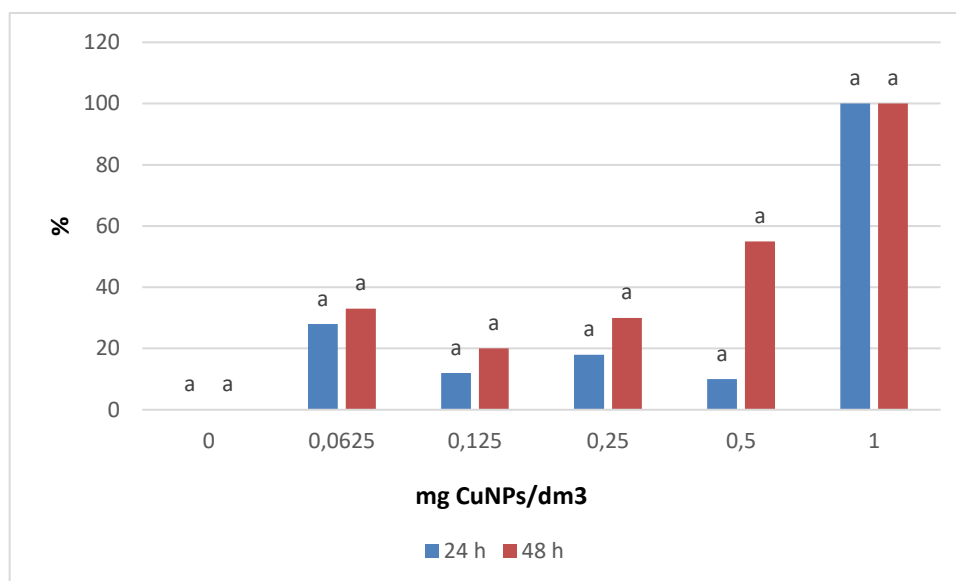
Rys. 1b. Śmiertelność osobników *Daphnia pulex* (%) w zależności od koncentracji nanozłota po 24 i 48 h (Garncarek i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$).



Rys. 1c. Śmiertelność młodych osobników *Daphnia pulex* (%) w zależności od koncentracji nanomiedzi po 24 i 48 h (Garcarek i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$).

CuNPs w stężeniu 0,0625 mg/dm³ i 0,125 mg/dm³ (rys. 1a), pomimo śmiertelności wyższej niż w przypadku grupy kontrolnej, stymulowała wzmożone ich namnażanie, ale młode osobniki były stosunkowo długo narażone na szkodliwe działanie i prawdopodobnie z tego powodu ich przeżywalność była niższa (rys. 1c) niż w grupie o stężeniu 0,25 mg/dm³ w której zdecydowanie później pojawiły się młode osobniki, przez co krócej były narażone na oddziaływanie toksykanta.

AuNPs w stężeniu 1 mg/dm³ nie tylko znacząco wpływało na śmiertelność dojrzałych ale także młodych osobników, przy czym dla młodych było śmiertelny dla 100% osobników (rys. 1d). AuNPs okazało się szkodliwe bardziej śmiertelne dla starszych niż młodych osobników, jednakże może być to spowodowane krótszym czasem ekspozycji na AuNPs.



Rys. 1d. Śmiertelność osobników *Daphnia pulex* (%) w zależności od koncentracji nanosrebro po 24 i 48 h (Garncarek i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$).

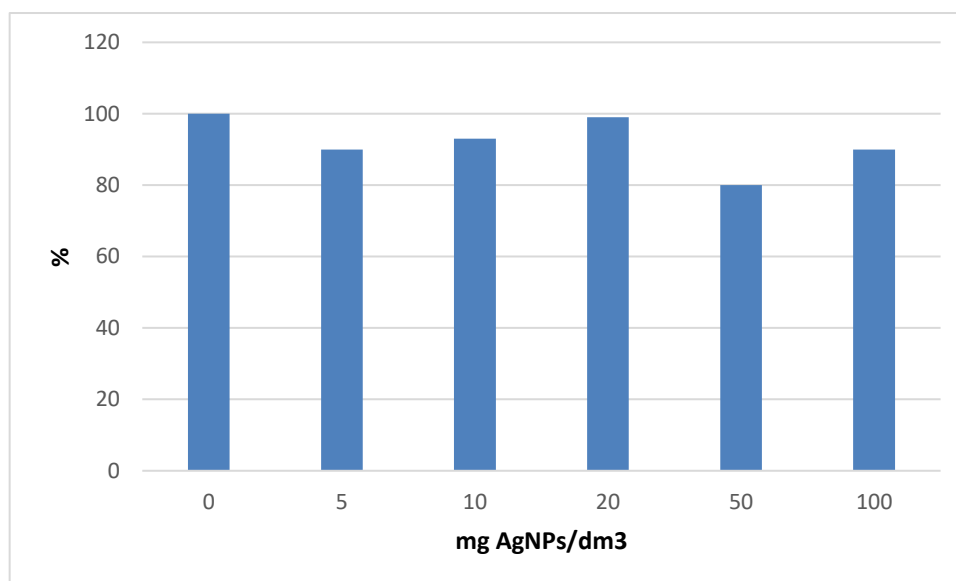
Śmiertelność była poniżej 50% po 24-godzinnej inkubacji z użyciem roztworów nanomiedzi w każdej z badanych prób, więc LC_{50} jest z pewnością wyższa niż 1 mg/dm^3 . Wyniki naszych eksperymentów (Garncarek i in. 2019) są zgodne z wcześniej opublikowanymi badaniami dotyczącymi wpływu CuONPs na *Daphnia magna*, które wskazują na wartość $LC_{50} = 2,5578 \text{ mg/dm}^3$ (Jo i in. 2012) lub nawet $LC_{50} = 7,85 \text{ mg/dm}^3$ (Khoshnoon i in. 2012). Należy zwrócić uwagę, na fakt, że po 24-godzinnej inkubacji *Daphnia pulex* w roztworach CuNPs w stężeniu $0,25 \text{ mg/dm}^3$ organizmy te przeżywają lepiej niż w grupie kontrolnej. Może to świadczyć o niedostatku tego pierwiastka w grupie kontrolnej, bądź stymulacji kondycji poprzez zastosowanie niewielkich dawek CuNPs, ale również o tym, że ta dawka może mieć działanie bakteriobójcze i grzybobójcze, co również może wpływać na przeżywalność. Z kolei stymulacja rozrodu w tych stężeniach może świadczyć o tym, że organizmy mogą w obliczu zagrożenia potrzebować spełnić swoją biologiczną rolę – doprowadzić do rozrodu. Po 48-godzinnej inkubacji pchły wodnej w roztworach ze stężeniem nanomiedzi, LC_{50} wyliczono na $0,5117 \text{ mg/dm}^3$. Dowodzi to, że toksyczność nanocząsteczek zwiększa się wraz ze wzrostem czasu narażenia i toksyczność CuNPs jest skorelowana z czasem inkubacji. Potwierdzają to badania Khoshnooda i in. (2012), w których LC_{50} dla *D. magna* po 24 h inkubacji CuONPs wynosił $7,85 \text{ mg/dm}^3$, a po 48 h inkubacji $LC_{50} = 6,62 \text{ mg/dm}^3$.

Zahamowanie rozrodu rozwielitki wykazano w badaniach Taylor i in. (2016). Cytowani autorzy zaobserwowali, że dodawanie jonów miedzi w stężeniu 1 g/dm^3 do wody zahamowało

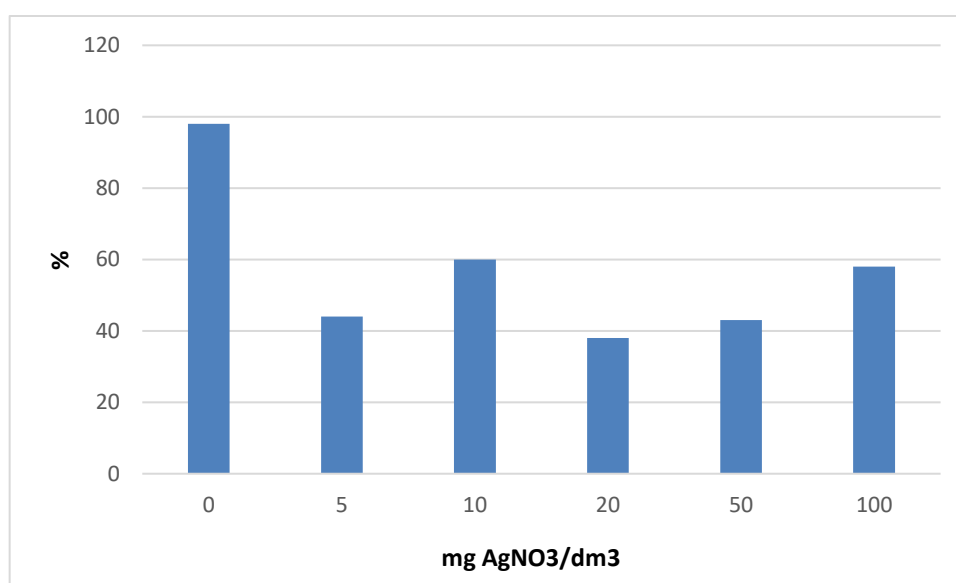
reprodukcję o 9% i dodanie jonów miedzi o stężeniu $1,8 \text{ g/dm}^3$ zmniejszyło rozmnażanie o 30% w porównaniu z próbką kontrolną. Może to stanowić wyjaśnienie zachowania minimalnych populacji rozwielitek w jeziorach silnie zanieczyszczonych jonami miedzi.

Po 24-godzinnej ekspozycji dojrzałej *Daphnia pulex* na roztwory z dodatkiem AuNPs LC_{50} wynosił $0,4027 \text{ mg/dm}^3$, a po 48-godzinnej ekspozycji LC_{50} wynosił $0,1007 \text{ mg/dm}^3$. Najbardziej toksyczne stężenie powodujące śmierć 56% osób po pierwszej dobie inkubacji i około 75% po drugiej dobie inkubacji wynosiło 1 mg/dm^3 . Dane literaturowe wskazują, że wartości LC_{50} dla *Daphnia magna* inkubowanej w roztworze AuNPs przez 48 h wynosiło $0,32 \text{ mg/dm}^3$ (Liu i in. 2014) i $0,5 \text{ mg/dm}^3$ (Skjolding i in. 2014). Badanie Li i in. (2010) sugerowało znacznie wyższą wartość LC_{50} niż w innych badaniach dla *Daphnia magna*, a jej wartość oszacowano na około 70 mg/dm^3 . Wartości LC_{50} dla *Daphnia pulex* są znacznie niższe od wartości LC_{50} dla *Daphnia magna*, najprawdopodobniej ze względu na fakt różnic w wielkości obu gatunków (*D. pulex* jest prawie dwukrotnie mniejszy), co może wpływać na pobieranie większej dawki nanosrebro przez *D. magna*. Różnice pomiędzy *D. magna* a *D. pulex* wskazują na konieczność badań nie tylko na organizmach modelowych, ale na wszystkich organizmach potencjalnie narażonych na ryzyko.

W badaniach Kowalskiej-Górskiej i in. (2011) dotyczących *Daphnia pulex* porównano oddziaływanie nanomiedzi i nanosrebro, natomiast porównanie oddziaływania form nano oraz jonowej formy opisano w pracy przedstawiającej badania dotyczące larw solowca (*Artemia salina*). W analizach wykorzystano azotan srebra (forma jonowa) do porównania z nanosrebrem (AgNPs). Ten pierwszy okazał się bardziej toksyczny niż to samo stężenie AgNPs. Stężenie 50 mg/dm^3 w jednym powtórzeniu wpłynęło na średni wynik przeżywalności AgNPs, ponieważ jednorazowo osiągnięto tylko 60%, podczas, gdy w dwóch pozostałych było na poziomie większym – 80% (rys. 3). Nawet najwyższe śmiertelności i tak były niższe niż w przypadku zastosowania AgNO_3 . Na uwagę zasługuje nieliniarna zależność przeżywalności od stężenia, co zaobserwowano również w badaniach na *Daphnia pulex*. Stosowanie AgNPs w dawkach niższych od AgNO_3 wpływałoby bardziej korzystnie na środowisko wodne, bo niższe stosowane dawki i wyższa dawka stanowiąca dla nich zagrożenie to dwie bardzo pozytywne cechy. Dostrzec można duże zróżnicowanie pomiędzy rodzajem nanometalu, ale również pomiędzy formą metalu – jonowa lub nano. Larwy solowca okazały się być bardziej wrażliwe na nanosrebro (rys. 2a) niż na srebro jonowe (rys. 2b).



Rys. 2a. Średnia przeżywalność larw solowca (*Artemia salina*) (%) w różnych koncentracjach nanosrebra AgNPs, n=3 (Kowalska-Górska i in. 2011)



Rys. 2b. Średnia przeżywalność larw solowca (*Artemia salina*) (%) w różnych koncentracjach azotanu srebra, n=3 (Kowalska-Górska i in. 2011). Podane stężenia dotyczą koncentracji metalu.

Rośliny

Na biobójcze, a zarazem selektywne oddziaływanie nanosrebra, wobec różnych gatunków roślin, zwrócono uwagę podczas badań związanych z problemem masowych zakwitów zbiorników wodnych przez glony (Kowalska-Górska i in. 2011). Obiektem badań była rzęsa wodna (*Lemna minor*), która ma tendencje do gwałtownego wzrostu i rozmnażania się, gdy tylko

pojawiają się sprzyjające jej warunki bytowania. Rzęsę przetrzymywano w roztworach nanosrebra w ilościach identycznych jak larwy solowca: 0, 1, 2, 3, 4, 5, 10, 20, 50, 100 mg Ag/dm³. Źródłem metalu był preparat NANO SILVER (Nanoco), zawierający 2,0 g Ag/dm³ (Ława, 2007). W przypadku zastosowania tych samych stężeń preparatu na rzęsę drobną i larwy solowca można przypuszczać, że stężenia stosowane i szkodliwe dla rzęsy a nieszkodliwe dla larw artemii mogłyby być wykorzystywane do walki z zakwitami. Niestety preparat ten zniknął z rynku i nie były możliwe dalsze badania nad jego zastosowaniem.

Zakwity są poważnym problemem w gospodarce rybackiej oraz prawidłowym utrzymaniu zbiorników wodnych (sportowych, kąpielisk, parkowych). Nadmierny rozrost glonów zwalcza się w sposób fizyczny, chemiczny lub biologiczny. Metody fizyczne (wybieranie, odławianie na sitach, niszczenie mechaniczne) są pracochłonne i nie gwarantują utrzymania pożądanego efektu w długiej perspektywie czasu. Skuteczniejsze są metody chemiczne. Jednakże ich zastosowanie (np. siarczanu miedzi) wskutek ograniczonej selektywności może być toksyczne dla niektórych bezkręgowców wodnych i ryb. Metody biologiczne (wykorzystujące naturalnych konsumentów roślin powodujących zakwity) służące do zwalczania zakwitów zapewniają większe bezpieczeństwo środowiskowe, są jednak powolne w działaniu i w przypadku występowania masowych zakwitów powodujących zagrożenie życia dla ryb okazują się nieskuteczne (Lipiec, 2004). Presja czasu, zastosowanie szerokiego spektrum aktywności metody, a przede wszystkim koszty przeprowadzenia zabiegów zwalczania organizmów szkodliwych i/lub niepożądanych, skłaniają rybaków do stosowania np. Roundupu, czy innych pestycydów w ochronie zbiorników wodnych przed zakwitami (Ława, 2007; Kowalska-Górska i in. 2011).

Preparaty zawierające nanosrebro można by zatem stosować do walki z zakwitem rzęsy drobnej (*Lemna minor*) przy jednoczesnym zachowaniu cennych i pożądanых cech dla poprawy warunków zdegradowanych zbiorników, w których bytują organizmy filtrujące (zooplankton). Zastosowanie tradycyjnego preparatu biobójczego zawierającego m.in. azotan srebra jest w tym przypadku bardziej szkodliwe dla organizmów wodnych, w porównaniu do preparatów opartych o nanosrebro koloidalne (rys. 4). Dzięki wybiórczemu działaniu preparat taki mógłby ograniczać nadmierny przyrost masy zielonej w zbiornikach wodnych i tym samym zmniejszać możliwość występowania tzw. zakwitów wody lub ekspansji niepożądanych roślin. Ze względu na przeprowadzone już wcześniej badania na rzęsie drobnej (Kowalska-Górska i in. 2008), choć nie umieszczone w publikacjach oryginalnych, zaplanowano badania na innych roślinach wodnych.

Uwikło (*Oedogonium sp.*), mech jawajski (*Versicularia dubyana*) i lagarosyfon (*Lagarosyphon madagascariensis*)

Zjawisko odmiennej toksyczności nanopierwiastków w zależności od ich koncentracji oraz w powiązaniu z różną wrażliwością gatunkową zauważono w badaniach roślin. Markerem wpływu był stan ich przyrostu i przeżywalności (Kowalska-Górska i in. 2015). Wyniki eksperymentów z różnymi koncentracjami AgNPs wykazały, że *Oedogonium sp.* okazało się bardzo wrażliwe na AgNPs działanie w porównaniu z *Versicularia dubyana* oraz *Lagarosyphon madagascariensis* (tab. 2a, 2b, 2c). Rośliny traktowano roztworami nanocząsteczkowego srebra (AgNPs) w stężeniach od 0 do 10,0 mg/dm³. Notowano zmianę toksyczności związanej ze zróżnicowanym stężeniem metalu poprzez obserwację morfologii roślin.

Tab. 2a. Średnia wielkość (mm) i przeżywalności uwikła (*Oedogonium sp.*), przebywającego w różnych koncentracjach AgNPs w kolejnych dniach trwania doświadczenia (Kowalska-Górska i in. 2015). Legenda: A- zmiana koloru rośliny (A₁-ciemnozielony, A₂ – szary, A₃ – brązowy, A₄-czarny), B-martwa roślina, nc-brak zmian morfologicznych

| Zawartość AgNPs (mg/dm ³) | 1 Dzień | 2 Dzień | 3 Dzień | 4 Dzień | 5 Dzień | 6 Dzień | 7 Dzień | 8 Dzień | 9 Dzień | 10 Dzień |
|---------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 0,0 | 1,00 (nc) | 1,04 (nc) | 1,10 (nc) | 1,16 (nc) | 1,23 (nc) | 1,28 (nc) | 1,37 (nc) | 1,39 (nc) | 1,43 (nc) | 1,46 (nc) |
| 0,1 | 1,00 (nc) | 1,03 (nc) | 1,07 (nc) | 1,13 (A ₁) | 1,20 (A ₁) | 1,24 (A ₁) | 1,30 (A ₁) | 1,33 (A ₁) | 1,35 (A ₁) | 1,37 (A ₁) |
| 0,2 | 1,00 (nc) | 1,01 (nc) | 1,05 (A ₁) | 1,09 (A ₁) | 1,14 (A ₁) | 1,20 (A ₁) | 1,24 (A ₁) | 1,27 (A ₁) | 1,35 (A ₁) | 1,34 (A ₁) |
| 0,5 | 1,00 (nc) | 1,01 (nc) | 1,05 (A ₁) | 1,09 (A ₁) | 1,14 (A ₁) | 1,20 (A ₁) | 1,21 (A ₁) | 1,26 (A ₁) | 1,30 (A ₁) | 1,30 (A ₁) |
| 1,0 | 1,00 (A ₂) | 1,00 (A ₂) | 1,01 (A ₂ /B) | 1,02 (A ₂ /B) | 1,04 (A ₂ /B) | 1,04 (A ₂ /B) | 1,04 (A ₂ /B) | 1,04 (A ₂ /B) | 1,04 (A ₂ /B) | 1,05 (A ₂ /B) |
| 2,0 | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,01 (A ₂ /B) | 1,01 (A ₂ /B) | 1,01 (A ₂ /B) | 1,01 (A ₂ /B) | 1,01 (A ₂ /B) | 1,01 (A ₂ /B) | 1,01 (A ₂ /B) | 1,01 (A ₂ /B) |
| 5,0 | 1,00 (A ₃ /B) | 1,00 (A ₃ /B) | 1,01 (A ₃ /B) | 1,01 (A ₃ /B) | 1,01 (A ₃ /B) | 1,01 (A ₃ /B) | 1,01 (A ₃ /B) | 1,01 (A ₃ /B) | 1,01 (A ₃ /B) | 1,01 (A ₃ /B) |
| 10,0 | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) | 1,00 (A ₄ /B) |

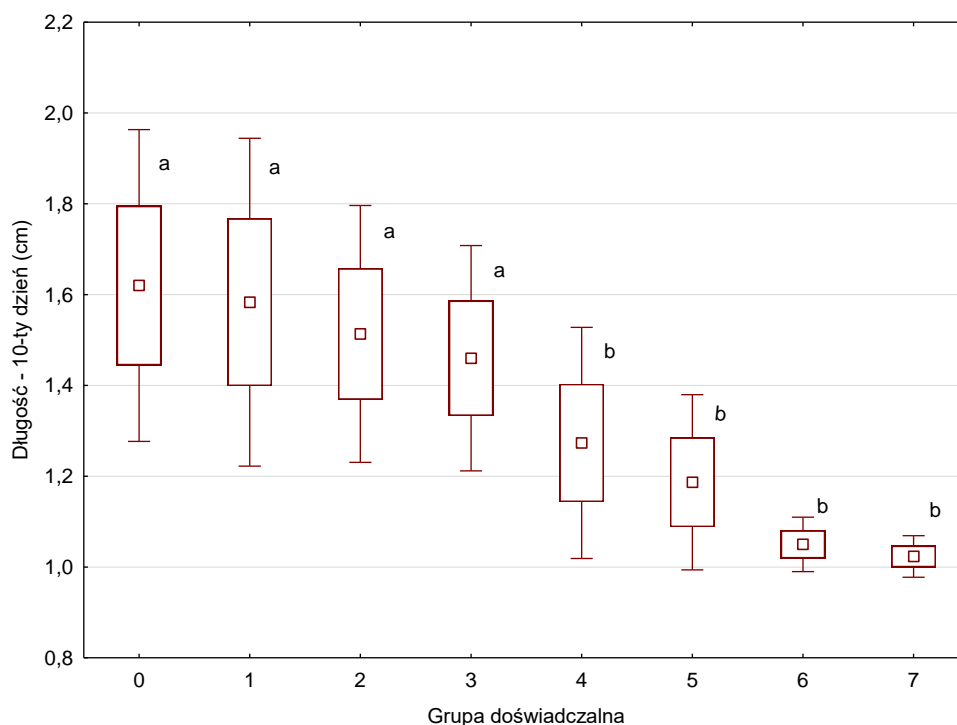
Tab. 2b. Średnia wielkość (mm) i przeżywalności mchu jawajskiego (*Versicularia dubyana*) przebywającego w różnych koncentracjach AgNPs w kolejnych dniach trwania doświadczenia (Kowalska-Górska i in. 2015). Legenda: A- zmiana koloru rośliny (A₁-ciemnozielony, A₂ – szary), B-martwa roślina, nc-brak zmian morfologicznych

| Zawartość AgNPs (mg/dm ³) | 1 Dzień | 2 Dzień | 3 Dzień | 4 Dzień | 5 Dzień | 6 Dzień | 7 Dzień | 8 Dzień | 9 Dzień | 10 Dzień |
|---------------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 0,0 | 1,00 (nc) | 1,04 (nc) | 1,12 (nc) | 1,17 (nc) | 1,25 (nc) | 1,29 (nc) | 1,36 (nc) | 1,40 (nc) | 1,43 (nc) | 1,43 (nc) |
| 0,1 | 1,00 (nc) | 1,04 (nc) | 1,11 (nc) | 1,17 (nc) | 1,24 (nc) | 1,28 (nc) | 1,36 (nc) | 1,38 (nc) | 1,43 (nc) | 1,43 (nc) |
| 0,2 | 1,00 (nc) | 1,02 (nc) | 1,09 (nc) | 1,14 (nc) | 1,20 (nc) | 1,24 (nc) | 1,30 (nc) | 1,35 (nc) | 1,40 (nc) | 1,40 (nc) |
| 0,5 | 1,00 (nc) | 1,01 (nc) | 1,05 (nc) | 1,08 (nc) | 1,14 (A ₁) | 1,18 (A ₁) | 1,23 (A ₁) | 1,26 (A ₁) | 1,37 (A ₁) | 1,37 (A ₁) |
| 1,0 | 1,00 (nc) | 1,01 (A ₁) | 1,05 (A ₁) | 1,09 (A ₁) | 1,15 (A ₂) | 1,18 (A ₂) | 1,23 (A ₂) | 1,25 (A ₂) | 1,27 (A ₂) | 1,27 (A ₂) |
| 2,0 | 1,00 (A ₁) | 1,01 (A ₁) | 1,05 (A ₁) | 1,07 (A ₂) | 1,13 (A ₂) | 1,19 (A ₂) | 1,20 (A ₂) | 1,20 (A ₂) | 1,20 (A ₂) | 1,20 (A ₂) |
| 5,0 | 1,00 (A ₂) | 1,00 (A ₂) | 1,03 (A ₂ /B) | 1,03 (A ₂ /B) | 1,03 (A ₂ /B) | 1,03 (A ₂ /B) | 1,03 (A ₂ /B) | 1,03 (A ₂ /B) | 1,03 (A ₂ /B) | 1,03 (A ₂ /B) |
| 10,0 | 1,00 (A ₂) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) | 1,00 (A ₂ /B) |

Tab. 2c. Średnia wielkość (mm) i przeżywalności lagarosyfony madagaskarskiego (*Lagarosiphon madascariensis*) przebywającego w różnych koncentracjach AgNPs w kolejnych dniach trwania doświadczenia (Kowalska-Górska i in. 2015). Legenda: A- zmiana koloru rośliny (A₁-ciemnozielony, A₂ – szary), B-martwa roślina, nc-brak zmian morfologicznych

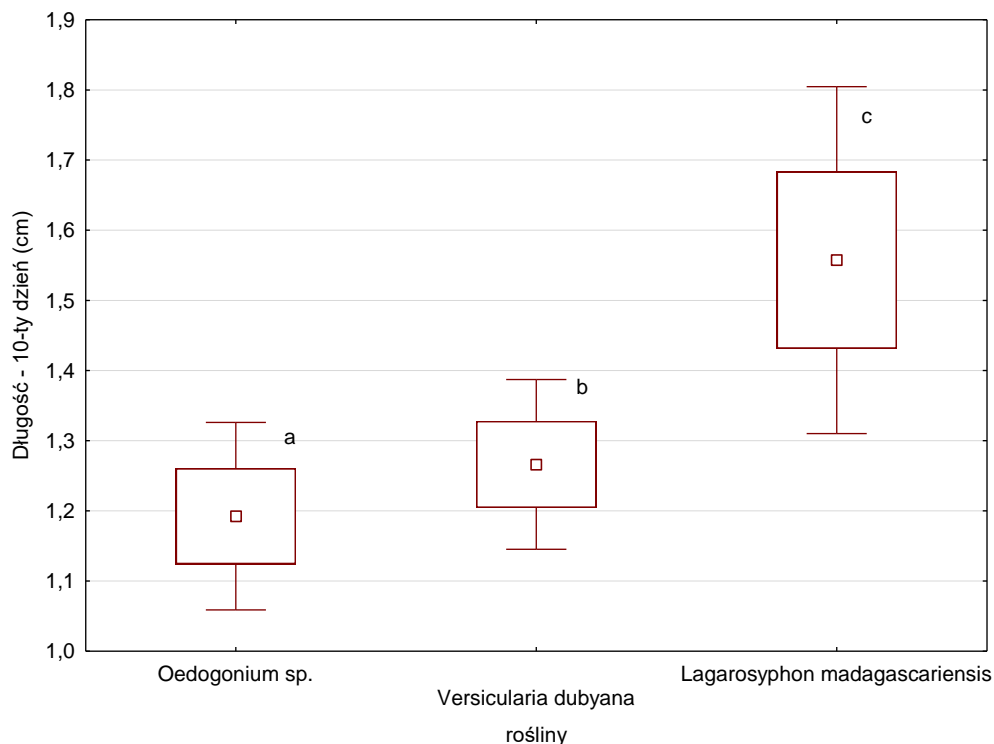
| Zawartość AgNPs (mg/dm ³) | 1 Dzień | 2 Dzień | 3 Dzień | 4 Dzień | 5 Dzień | 6 Dzień | 7 Dzień | 8 Dzień | 9 Dzień | 10 Dzień |
|---------------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 0,0 | 1,00 (nc) | 1,14 (nc) | 1,21 (nc) | 1,37 (nc) | 1,44 (nc) | 1,58 (nc) | 1,66 (nc) | 1,78 (nc) | 1,85 (nc) | 1,97 (nc) |
| 0,1 | 1,00 (nc) | 1,09 (nc) | 1,20 (nc) | 1,30 (nc) | 1,41 (nc) | 1,50 (nc) | 1,66 (nc) | 1,74 (nc) | 1,83 (nc) | 1,95 (nc) |
| 0,2 | 1,00 (nc) | 1,08 (nc) | 1,12 (nc) | 1,24 (nc) | 1,30 (nc) | 1,44 (nc) | 1,50 (nc) | 1,65 (nc) | 1,70 (nc) | 1,80 (nc) |
| 0,5 | 1,00 (nc) | 1,05 (nc) | 1,09 (nc) | 1,15 (nc) | 1,23 (nc) | 1,38 (nc) | 1,43 (A ₁) | 1,56 (A ₁) | 1,60 (A ₁) | 1,71 (A ₁) |
| 1,0 | 1,00 (nc) | 1,04 (nc) | 1,05 (A ₁) | 1,09 (A ₁) | 1,15 (A ₁) | 1,20 (A ₂) | 1,23 (A ₂) | 1,27 (A ₂) | 1,30 (A ₂) | 1,50 (A ₂) |
| 2,0 | 1,00 (A ₁) | 1,03 (A ₁) | 1,06 (A ₁) | 1,09 (A ₂) | 1,14 (A ₂) | 1,19 (A ₂) | 1,20 (A ₂) | 1,22 (A ₂) | 1,26 (A ₂) | 1,35 (A ₂) |
| 5,0 | 1,00 (A ₂) | 1,02 (A ₂) | 1,04 (A ₂ /B) | 1,05 (A ₂ /B) | 1,09 (A ₂ /B) | 1,06 (A ₂ /B) | 1,07 (A ₂ /B) | 1,09 (A ₂ /B) | 1,09 (A ₂ /B) | 1,11 (A ₂ /B) |
| 10,0 | 1,00 (A ₂) | 1,02 (A ₂ /B) | 1,03 (A ₂ /B) | 1,05 (A ₂ /B) | 1,05 (A ₂ /B) | 1,06 (A ₂ /B) | 1,06 (A ₂ /B) | 1,07 (A ₂ /B) | 1,07 (A ₂ /B) | 1,07 (A ₂ /B) |

Już w drugim dniu trwania doświadczenia z AgNPs zaobserwowano wpływ nanometalu na wzrost roślin, w sposób wprost proporcjonalny do stężenia. Zauważony efekt był najbardziej wyraźny w 10 dniu trwania doświadczenia (rys. 3). Stężenia powyżej 1 mg/dm³ najistotniej wpływały na długość roślin, które w tych stężeniach wyraźnie ulegały zniszczeniu.



Rys. 3. Zróznicowanie średniej długości roślin przebywającego różnymi koncentracjami AgNPs (mg/dm^3) (Kowalska-Górska i in. 2015). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$).

Pomiędzy badanymi gatunkami roślin zaobserwowano wyraźne różnice w zależności od czasu przebywania, przykładowe różnice w dniu 10 przedstawiono na poniższym rysunku (rys. 4). Można zatem zastosować produkty nano do walki z wybranymi roślinami bez szkody dla innych. Jednakże określenie tego należałoby wykonać na dostępnych w danym momencie na rynku produktach.



Rys. 4. Różnice w średniej długości roślin w 10-tym dniu eksperymentu z AgNPs (Kowalska-Górska i in. 2015). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$).

Zmiana koloru roztworu Ag-nano-cząsteczek na szary została zaobserwowana w kolejnym dniu po rozpoczęciu eksperymentu. Spowodowane było to oksydacją nanosrebra. Efekt ten potwierdzono również w innych publikacjach (Szczepanowicz i in. 2010; Rodriguez-Leon i in. 2013). Intensywność barwienia roztworu wzrosła wraz z koncentracją Ag i trwała do piątego dnia eksperymentu. Po tym okresie, roztwory testowe stopniowo traciły swój kolor. Obserwowane zmiany koloru wody na brązowo-czarne zostały uznane za normalny efekt, ale ciemny kolor daje powód, by sądzić, że wysokie stężenia nanocząsteczek ograniczają przepuszczalność światła w wodzie. Czynniki te mogą być zabójczymi dla organizmów wodnych (ograniczona zdolność do fotosyntezy, niska produkcja tlenu, śmiertelność roślin).

Dotatki o wysokiej zawartości AgNPs mogą znacznie ograniczyć wzrost roślin (liści, korzeni, łodyg) bez całkowitego ich zniszczenia. Co więcej, zmiany fizjologiczne w innych badaniach były odzwierciedlone również w ograniczonym metabolizmie, aktywności chlorofilu, lub zmianach w ilości i składzie występujących w roślinie tłuszczach (Aghajani i in. 2013, Oukarroum i in. 2013, Lee i in. 2011). Efekt zahamowania wzrostu u roślin wyższych lub biobójcza aktywność AgNPs w stosunku do zielonych glonów może zostać rozważona podczas

badań nad selektywnym ograniczaniem nadmiernego przyrostu roślin zielonych w zbiornikach wodnych.

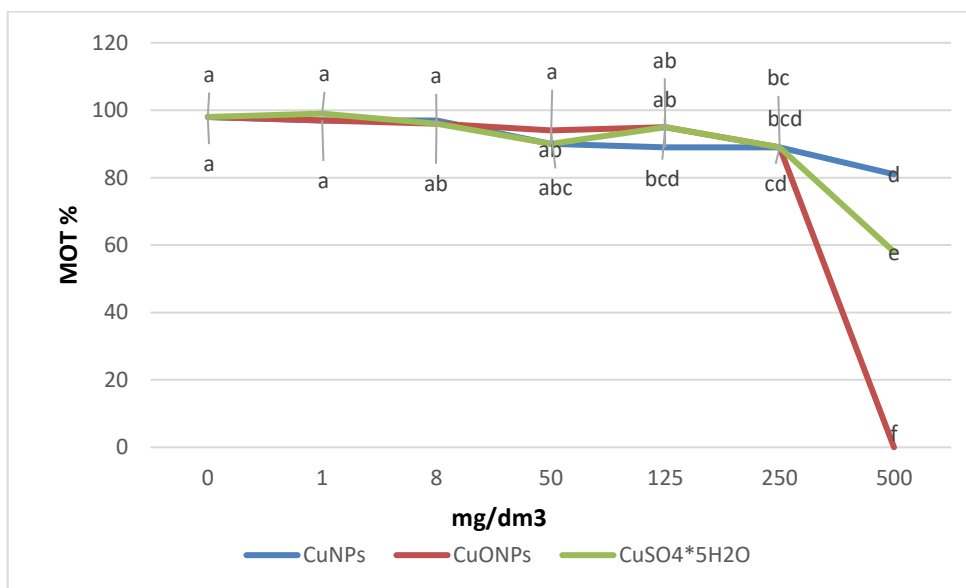
Plemniki ryb

Ze względu na fakt, że na rynku zawsze dostępne są produkty chemiczne produkowane przez koncerny chemiczne, takie jak Sigma-Aldrich i wycofywanie się z rynków dostępnych nanopreparatów, zdecydowano się na przebadanie preparatów w formie nano dostępnych w firmie Sigma-Aldrich. Najbardziej powszechne było co ciekawe nie nanosrebro, ale nanomiedź. Nanomiedź wybrano również z powodu stosowania siarczanu miedzi do kąpieli ryb, czyli związku, który w swoim składzie ma także miedź. Z tego powodu podjęto się badań mających na celu określenie wpływu nanomiedzi na żywotność plemników ryb (Kowalska-Górska i in. 2019).

Dotychczasowe badania nad wpływem zanieczyszczeń na plemniki ryb dotyczyły jonowych form metali i ich wpływu na ruchliwość plemników. Badania wpływu nanometali na plemniki dotyczyły jedynie spermy człowieka i były wykonywane przez Ozgur'a i in. (2018). Jednakże badali oni wpływ ZnONPs na ruch gamet. Ze względu na fakt, że efekt inkubacji plemników w roztworach nano i aktywacja ich po określonym czasie, a także aktywacja plemników w roztworach aktywujących ruchliwość wraz z nano dawały efekt był podobny efekt (Kime i in., 1996), wykonywanie obu rodzajów badań nie było uzasadnione i postanowiono wykonać jeden rodzaj badań.

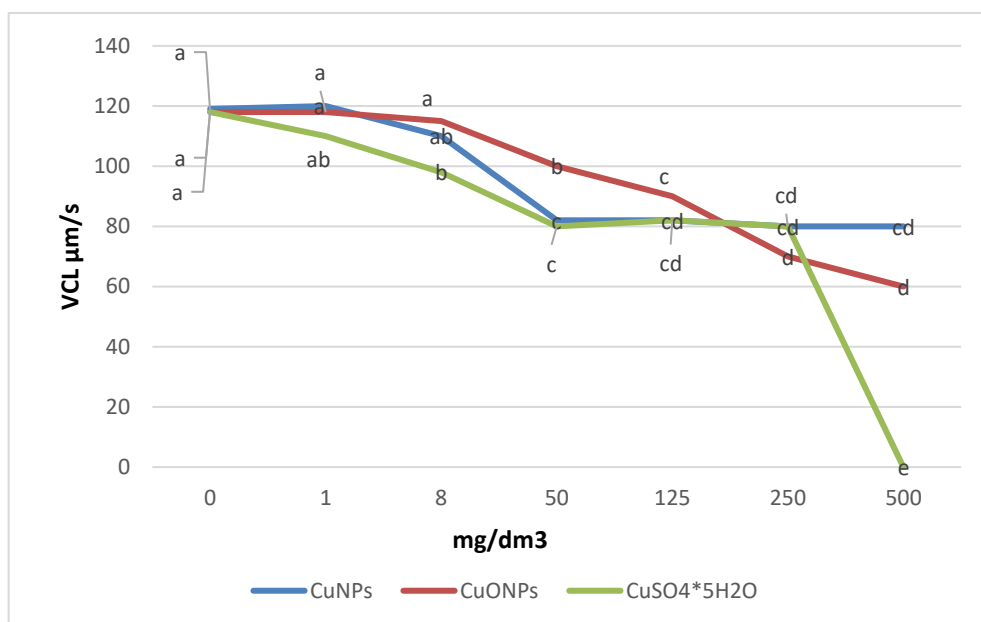
W biologii plemników bardzo istotny jest ich właściwy ruch określany za pomocą różnych parametrów takich jak: MOT - odsetek plemników ruchliwych; VCL - szybkość kątowna (mikron/sec); ALH - amplituda ruchu bocznego główki (mikron); BCF - częstotliwość bicia wtki (hertz); LIN - linearność; Motility duration - czas ruchu plemników. Zaburzenia jakości ruchu plemników prowadzą do niepowodzenia w procesie zapłodnienia. Potencjalne zanieczyszczenie środowiska CuNPs powiązane będzie z ograniczoną ruchliwością plemników, co będzie miało bezpośredni wpływ na procent wylęgu. Wobec powyższego, sprawdzono eksperymentalnie różne formy miedzi: CuNPs, CuONPs oraz formę jonową. Miały one odmienne wpływy na takie parametry plemników troci (*Salmo trutta* L.) jak: LIN (procent liniowości ruchu plemników), ALH (amplitudę bocznych odchyłeń główki plemnika w czasie jego drogi po uśrednionej ścieżce) i czas ruchu plemników, co może bezpośrednio wpłynąć na zapłodnienie ikry. Najbardziej wrażliwe okazały się plemniki na CuSO₄, czyli na jonową formę miedzi, dotyczyło to szczególnie ruchliwości plemników (rys. 5a), szybkości kątownej (rys. 5b) oraz linearności ruchu plemników (rys. 5c). W badaniach procentu plemników ruchliwych wpływ CuNPs i CuONPs był zbliżony, podobnie jak i wpływ CuSO₄ 5H₂O, ale do stężenia 250 mg/dm³. W najwyższym badanym

stężeniu wyraźnie najmniejsze szkody powodował CuNPs, potem bardziej szkodliwy był CuONPs, natomiast nie zaobserwowano w ogóle ruchu w roztworze CuSO₄ 5H₂O.



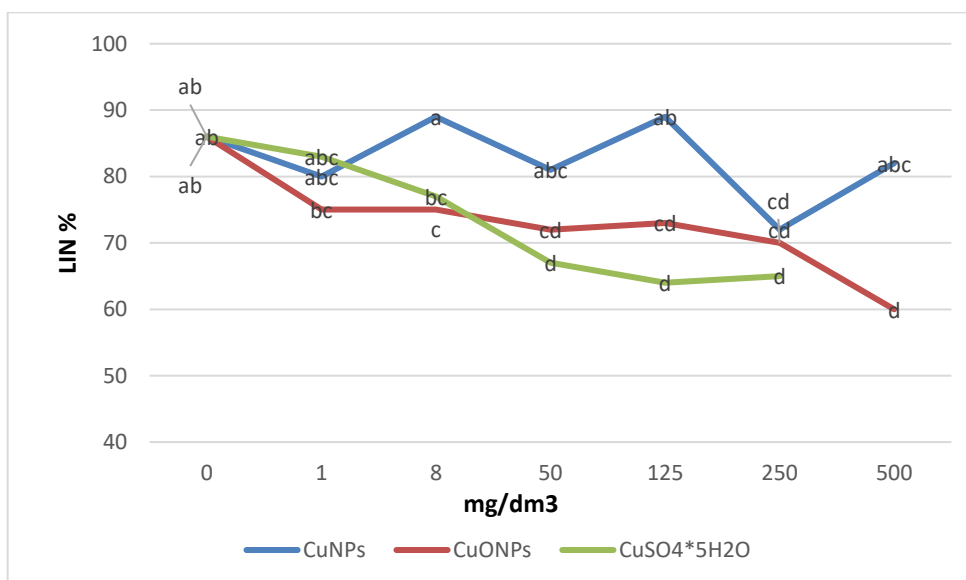
Rys. 5a. Wpływ różnych form nanomiedzi (CuNPs, CuONPs), formy jonowej miedzi (CuSO₄ 5H₂O) oraz różnych stężeń na odsetek ruchliwych plemników (MOT) troci wędrowej (*Salmo trutta m. trutta*) (Kowalska-Górska i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$). Podane stężenia dotyczą koncentracji metalu.

Szybkość kątowna plemników istotnie różniła się między CuNPs i CuONPs oraz pomiędzy CuONPs a CuSO₄ 5H₂O w stężeniu 50 mg/dm³ (rys. 5b). Jednakże w najwyższym stężeniu, ponownie CuSO₄ 5H₂O najbardziej wpływał na ten parametr, a to ze względu na fakt braku ruchliwości plemników (rys. 5a).



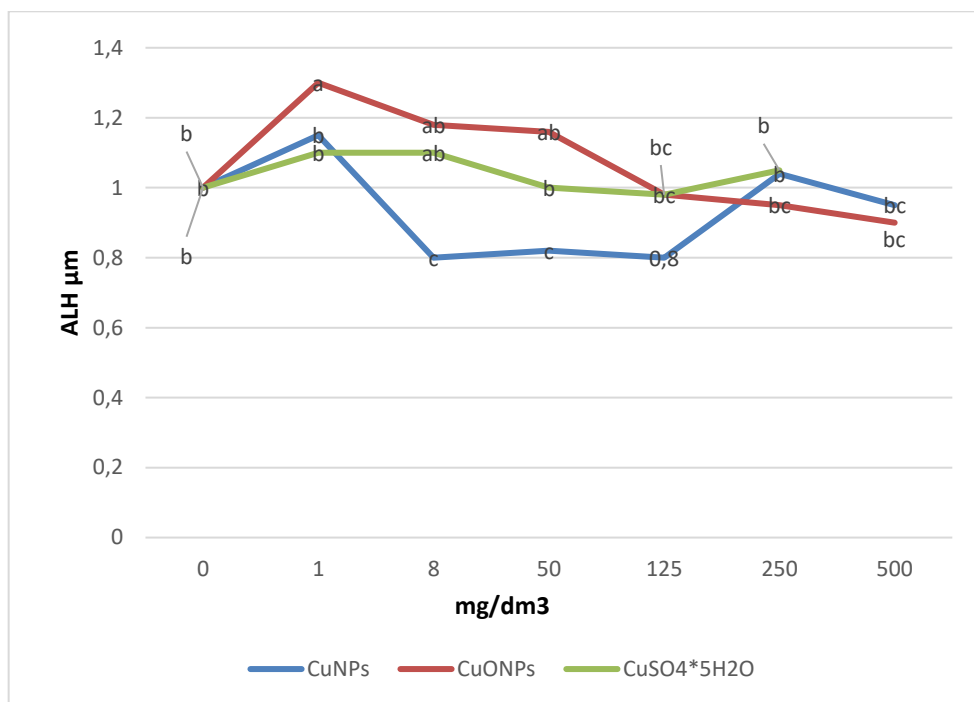
Rys. 5b. Wpływ różnych form nanomiedzi (CuNPs, CuONPs), formy jonowej miedzi (CuSO₄ 5H₂O) oraz różnych stężeń na szybkość kątową plemników VCL troci wędrowej (*Salmo trutta m. trutta*) (Kowalska-Górska i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami (p<0,05). Podane stężenia dotyczą koncentracji metalu.

Istotne różnice w linearności ruchu plemników zaobserwowano w roztworach od stężenia 8 mg/dm³ CuNPs oraz CuONPs. Natomiast znaczący wpływ CuNPs i CuSO₄ 5H₂O zaobserwowano w roztworach zawierających 50 mg/dm³ (rys. 5c).



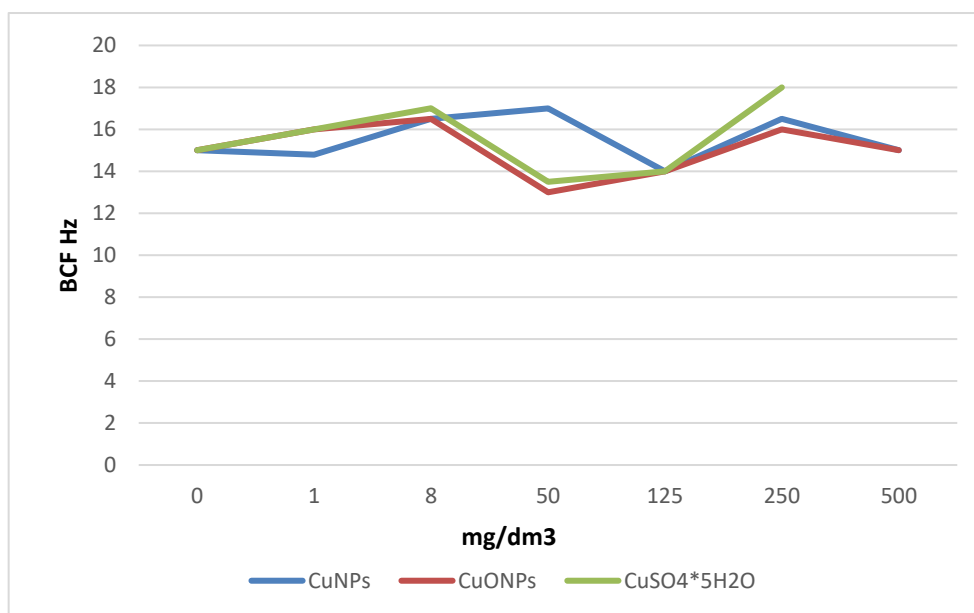
Rys. 5c. Wpływ różnych form nanomiedzi (CuNPs, CuONPs), formy jonowej miedzi (CuSO₄ 5H₂O) oraz różnych stężeń na linearność ruchu plemników LIN troci wędrowej (*Salmo trutta m. trutta*) (Kowalska-Górska i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami (p<0,05). Podane stężenia dotyczą koncentracji metalu.

Amplituda ruchu bocznego główki plemnika może wpływać na sukces zapłodnienia. W stężeniach od 1 do 50 mg/dm³ zaobserwowano istotne różnice pomiędzy CuNPs w stosunku do CuONPs. Natomiast w roztworze zawierającym od 5 do 50 mg/dm³ badanych związków amplituda ruchu bocznego główki plemnika wyraźnie różniła się pomiędzy CuNPs a CuSO₄ 5H₂O (rys. 5d). Parametr ten nie został oznaczony dla plemników w roztworze zawierającym 500 mg/dm³ CuSO₄ 5H₂O z powodu braku żywych plemników (rys. 5a).



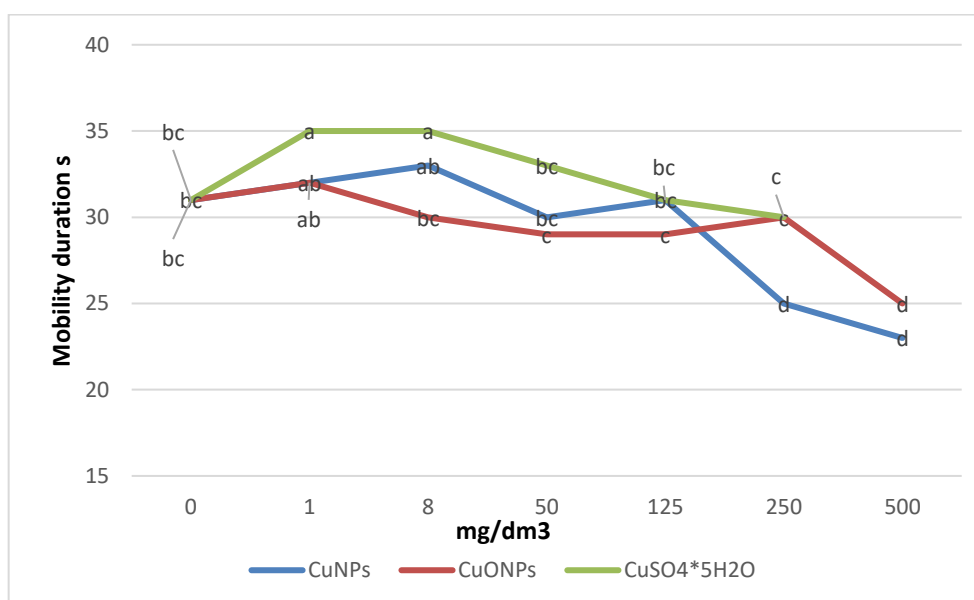
Rys. 5d. Wpływ różnych form nanomiedzi (CuNPs, CuONPs), formy jonowej miedzi (CuSO₄ 5H₂O) oraz różnych stężeń na amplitudę ruchu bocznego główki plemników ALH troci wędrowej (*Salmo trutta m. trutta*) (Kowalska-Górska i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$). Podane stężenia dotyczą koncentracji metalu.

Częstotliwość bicia wtki była w badanych próbkach wyrównana i nie zaobserwowano statystycznych różnic pomiędzy badanymi formami miedzi (rys 5e).



Rys. 5e. Wpływ różnych form nanomiedzi (CuNPs, CuONPs) oraz formy jonowej miedzi (CuSO₄ 5H₂O) oraz różnych stężeń na częstotliwość bicia wtki plemników BCF troci wędrowniej (*Salmo trutta m. trutta*) (Kowalska-Górska i in. 2019). Podane stężenia dotyczą koncentracji metalu.

Czas ruchu plemników do stężenia 8 mg/dm³ był najlepszy w grupie przebywającej w CuSO₄ 5H₂O (rys. 5f), potem im wyższe stężenie tym niższy czas ruchu plemników we wszystkich badanych formach miedzi. Analogicznie jak we wcześniejszych przypadkach nie ma danych dotyczących czasu ruchu plemników, ponieważ nie przeżyły takiego stężenia w CuSO₄ 5H₂O (rys. 5a).



Rys. 5f. Wpływ różnych form nanomiedzi (CuNPs, CuONPs), formy jonowej miedzi (CuSO₄ 5H₂O) oraz różnych stężeń na czas ruchu plemników (Mobility duration) troci wędrowniej (*Salmo trutta m. trutta*) (Kowalska-Górska i in. 2019). Podane stężenia dotyczą koncentracji metalu.

trutta m. trutta) (Kowalska-Górska i in. 2019). Małe litery wskazują na istotność różnic pomiędzy wszystkimi grupami ($p < 0,05$). Podane stężenia dotyczą koncentracji metalu.

Bezpośredni wpływ badanych nanocząstek Cu (CuNPs i CuONPs) był mniej szkodliwy na ruchliwość plemników w porównaniu do jonów Cu. Podobne wyniki na temat wpływu Cu i innych metali na żywe komórki/organizmy uzyskali inni autorzy (Bondarenko i in. 2013; Griffitt i in. 2008; Hua i in. 2014; Wang i in. 2015). Nie są to jednak jednoznaczne badania. W niektórych badaniach wykazano wyższą toksyczność form nano, niż ich form jonowych (Bondarenko i in. 2013; Shaw i in. 2012; Shaw i Handy 2011; Sovová i in. 2014), co nie pozwala na ujednoczenie i uogólnienie wniosków.

W badaniach własnych (Kowalska Górska i in, 2019) Cu w roztworze jonowym CuSO_4 powodowała zaprzestanie ruchu (IC100) w dawce 500 mg/dm^3 , podczas gdy przy takim samym stężeniu miedzi w postaci nanocząsteczek w pożywkach odsetek plemników spadł poniżej 50% w CuONPs (IC50), a w CuNPs wskaźnik motoryki wynosił aż 80%.

Stężenie miedzi, które w przeprowadzonych badaniach hamowało ruchliwość, było znacznie wyższe niż śmiertelne stężenie dla ryb. Stężenie około $0,94\text{-}1,5 \text{ mg/dm}^3$ (LC_{50}) w ciągu 48 h było szkodliwe dla *Danio pręgowanego*, podczas gdy jony miedzi były toksyczne poniżej $0,15 \text{ mg/dm}^3$ (Griffitt i in. 2007, 2008). W badaniach dotyczących tilapii nilowej stężenie 150 mg/dm^3 CuONPs spowodowało śmiertelność na poziomie LC_{50} po 96 h (Abdel-Khalek Amr i in. 2015). Podobne wyniki uzyskali Lahnsteiner i in. (2004). W niniejszym opracowaniu potwierdziliśmy, że stężenie Cu jako jonów metali lub nanocząsteczek wpływa przede wszystkim na prędkość; dlatego też nanocząsteczki Cu mogą również wpływać na reprodukcję.

Ponieważ nanotoksyczność jest ściśle związana z fizycznymi oraz chemicznymi właściwościami, konieczne jest dalsze badanie skutków różnych właściwości nanokompleksów, takich jak rozmiar, kształt, struktura krystaliczna, agregacja, właściwości powierzchni, odczyn, twardość wody i rozpuszczalność nanopierwiastków, gdyż wszystkie one mogą mieć wpływ na ruch i parametry ruchu plemników. Te wszystkie elementy powodują, że proste określenie ogólnej toksyczności dla grupy nanopierwiastków, bez względu na ich wielkość, strukturę, czy też jakiegokolwiek wcześniej wymieniony element, jest w zasadzie niemożliwe.

W procesie chowu i hodowli ryb stosuje się bardzo dużo farmaceutyków i środków dezynfekcyjnych, służących do przeprowadzania kąpiei profilaktyczno-leczniczych. Takie zabiegi mają na celu obniżenie populacji drobnoustrojów do poziomu nie stwarzającego zagrożenia dla organizmów ryb. Zwłaszcza w wylęgarnictwie odgrywa to ogromnie ważną rolę w ograniczaniu strat wynikających z uszkodzenia ikry przez bakterie i grzyby.

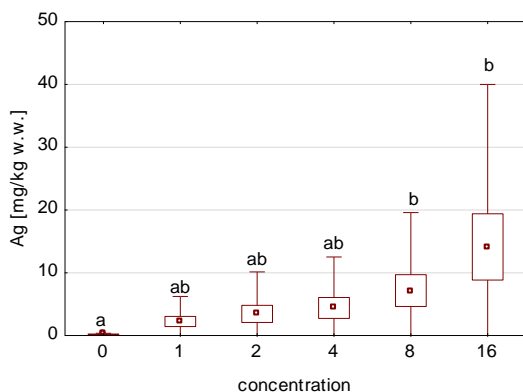
Do kąpiei ikry i wylęgu powszechnie stosowano zieleń malachitową, formalinę, chloraminę, czy siarczan miedzi. Od momentu wstąpienia Polski do struktur Unii Europejskiej stosowanie w/w substancji zostało zakazane lub ograniczone. Nadal nie ma idealnych środków zastępujących ich działanie. Może właśnie nanopierwiastki takie jak nanosrebro, czy nanomiedź byłyby w stanie zappełnić tę lukę. Utrudnienia związane ze stosowaniem środków dezynfekcyjnych komplikują terapię ryb w sytuacjach awaryjnych, stąd uzasadnionym wydaje się poszukiwanie alternatywnych metod dezynfekcji. Należy pamiętać, że ryby żyjąc w środowisku wodnym są szczególnie narażone na zanieczyszczenie każdego z jego elementów, tym bardziej że niejednokrotnie elementy tego środowiska stanowią pokarm dla ryb. Jeśli zostanie wprowadzony jakikolwiek związek chemiczny do środowiska, np. produkty nanotechnologii, bądź inne, to pośrednio może to oddziaływać na dobrostan, kondycję i przeżywalność ryb.

Ikra ryb

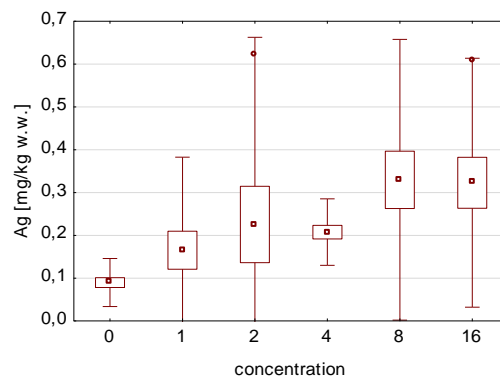
Choi i in. (2008, 2009) oraz Jayesh i in (2008) zwracali uwagę na antybakteryjne właściwości srebra, co było znane już od wielu lat. Srebro stosowane, pomimo braku fizjologicznego znaczenia, może jednak być akumulowane w organizmach. Na toksyczność srebra dla pstrąga tęczowego zwrócił uwagę zespół Al.-Bairuti i in (2013). W przeprowadzonych badaniach zaobserwowano wzrost zawartości srebra w ikrze w zależności od stężenia srebra, podobne tendencje uzyskali w badaniach Morgana i Wood (2004). W moich badaniach ilości srebra kumulowanego były zależne od rodzaju zastosowanego związku chemicznego (tab. 3). Badania dotyczyły AgNPs, AgNO₃ oraz CuNPs, CuSO₄ w każdym przypadku przeliczane na zawartość metalu w ilościach 0,1,2,4,8,16 mg/ dm³. Suplementacja przebiegała podczas napęczniania ikry w czasie 2 godzin, w temperaturze 10°C.

Tab. 3. Średnia i odchylenie standardowe (SD) w podziale na grupy w zależności od formy ryby oraz czynników takich jak związki chemiczne, a także stężenia Ag. Różne Małe litery wskazują na różnice statystyczne ($p < 0,05$) pomiędzy grupami (Kowalska-Górska i in. 2020).

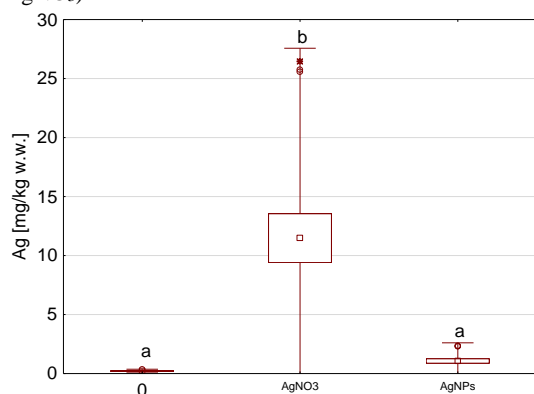
A. Średnie stężenie i odchylenie standardowe (SD) Ag w ikrze pstrąga tęczowego po zastosowaniu różnych stężeń Ag 0,1,2,4,8,16 mg/ dm³



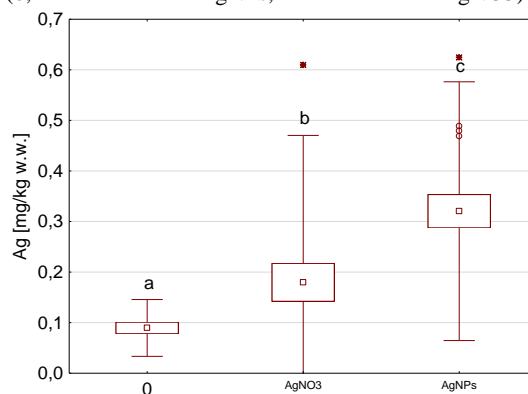
B. Średnie stężenie i odchylenie standardowe (SD) Ag w wylęgu pstrąga tęczowego po zastosowaniu różnych stężeń Ag 0,1,2,4,8,16 mg/ dm³



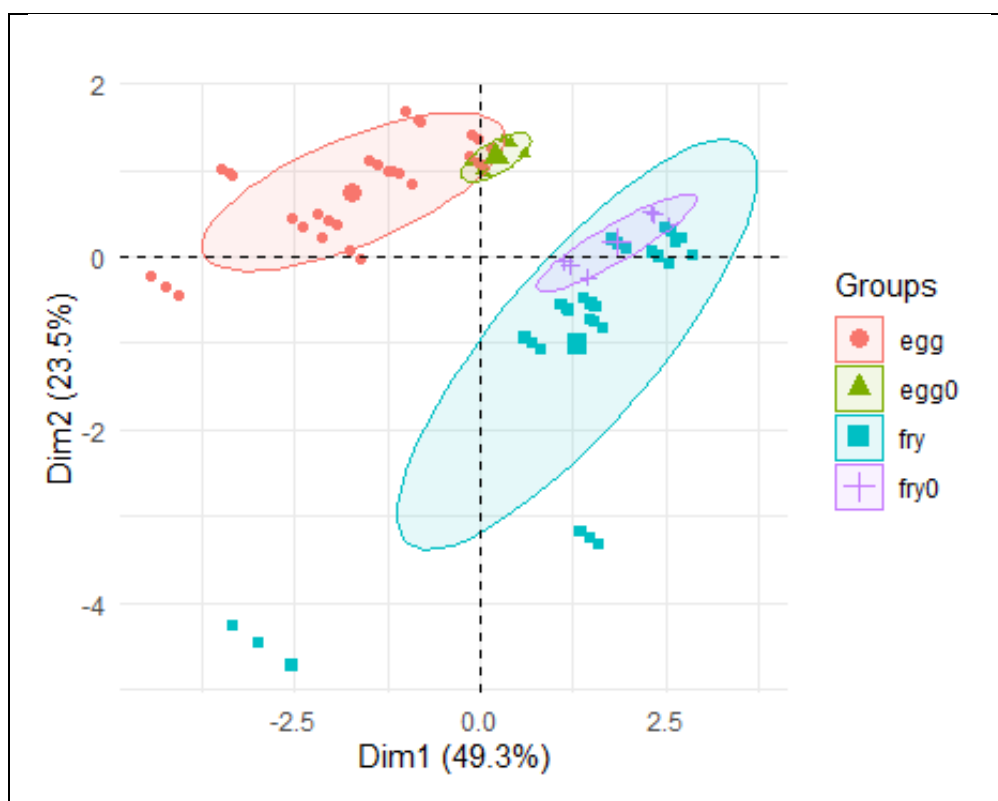
C. Średnie stężenie i odchylenie standardowe (SD) Ag w ikrze pstrąga tęczowego po zastosowaniu różnych stężeń związków chemicznych (0, AgNPs, AgNO₃)



D. Średnie stężenie i odchylenie standardowe (SD) Ag w wylęgu pstrąga tęczowego po zastosowaniu różnych stężeń związków chemicznych (0, AgNPs, AgNO₃)



Większe ilości Ag były wykrywane w przypadku AgNO₃, natomiast mniejsze w przypadku AgNPs. Jon Ag zgodnie z badaniami Farkasa i in. (2010) w mniejszym stopniu wpływa na integralność błony. Z tego powodu nieco dziwi, że wyniki przeprowadzonego eksperymentu stężenia określone w próbkach były wykazywane w ikrze właśnie po zastosowaniu formy jonowej Ag (tab. 3). Być może zastosowanie podawania Ag w trakcie napęczniania ikry wpłynęło na eliminację jego przedostawania się tego metalu do wnętrza ikry przez chorion, bądź ilość przenikania przez chorion nie była bardzo istotna (rys.6).



Rys. 6. Wpływ zastosowania różnych Ag na zawartość tego metalu w porównaniu do grup kontrolnych bez względu na zastosowany rodzaj związku (Kowalska-Górska i in. 2020).

Prawdopodobnie ilość srebra, która przedostawała się do zarodka była niewielka, gdyż w larwach nie było już istotnych statystycznie różnic w ilości srebra (tab. 4). Świadczyć to może o tym, że większość srebra jednak pozostała w chorionie lub w płynie, a nie w zarodku. Zastosowanie AgNO_3 w większym stopniu wpłynęło na kumulację srebra niż w przypadku AgNPs. Po wykonaniu Permanovy okazało się, że wszystkie badane czynniki miały wpływ istotny na zawartość srebra w badanych próbkach ikry i wylęgu, co miało również odzwierciedlenie w korelacji dodatniej statystycznie istotnej pomiędzy zawartością Ag a: koncentracją Cu, koncentracją zastosowanego Ag oraz zastosowanym związkiem chemicznym (tab. 4).

Na różnice pomiędzy oddziaływaniem form jonowych i ich odpowiedników w formie nano zwracali uwagę Farkas (2010) w badaniach nad hepatocytami, Gange (2012), który zwrócił uwagę na większą biodostępność jonów Ag, co może tłumaczyć jego większą koncentrację w ikrze pstrąga tęczowego w porównaniu do analogicznych stężeń AgNPs. Griffitt i in. (2008) zwrócili uwagę na zdecydowanie inną wartość LC_{50} dla *Danio rerio* dla AgNPs i Ag^+ , bardziej szkodliwe były formy jonowe, podobnie uważał Shaw i in. (2012) i Salarii i in. (2013). W naszych badaniach zawartość srebra w materiale była również najwyższa po AgNO_3 (tab. 4).

Tab. 4. Analiza PERMANOVA czynników wpływających na stężenie Ag (Kowalska-Górska i

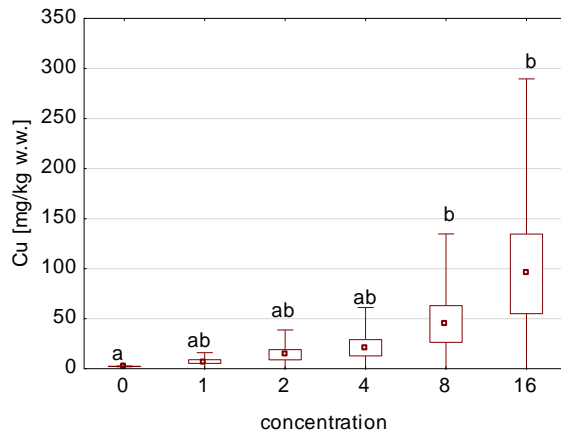
in. 2020) Istotność: 0 ‘***’

| Czynniki | df | MS | F | p |
|---|----|--------|--------|-------------|
| Związek chemiczny | 2 | 2,1380 | 160,72 | 0,000999*** |
| Koncentracja | 4 | 0,1333 | 10,02 | 0,000999*** |
| Etap życia | 1 | 4,4344 | 333,35 | 0,000999*** |
| Związek chemiczny · Koncentracja | 4 | 0,3159 | 23,75 | 0,000999*** |
| Związek chemiczny · Etap życia | 2 | 1,3370 | 100,50 | 0,000999*** |
| Koncentracja · Etap życia | 4 | 0,2195 | 16,50 | 0,000999*** |
| Związek chemiczny Koncentracja · Etap życia | 4 | 0,2975 | 22,36 | 0,000999*** |

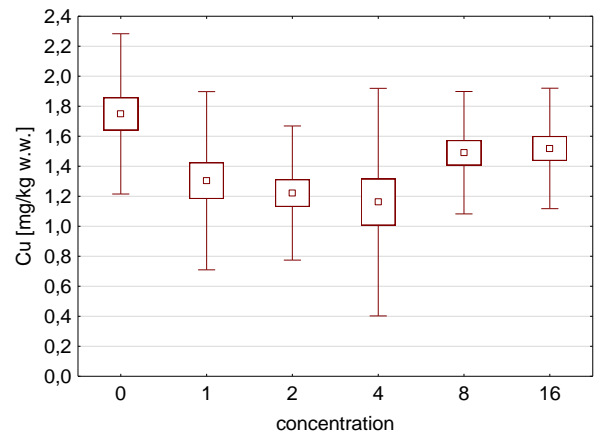
W badaniach Ostaszewskiej i in. (2015) zwrócono uwagę na fakt większej toksyczności CuNPs w porównaniu do AgNPs. Potwierdziłyby to wyniki badań Shahbazzadeh i in (2009), którzy wskazali na średni wpływ AgNPs na pstrąga tęczowego. Na większą reaktywność związaną z powierzchnią NPs zwrócili uwagę Pulit-Prociak i in. (2014). W badaniach Salari i in. (2012) zwrócono uwagę, że w badaniach oddziaływania AgNPs na larwy pstrąga tęczowego w wodzie słodkiej w porównaniu do wody mineralnej zauważono spore różnice, świadczące o wpływie środowiska wodnego na toksyczność. Z tego powodu w przeprowadzonych badaniach wszystkie związki były jednocześnie badane w tych samych warunkach uniemożliwiając wpływ odmiennych warunków środowiskowych. To ułatwiło interpretację uzyskanych wyników i potwierdziło, że CuNPs bardziej kumulował się w ikrze niż AgNPs.

Na antybakteryjne działanie CuSO_4 zwrócono uwagę już wcześniej (Lloyd i in. 1962, Heo i in., 1997), ale potwierdziły to też wyniki późniejsze (Isani i in., 2013, Griffin i in., 2009). Na fakt, że jonowy Cu jest bardziej szkodliwy zwrócił uwagę w swoich badaniach badania Clearwater i in. (2002) i może podlegać bioakumulacji także określono to wcześniej w badaniach Kowalska-Górska (1999). Napęcznianie ikry w roztworach miedzi skutkowało zwiększeniem jej zawartości w ikrze, jednakże podobnie jak w przypadku Ag w świeżo wyklutych ryb było to już zdecydowanie nie istotne (rys.7-8). W wylęgu bez względu na rodzaj zastosowanego środka zmiany były mniej wyraźne niż w przypadku ikry (rys. 8), co daje nadzieję, że przy zastosowaniu tych produktów ich potencjalny wpływ na dorosłą rybę konsumpcyjną będzie znikomy.

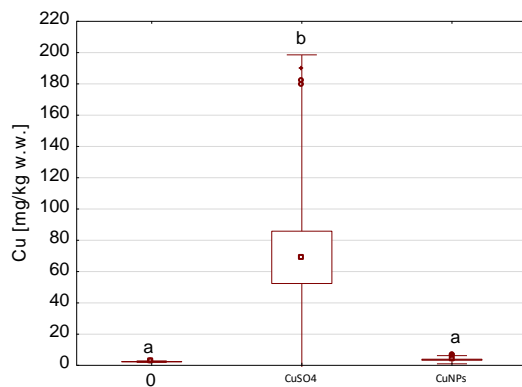
A. Średnie stężenie i odchylenie standardowe (SD) Cu w ikrze pstrąga tęczowego po zastosowaniu różnych stężeń Cu 0,1,2,4,8,16 mg/ dm³



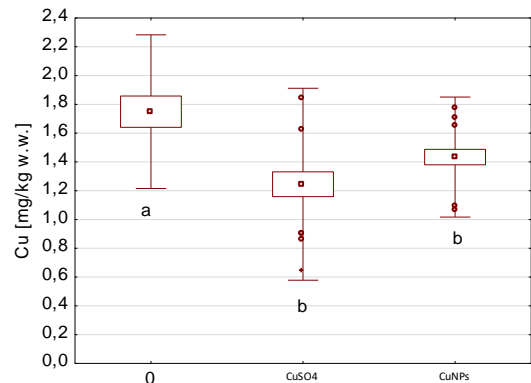
A. Średnie stężenie i odchylenie standardowe (SD) Cu w wylęgu pstrąga tęczowego po zastosowaniu różnych stężeń Cu 0,1,2,4,8,16 mg/ dm³



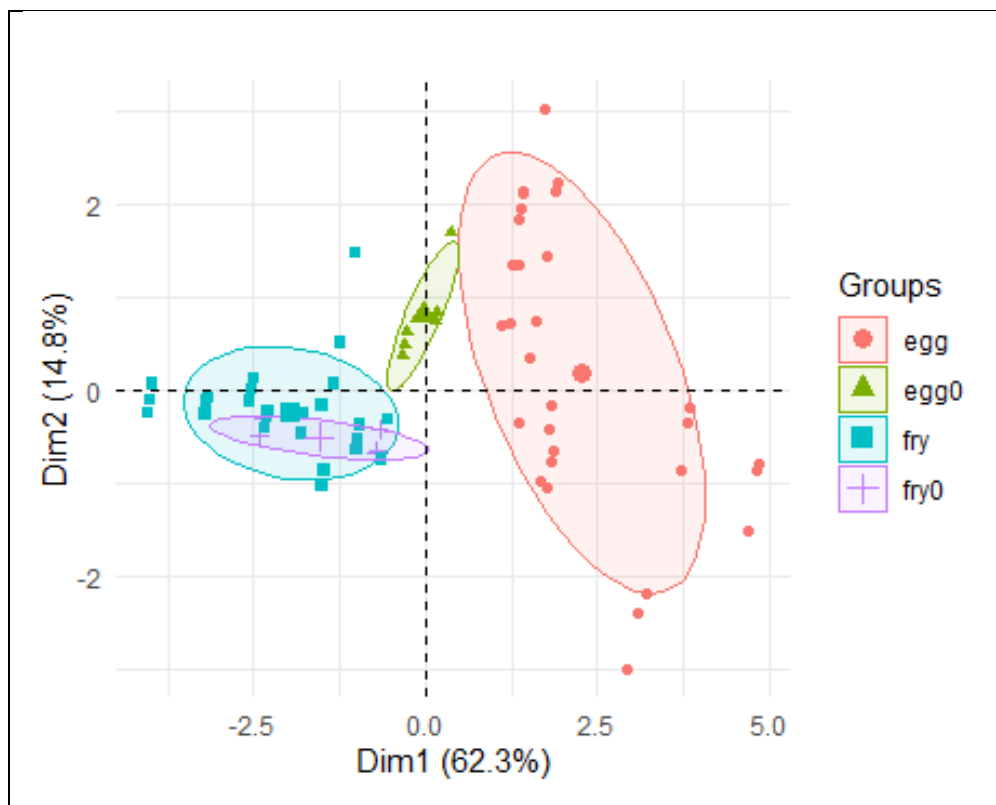
B. Średnie stężenie i odchylenie standardowe (SD) Cu w ikrze pstrąga tęczowego po zastosowaniu różnych związków chemicznych (0, CuNPs, CuSO₄)



C. Średnie stężenie i odchylenie standardowe (SD) Cu w wylęgu pstrąga tęczowego po zastosowaniu różnych związków chemicznych (0, CuNPs, CuSO₄)



Rys. 7. Średnia i odchylenie standardowe (SD) w podziale na grupy w zależności od formy ryby oraz czynników takich jak związki chemiczne, a także stężenia Cu. Różne Małe litery wskazują na różnice statystyczne ($p < 0,05$) pomiędzy grupami (Kowalska-Górska i in. 2020).



Rys. 8. Wpływ zastosowania różnych Cu na zawartość tego metalu w porównaniu do grup kontrolnych bez względu na zastosowany rodzaj związku (Kowalska-Górska i in. 2020).

Wykonana permutacja pozwoliła na określenie wpływu istotności pomiędzy koncentracją Cu a związkami chemicznymi, stężeniami oraz etapem życia (ikra czy wylęg). W wyniku analizy określono, że wszystkie badane czynniki miały istotny ($p < 0,001$) wpływ na koncentrację Cu w badanym materiale, ale również współzależności pomiędzy tymi czynnikami były równie istotnie ważne (tab. 5).

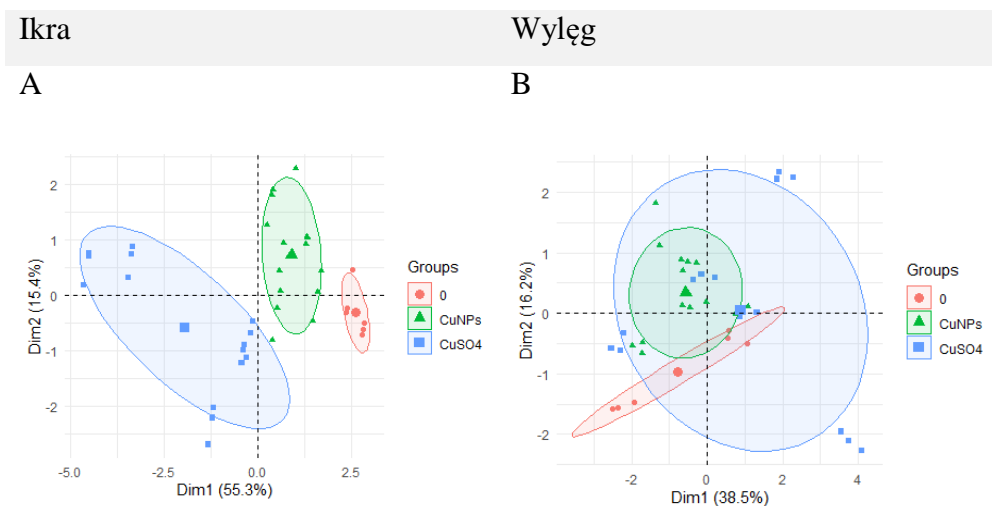
Tab. 5 Analiza PERMANOVA czynników wpływających na stężenie Cu (Kowalska-Górska i in. 2020) Istotność: 0 ‘***’

| Czynniki | df | MS | F | p |
|---|----|--------|--------|-------------|
| Związek chemiczny | 2 | 1,2989 | 302,13 | 0,000999*** |
| Koncentracja | 4 | 0,1298 | 30,19 | 0,000999*** |
| Etap życia | 1 | 4,1479 | 964,81 | 0,000999*** |
| Związek chemiczny · Koncentracja | 4 | 0,1750 | 40,70 | 0,000999*** |
| Związek chemiczny · Etap życia | 2 | 1,1559 | 268,86 | 0,000999*** |
| Koncentracja · Etap życia | 4 | 0,1408 | 32,76 | 0,000999*** |
| Związek chemiczny Koncentracja · Etap życia | 4 | 0,1939 | 45,11 | 0,000999*** |

Opisane przez Isani i in. (2013) drogi wchłaniania poprzez endocytozę dla NPs są prawdopodobnie utrudnione. Najprawdopodobniej z tego powodu zarówno w przypadku CuNPs, jak i wcześniej opisywanego AgNPs ilości metali przenikających do zarodka wydają się niewielkie, a różnice pomiędzy poszczególnymi stężeniami nie są istotne w badaniach wylęgu. Jednakże badania Shaw i Handy (2011) sugerują że przez chorion NPs przenikają i sugeruje większą ich szkodliwość niż form jonowych, czego nie potwierdzają wyniki określonych w moim eksperymencie kumulacji. Natomiast podobne wyniki uzyskał Shaw i in. w 2012 r., w którym wykazał większą toksyczność po zastosowaniu formy jonowej Cu niż CuNPs w badaniach młodych pstrągów tęczowych. Wg Blacka i in (2015) oraz Kong i in (2013), Ostaszewska i in (2015) CuNPs są dla ryb bardzo toksyczne, co potwierdziły również wyższe koncentracje miedzi w porównaniu do srebra w naszych badaniach, jedynie różnica polegała na tym, że dotyczyło to form jonowych metali. W przypadku nanopierwiastków różnice te były znacznie mniejsze. Napęcznianie ikry w roztworach miedzi skutkowało zwiększeniem zawartości miedzi w ikrze. Szczególnie widoczne to było po zastosowaniu CuSO_4 . Były to różnice wprost proporcjonalne do zastosowanego stężenia CuSO_4 (rys. 7a). Natomiast różnice w koncentracji Cu po zastosowaniu CuNPs były najbardziej dostrzegalne w stężeniu 8 oraz 16 mg/dm^3 (rys. 7a). Zmiany te w larwach po wykluciu nie występują (rys. 7b), bez względu na rodzaj zastosowanego środka chemicznego.

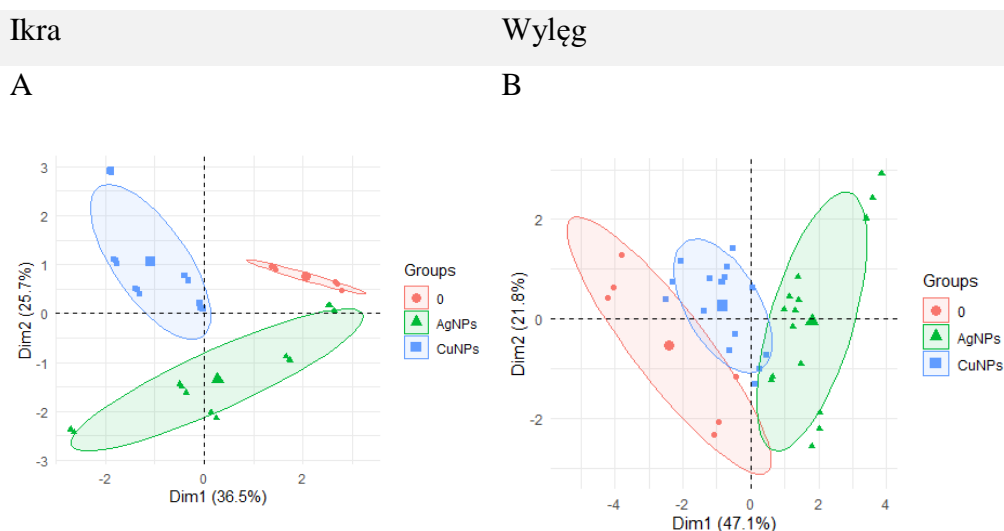
W badaniach Wanga i in (2014) wykazano, że ilość skumulowanej Cu jest proporcjonalna do stężenia, co potwierdzają również wyniki naszych eksperymentów. W jego badaniach, a także późniejszych (2015a), podobnie wykazano większą szkodliwość CuSO_4 niż CuNPs, ale chociaż badania te dotyczyły ryby *Ephonephelus coloides* w naszych badaniach wyszło identycznie, a podobne wyniki uzyskali także Shaw i in. (2011).

Zastosowana forma miedzi miała większy wpływ na koncentrację miedzi w ikrze, a mniej na wylęg niż inne badane parametry (rys. 7 a, b). Podobne spostrzeżenia miał Al-Bairuty i in. (2016), który określił większą akumulację w przypadku zastosowania CuSO_4 , niż w przypadku CuNPs (rys. 9 a,b). Na odmienne właściwości form miedzi zwrócił również uwagę Hoseini i in. (2016). W wyniku jego badań okazało się, że CuNPs oddziaływał na inne narządy bardziej niż jonowa jego forma. Co prawda Bai i in. (2010) zwrócili uwagę na to, że CuNPs może opóźniać wylęganie zarodków, jeśli zastosujemy stężenie $>0.1 \text{ mg/dm}^3$. Zastosowane w doświadczeniu stężenia w niższych koncentracjach nie wykazywały zwiększonej śmiertelności ikry, jedynie było to dostrzegalne w najwyższym stężeniu 16 mg/dm^3 .



Rys. 9. Wpływ zastosowania różnych związków zawierających Cu na zawartość tego metalu w porównaniu do grup kontrolnych w ikrze i w wylęgu (Kowalska-Górska i in. 2020).

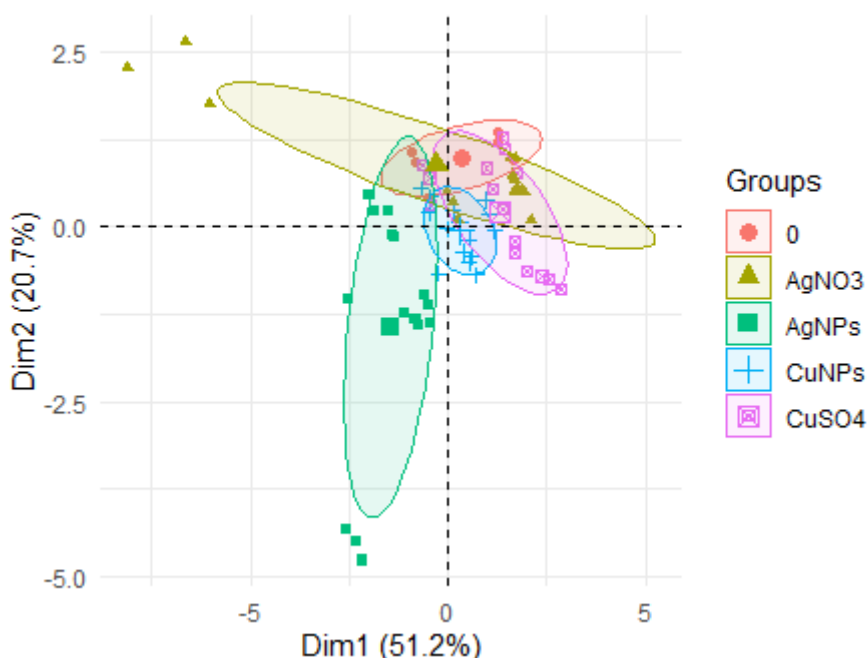
Stale badane są różne preparaty biobójcze (Tedesco i in. 2018, Soltani i in. 2011, Kudo i in. 2000; Lee i in. 2000). Biorąc pod uwagę różne badania na temat kąpieli ikry w zieleni malachitowej i w różnych formach AgNPs porównując podobne stężenia Ag i Cu w formie jonowej oraz CuNPs można stwierdzić, że zastosowane przez wcześniejszych badaczy stężenia wpłynęły istotnie na zawartość Ag w ikrze. Zastosowane stężenia miały mniejsze oddziaływanie na ikrę przy zastosowaniu CuNPs, pomimo, że CuSO₄ jest formą znaną ze swoich właściwości bakteriobójczych, to w większym stopniu oddziałuje na zmianę zawartości Cu w ikrze.



Rys. 10. Wpływ zastosowania AgNPs i CuNPs na zmiany zawartości metali w porównaniu do grup kontrolnych w ikrze i w wylęgu (Kowalska-Górska i in. 2020).

Biorąc pod uwagę wyniki PCA uwzględniając jedynie nanopierwiastki pomiędzy AgNPs a CuNPs należy zwrócić uwagę na różnorodny wpływ obu tych pierwiastków (rys. 10), zarówno na ikrę (A) jak i na wylęg (B).

Uwzględniając jedynie wylęg w celu określenia wpływu zastosowanego preparatu na zmiany zawartości metali w nim zauważyć można z ponad 70% prawdopodobieństwem, że formy CuNPs oraz CuSO_4 wpłynęły w mniejszym stopniu na wylęg niż zastosowane formy srebra. (tab. 10). Uważam za zasadne jest sprawdzenie poza AgNPs również CuNPs jako preparatu możliwego do stosowania przy antybakteryjnych kąpielach ikry, ze względu na to, że w wylęgu widoczne jest (rys. 11), że formy Ag wpływają bardziej na zmiany w wylęgu niż formy Cu.



Rys. 11. Wpływ zastosowania różnych związków chemicznych na zmiany zawartości metali w porównaniu do grup kontrolnych w wylęgu (Kowalska-Górska i in. 2020).

Podsumowanie

Na podstawie wykonanych z mojej inicjatywy i na podstawie moich założeń badań i przedstawionych wyników moich autorskich prac można sformułować następujące wnioski i uogólnienia, posiadające wartość poznawczą i aplikacyjną:

1. Ustalono toksyczne dawki LC_{50} dla nanomiedzi (CuNPs) i złota (AuNPs) dla *Daphnia pulex* w ciągu 48 i 24 godzin określania toksyczności ostrej.

2. Określono dawki nanomiedzi (CuNPs), wpływające stymulująco na rozród rozwielitek, a także dawkę nanozłota (AuNPs) ograniczającą rozród *Daphnia pulex*.
3. Ustalono, że wodne gatunki roślin: uwilkło (*Oedogonium* sp.), mech (*Versicularia dubyana*) i lagarosyfon (*Lagarosiphon madagascariensis*) w różny sposób reagują na nanosrebro (AgNPs). Najbardziej wrażliwy jest glon-uwikło.
4. W przypadku plemników ryb łososiowatych ustalono, że ich wrażliwość jest większa na formy jonowe miedzi niż na formy nano (CuNPs, CuONPs).
5. Różne zastosowane formy nanomiedzi (CuNPs i CuONPs) wykazują odmienny wpływ na takie wskaźniki fizjologiczne ryb jak: procent liniowości ruchu plemników (LIN), amplitudę bocznych odchyłeń główki plemnika w czasie jego drogi po uśrednionej ścieżce (ALH) i czas ruchu plemników ryb, co determinuje skuteczność zapłodnienia ikry.
6. Należy rekomendować zastosowanie nanopierwistków do walki z zakwitami wód bez konieczności eliminowania ze środowiska zooplanktonu, gdyż może być to skuteczny zabieg rekultywacji zdegradowanych wód. Może stać się to metodą alternatywną dla innych środków stosowanych do zwalczania roślinności.
7. Jako niebezpieczne stężenie dla wrażliwych roślin - glonów w środowisku wodnym proponuję przyjąć $0,1 \text{ mg/dm}^3$ AgNPs. Glony są dobrymi organizmami wskaźnikowymi zanieczyszczenia wody srebrem. Dla pozostałych roślin szkodliwa, ograniczająca przeżywalność i ich przyrosty ilość nie powinna przekroczyć $0,5 \text{ mg/dm}^3$ AgNPs.
8. Spośród obu badanych form miedzi i srebra (jonowej i nano) w obu przypadkach metale te w formie jonowej intensywniej przenikają do ikry, co może negatywnie wpłynąć na ich dalszy rozwój.
9. Napęcznianie ikry w roztworach miedzi i srebra skutkowało zwiększeniem zawartości badanych metali w ikrze, jednakże w wylęgu były to już zmiany statystycznie nie istotne.
10. Istotny wpływ na koncentrację metalu w ikrze pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*) miały wszystkie spośród badanych czynników: forma metalu (jonowa i nano), stężenie, a także etap rozwoju.
11. Wskazane są dalsze badania nad efektywnością CuNPs jako środka antybakteryjnego w inkubacji ikry pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*).

Piśmiennictwo

1. Abdel-Khalek, A., Kadry A., Mohamed A.M., Badran, Shereen R., Marie, Mohamed-Assem S., 2015: Comparative toxicity of copper oxide bulk and nano particles in Nile Tilapia; *Oreochromis niloticus*: biochemical and oxidative stress. The Journal of Basic and Applied Zoology 72, 43–57.
2. Aghajani Z., Pourmeidani A., Ekhtiyari R., 2013: Effect of nano-silver on stages of plant growth and yield and composition of essential oil of *Thymus kotschyanus*. African Journal of Agricultural Research 8, (8), 707.
3. Aitken R.J., Creely, K.S., Tran, C.L., 2004: Nanoparticles: An Occupational Hygiene Review. Health and Safety Executive, Suffolk, UK: Health & Safety Executive
4. Al-Bairuty G.A., Boyle D., Henry T.B., Handy R.D., 2016: Sublethal effects of copper sulphate compared to copper nanoparticles in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) at low pH: Physiology and metal accumulation. Aquatic Toxicology 174:188–198.
5. Al-Bairuty G.A., Shaw B.J., Handy R.D., Henry T.B., 2013. Histopathological effects of waterborne copper nanoparticles and copper sulphate on the organs of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquatic Toxicology 126:104–115.
6. Baeg, E., Sooklert, K. i Sereemasun, A., 2018: Copper Oxide Nanoparticles Cause a Dose-Dependent Toxicity via Inducing Reactive Oxygen Species in *Drosophila*. Nanomaterials (Basel, Switzerland) 8, 824: 1-13.
7. Bai, W., Tian, W., Zhang, Z., He, X., Ma, Y., Liu, N., Chai, Z., 2010: Effects of Copper Nanoparticles on the Development of Zebrafish Embryos. Journal of Nanoscience and Nanotechnology 10(12), 8670–8676. doi:10.1166/jnn.2010.2686
8. Biswas, P., Wu, C.Y., 2005: Nanoparticles and the environment. Journal of the Air and Waste Management 55, 708–746.
9. Black, J.G., Reichelt-Brushett, A.J., Clark, M.W., 2015: The effect of copper and temperature on juveniles of the eurybathic brittle star *Amphipholis squamata* – exploring responses related to motility and the water vascular system. Chemosphere 124, 32–39. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.10.063
10. Bondarenko, O., Juganson, K., Ivask, A., Kasemets, K., Mortimer, M., Kahru, A., 2013: Toxicity of Ag, CuO and ZnO nanoparticles to selected environmentally relevant test organisms and mammalian cells in vitro: a critical review. Archives of Toxicology 87, 1181–1200.

11. Bundschuh, M., Filser, J., Lüderwald, S., McKee, M. S., Metreveli, G., Schaumann, G. E., Schulz, R., 2018: Nanoparticles in the environment: where do we come from, where do we go to? *Environmental Sciences Europe* 30(6), 1-17.
12. Chaudhary H, Kohli K, Kumar V. , 2014: A novel nano-carrier transdermal gel against inflammation. *International Journal of Pharmaceutics* 465 (1–2), 175–86. doi:10.1016/j.ijpharm.2014.02.023.
13. Chen Z., Yan Y., Liu J., Yin Y., Wen H., Zao J., Liu D., Tian H., Zhang Ch., Li S., 2009: Microwave induced solution combustion synthesis of nano-sized phosphors 2009 *Journal of Alloys and Compounds* 473, 1–2, 3, L13-L16 <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2008.05.060>
14. Choi, O. K., Hu, Z. Q., 2009: Nitrification inhibition by silver nanoparticles. *Water Science and Technology* 59, 9, 1699–1702.
15. Choi, O.K., Deng, K., Kim, N.J., Ross, L., Hu, Z.Q., 2008: The inhibitory effects of silver nanoparticles, silver ions, and silver chloride colloids on microbial growth. *Water Research* 42, 3066–3074.
16. de Oliveira-Filho, E. C., Lopes, R. M. i Paumgarten, F. J. R., 2004: Comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper-based pesticides. *Chemosphere* 56(4), 369–374.
17. Dykman, L. A. i Khlebtsov, N. G., 2011: Gold nanoparticles in biology and medicine: recent advances and prospects. *Acta Naturae* 3(2), 34–55.
18. Farkas J., Christian P., Gallego Urrea J.A., Roos N., Hasseloev M., Tollefsen K.E., Thomas K.V., 2010: Effects of silver and gold nanoparticles on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquatic Toxicology* 96: 44–52.
19. Gagne' F., Andre C., Skirrow R., Gelinas M., Auclair J., van Aggelen G., Turcotte P., Gagnon C., 2012: Toxicity of silver nanoparticles to rainbow trout: a toxicogenomic approach. *Chemosphere* 89, 615– 622. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.05.063
20. Garncarek M., Kowalska-Górska M., Senze M, Czyż K., 2019: The Influence of Available Cu and Au Nanoparticles (NPs) on the Survival of Water Fleas (*Daphnia pulex*). *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16, 3617 <https://www.mdpi.com/1660-4601/16/19/3617>
21. Griffitt, R.J., Luo, J., Gao, J., Bonzongo, J.C., Barber, D.S., 2008: Effects of particle composition and species on toxicity of metallic nanomaterials in aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27, 1972–1978. <https://doi.org/10.1897/08-002.1>
22. Griffitt, R.J., Weil, R., Hyndman, K.A., Denslow, N.D., Powers, K., Taylor, D., Barber, D.S., 2007: Exposure to copper nanoparticles causes gill injury and acute lethality in zebrafish

- (*Danio rerio*). *Environmental Science & Technology* 41, 8178–8186.
<https://doi.org/10.1021/es071235e>.
23. Heo, G.J., 1997: Antibacterial efficacy and safety of copper sulfate pentahydrate to cultured fish. *Korean Journal of Veterinary Research* 37, 203–212.
 24. Hordyjewska, A., Popiołek, Ł. i Kocot, J., 2014: The many “faces” of copper in medicine and treatment. *BioMetals* 27, 4, 611–621.
 25. Hoseini, S.M., Hedayati, A., Taheri Mirghaed, A., Ghelichpour, M., 2016: Toxic effects of copper sulfate and copper nanoparticles on minerals, enzymes, thyroid hormones and protein fractions of plasma and histopathology in common carp *Cyprinus carpio*. *Experimental and Toxicologic Pathology* 68, 9, 493–503.
 26. Hua, J., Vijver, M.G., Ahmad, F., Richardson, M.K., Peijnenburg, W., 2014: Toxicity of different-sized copper nano- and submicron particles and their shed copper ions to zebrafish embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33, 1774–1782. <https://doi.org/10.1002/etc.2615>
 27. Isani G., Falcioni M.L., Barucca G., Sekar D., Andreani G., Carpenè E., Falcioni G., 2013: Comparative toxicity of CuO nanoparticles and CuSO₄ in rainbow trout, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 97, 40–46.
 28. Jayesh, P., Chatterjee, A. K., Duttagupta, S. P., and Mukherji, S., 2008: Strain specificity in antimicrobial activity of silver and copper nanoparticles. *Acta Biomaterialia* 4, 707–716.
 29. Jo, H.J., Choi, J.W., Lee, S.H., Hong, S.W., 2012: Acute toxicity of Ag and CuO nanoparticle suspensions against *Daphnia magna*: The importance of their dissolved fraction varying with preparation methods. *Journal of Hazardous Materials* 227, 301–308.
 30. Khoshnood, R., Jaafarzadeh, N., Jamili, S., Farshchi, P., Taghavi, L., 2016: Nanoparticles Ecotoxicity on *Daphnia magna*. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research* 18, 29–38.
 31. Kime, D., Ebrahimi, M., Nysten, K., Roelants, I., Rurangwab, E., Moore, H., Ollevier, F., 1996: Use of computer assisted sperm analysis (CASA) for monitoring the effects of pollution on sperm quality of fish; application to the effects of heavy metals. *Aquatic Toxicology* 36, 223–237.
 32. Kong, X., Jiang, H., Wang, S., Wu, X., Fei, W., Li, L., Nie, G., Li, X., 2013: Effects of copper exposure on the hatching status and antioxidant defense at different developmental stages of embryos and larvae of goldfish *Carassius auratus*. *Chemosphere* 92, 1458–1464.
 33. Kowalska-Górska M., 1999. Miedź w środowisku i jej wpływ na ryby na podstawie badań karpia (*Cyprinus carpio* L.)- maszynopis, praca doktorska AR, Wrocław

34. Kowalska-Górska M., Dziewulska K., Kulasza M., 2019: Effect of copper nanoparticles and ions on spermatozoa motility of sea trout (*Salmo trutta m. trutta* L.), Aquatic toxicology 211, 11-17 <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.03.013>
35. Kowalska-Górska M., Ława P., Senze M., 2011: Impact of Silver Contained in the Nano Silver Preparation on the Survival of Brine Shrimp (*Artemia salina* Leach 1819) larvae. Ecological Chemistry and Engineering A 8, 3, 371-377.
36. Kowalska-Górska M., Senze M., Polechoński R., Dobicki W., Pokorny P., Skwarka T., 2015: Biocidal properties of silver-nanoparticles in water environments, w: Polish Journal of Environmental Studies; ISSN 1230-1485; 24. 4. 1641-1647, il. Table; doi: 10.15244/pjoes/39554
37. Kowalska-Górska M., Zygadlik K., Dobrzański Z., Patkowska-Sokoła B., Kowalski Z., 2010: Metody otrzymywania nanozwiązków i ich praktyczne zastosowania = The methods for production of nanocompounds and their practical uses, w: Przemysł Chemiczny 89. 4.430-433.
38. Kudo, S., 2000: Enzymes responsible for the bactericidal effect in extracts of vitelline and fertilisation envelopes of rainbow trout eggs Zygote 8, 257–265.
39. Lahnsteiner, F., Mansour, N., Berger, B., 2004: The effect of inorganic and organic pollutants on sperm motility of some freshwater teleosts. Journal of Fish Biology 65, 1283–1297.
40. Ława P., 2007: Wpływ srebra zawartego w preparacie NANO SILVER na przeżywalność larw artemii (*Artemia salina*) i rozwój rzęsy drobnej (*Lemna minor*). Praca magisterska pod kierunkiem Moniki Kowalskiej -Górskiej. Uniwersytet Przyrodniczy, 14-15.
41. Lee S. B., Mine Y., Stevenson R. M., 2000: Effects of Hen Egg Yolk Immunoglobulin in Passive Protection of Rainbow Trout against *Yersinia ruckeri* Journal of Agricultural and Food Chemistry 48 (2000) 110–115.
42. Lee W.M., Kwak J.I., Ann Y.J., 2011: Effect of silver nanoparticles in crop plants *Phaseolus radiatus* and *Sorghum bicolor*: media effect on phytotoxicity. Chemosphere 86, (5), 491.
43. Li, T., Albee, B., Alemayehu, M., Diaz, R., Ingham, L., Kamal, S., Rodriguez, M., Bishnoi, S.W., 2010: Comparative toxicity study of Ag, Au, and Ag–Au bimetallic nanoparticles on *Daphnia magna*. Analytical and Bioanalytical Chemistry 398, 689–700.
44. Libralato, G., Galdiero, E., Falanga, A., Carotenuto, R., de Alteriis, E. i Guida, M., 2017: Toxicity Effects of Functionalized Quantum Dots, Gold and Polystyrene Nanoparticles on Target Aquatic Biological Models: A Review. Molecules 22(9), 1439.
45. Lipiec M., 2004: Wybrane aspekty dezynfekcji weterynaryjnej, Państwowy Instytut Weterynaryjny 291-292.

46. Liu, J., Fan, D., Wang, L., Shi, L., Ding, J., Chen, Y., Shen, S., 2014: Effects of ZnO, CuO, Au, and TiO₂ nanoparticles on *Daphnia magna* and early life stages of zebrafish *Danio rerio*. *Environment Protection Engineering*. 40, 139–149.
47. Lloyd R., 1962: Factors that affect the tolerance of fish to heavy metal poisoning. *Biological Problems in Water Pollution, Third Seminar, U.S. Publ. Hlth Serv. Publ. No. 999-WP-25*. 1965; 181-187
48. Morgan, T.P., Wood, C.M., 2004: A relationship between gill silver accumulation and acute silver toxicity in the freshwater rainbow trout: support for the acute silver biotic ligand model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 1261–1267.
49. Morsi, R. E., Alsabagh, A. M., Nasr, S. A. i Zaki, M. M., 2017: Multifunctional nanocomposites of chitosan, silver nanoparticles, copper nanoparticles and carbon nanotubes for water treatment: Antimicrobial characteristics. *International Journal of Biological Macromolecules* 97, 264–269.
50. Ostaszewska T., Chojnacki M., Kamaszewski M., Sawosz-Chwalibóg E., 2015: Histopathological effects of silver and copper nanoparticles on the epidermis, gills, and liver of *Siberian sturgeon*. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 1621–1633.
51. Oukarroum A., Barhoumi L., Pirastru L., Dewez D. 2013: Silver nanoparticle toxicity effect on growth and cellular viability of the aquatic plant *Lemna gibba*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32, (4), 902.
52. Ozgur, M.E., Ulu, A., Balcioglu, S., Ozcan, I., Okumuş, F., Koytepe, S., Ates, B., 2018: Investigation of toxicity properties of flower-like ZnO nanoparticles on *Cyprinus carpio* sperm cells using computer-assisted sperm analysis (CASA). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 18, 771–780.
53. Pierański P., 2007: Spacer po suficie, czyli bio-nano-technologie łapek gekona. *Foton* 96, 4-11.
54. Preining O., 1998: The physical nature of very, very small particles and its impact on their behaviour. *Journal of Aerosol Science* 29: 481-495.
55. Pulit-Prociak J., Stokłosa K., Banach M., 2014: Nanosilver products and toxicity. *Environmental Chemistry Letters* 13, 59–68. doi:10.1007/s10311-014-0490-2
56. Rodriguez-Leon E., Iiguez-Palomares R., Navarro R.E., Herrera-Urbina R., Tanori J., Iniguez-Paloares C., Maldonado A., 2013: Synthesis of silver nanoparticles using reducing agents obtained from natural sources (*Rumex hymenosepalus* extracts). *Nanoscale Research Letters* 8, 318.

57. Salari Joo H., Kalbassi M. R., Yu I. J., Lee J. H., Johari S. A., 2013: Bioaccumulation of silver nanoparticles in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): influence of concentration and salinity. *Aquatic Toxicology* 140, 398-406.
58. Savage, N., Diallo, M.S., 2005: Nanomaterials and Water Purification: Opportunities and Challenges. *Journal of Nanoparticle Research* 7, 331–342.
59. Shahbazzadeh D., Ahari H., Rahimi N.M., Dastmalchi F., Soltani M., Fotovat M., Rahmanny J., Khorasani N., 2009: The effects of nanosilver (Nanocid) on survival percentage of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), *Pakistan Journal of Nutrition* 8 (8) 1178–1179.
60. Shaw, B.J., Al-Bairuty, G., Handy, R.D., 2012: Effects of waterborne copper nanoparticles and copper sulphate on rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*): physiology and accumulation. *Aquatic Toxicology* 116, 90–101. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.02.032>
61. Shaw, B.J., Handy, R.D., 2011: Physiological effects of nanoparticles on fish: a comparison of nanometals versus metal ions. *Environment International* 37, 1083–1097.
62. Skjolding, L.M., Kern, K., Hjorth, R., Hartmann, N., Overgaard, S., Ma, G., Veinot, J.G.C., Baun, A., 2014: Uptake and depuration of gold nanoparticles in *Daphnia magna*. *Ecotoxicology* 23, 1172–1183.
63. Soltani M., Esfandiary M., Sajadi M. M., Khazraenia S., Bahonar A. R., Ahari H., 2011: Effect of nanosilver particles on hatchability of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) egg and survival of the produced larvae. *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 10(1) 167-176.
64. Song J.Y, Kim B.S., 2009: Rapid biological synthesis of silver nanoparticles using plant leaf extracts. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 32(1), 79-84. doi: 10.1007/s00449-008-0224-6. Epub 2008 Apr 26
65. Sovová, T., Boyle, D., Sloman, K.A., Pérez, C.V., Handy, R.D., 2014: Impaired behavioural response to alarm substance in rainbow trout exposed to copper nanoparticles *Aquatic Toxicology* 152, 195-204.
66. Starowicz M., Stypuła B., Banaś J., 2006: Electrochemical synthesis of silver nanoparticles. *Electrochemistry Communications* 8. 227-230. <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2005.11.018>
67. Szczepanowicz K., Stefańska K., Socha R., Warszynski R., 2010: Preparation of silver nanoparticles via chemical reduction and their antimicrobial activity. *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, 45, 85-98.
68. Taylor, N.S., Kirwan, J.A., Johnson, C., Yan, N.D., Viant, M.R., Gunn, J.M., McGeer, J.C., 2016: Predicting chronic copper and nickel reproductive toxicity to *Daphnia pulex*-pulex from whole-animal metabolic profiles. *Environmental Pollution* 212, 325–329.

69. Tedesco P., Fioravanti M.L., Galuppi R., 2018: In vitro activity of chemicals and commercial products against *Saprolegnia parasitica* and *Saprolegnia delica* strains. *Journal of Fish Disease* 42(2):237–248.
70. Tomellini R., Hullmann A. (red), 2007/7: Nanotechnologia. Innowacje dla świata przyszłości, Komisja Europejska https://ec.europa.eu/research/industrial_technologies/pdf/nano-brochure/nano_brochure_pl.pdf (dostęp 20.02.2020).
71. Wang, T., Long, X., Cheng, Y., Liu, Z., Yan, S., 2015: A comparison effect of copper nanoparticles versus copper sulphate on juvenile *Epinephelus coioides*: growth parameters, digestive enzymes, body composition, and histology as biomarkers. *International Journal of Genomics* ID 783021, 10 <http://dx.doi.org/10.1155/2015/783021>
72. Yoon S.D., Chough S.H., Park H. R., 2007: Preparation of resistant starch/poly(vinyl alcohol) blend films with added plasticizer and crosslinking agents *Journal of Applied Polymer Science*, 106, 2485-2493

4.2. Towarzystające osiągnięcia naukowo-badawcze:

„Oddziaływanie selenu na kształtowanie wybranych elementów środowiska”

Ze wszystkich składników biosfery woda (zwłaszcza jej zasoby powierzchniowe) uważana jest za najbardziej narażoną na zanieczyszczenie. Jest ona bowiem podstawowym składnikiem w większości procesów technologicznych lub stanowi środowisko ich prowadzenia. Zużyta, jako ściek - jest usuwana do środowiska naturalnego w różnym stopniu oczyszczenia.

Woda, jako składnik każdego z elementów systemu ekologicznego, łącznie z organizmami żywymi, staje się medium, wraz z którym zanieczyszczenia podlegają „krążeniu” (Peng, 2008). W wodzie znajduje się wiele substancji rozpuszczonych, bądź w formie zawiesin, część z nich jest niezbędna do życia organizmów wodnych. Do takich pierwiastków należy między innymi selen. Jest on niemetalem, ale bierze udział w licznych procesach biochemicznych, co powoduje, że jest niezbędny do poprawnego funkcjonowania organizmów zwierzęcych czy roślinnych. Pierwiastek ten w XIII wieku uznawany był za bardzo szkodliwy (Reid i wsp., 2004), a jego znaczenie fizjologiczne odkryto dopiero w badaniach dotyczących skutków jego niedoboru dopiero w XX wieku (Holbein i Smith, 1999).

Selen stanowi część składową ok. różnych 25 białek. Jednak zakres dostarczania go w ilościach wymaganych dla fizjologicznych procesów jest bardzo wąski. Ma on działanie antyoksydacyjne, stymulujące procesy immunologiczne, ponadto również przeciwnowotworowe i bierze udział w prawidłowym funkcjonowaniu tarczycy, procesów rozrodczych samców (metabolizm testosteronu), jest także niezbędny dla prawidłowego wzrostu płodu. Wpływa istotnie

na funkcjonowanie limfocytów T oraz B. Spożycie dzienne w ilości poniżej $1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ masy ciała jest niewystarczające i powoduje objawy niedoboru, zbyt wysokie spożycie może być toksyczne (Hartikainen, 2005; Wysocka i Bulska, 2002). Ostatnio coraz częściej dyskutuje się o obniżeniu granic dozwolonego poziomu selenu w wodzie pitnej, z uwagi na niebezpieczeństwo jego szkodliwego działania przy przekroczeniu dopuszczalnych fizjologicznie ilości w rejonach zanieczyszczonych Se do $1 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ (Vinceti i in. 2013).

Stwierdzono, że w niektórych regionach występują niedobory selenu w naturalnym środowisku. Większość dostępnych publikacji dotyczących tego pierwiastka dotyczy jednak stężeń wysokich (Stany Zjednoczone, Kanada, Japonia), niewystępujących w naszym regionie. W Polsce selen spotykany jest w bardzo niskiej koncentracji, występuje w wyższych stężeniach w wodach słodkich niż słonych, a średnie stężenie w wodach słodkich wynosi około $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ (Niedzielski i in., 2000), zatem są to ilości niższe niż opisane w badaniach Chen i in. z innych regionów świata (Chen i in., 2006; Rodriguez i in., 2005).

Selen podobnie jak wiele innych pierwiastków nie występuje na kuli ziemskiej w jednakowym stężeniu w glebie. Nie licząc gleb alkalicznych, mobilność Se występującego w związkach chemicznych (selenkach, siarczkach, seleninach) jest mała, co wywołuje problem niedoboru selenu w wielu regionach Polski (Niedzielski i in., 2000). Do regionów ubogich w Se należy m.in. Dolny Śląsk (Ramisz i in. 2012; Patorczyk-Pytlik i Kulczycki 2009).

Jego koncentracja w glebie odzwierciedlona jest w stężeniach w wodzie, roślinach i zwierzętach. Rozpuszczalne w wodzie formy selenu są wypłukiwane z gleb, przedostając się do rzek i jezior. W przypadku roślin to bezpośredni ich związek z podłożem ma istotne znaczenie na występowanie selenu w roślinie, a przez to i w tkankach roślinnych. Koncentracja tego pierwiastka w tkankach zwierząt dziko żyjących jest również wypadkową oddziaływania środowiska. Pod względem zawartości selenu w mięsie, najwyższe stężenie selenu spośród spożywanych produktów występuje w rybach. Selen z pokarmów roślinnych jest słabiej przyswajalny niż ze zwierzęcych. Spośród zwierzęcych produktów najlepiej przyswajalny selen pochodzi z mięsa ryb i owoców morza (Puzanowska-Tarasiewicz i in., 2009).

W badaniach (Ciesielczuk i in. 2011) określiłam zawartość selenu w powierzchniowej warstwie gleby, z której najintensywniej korzystają rośliny, a próbki pobierano na 5 stanowiskach zlokalizowanych na terenie przemysłowym w Opolu. Dotychczas nie było żadnych badań wykonywanych na tym terenie, a rejon obejmujący port rzeczny okazał się nie odbiegać od czterech stanowisk narażonych na oddziaływanie zakładów przemysłowych. Jedynie statystycznie istotną różnicę zaobserwowałam pomiędzy koncentracją selenu na terenie zakładów przemysłowych „Groszowice”, które w 2006 uległy zniszczeniu, w stosunku do istniejącej

cementowni „Odra”. Kumulacja selenu w glebach była nieco podwyższona w stosunku do niezanieczyszczonych przemysłem regionów, jednakże jego ilość i tak była stosunkowo niska. W przebadanym rejonie, na terenach narażonych na zanieczyszczenie ilość Se nie przekraczała $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Wartość ta była niższa niż na terenach bogatych w Se ($2,7$ do $6,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (Sharma, i in. 2009), a jednocześnie uznana za charakterystyczną dla gleb nie zanieczyszczonych selenem, gdyż w zanieczyszczonych glebach zawartość selenu oscyluje na poziomie pomiędzy 2 a $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Mikkelsen i in. 1989).

W poprzedniej publikacji (Ciesielczuk i in. 2011) zauważyłam, że zanieczyszczenie selenem w środowisku ubogim w ten pierwiastek może być i jest zjawiskiem pożądanym. W kolejnej publikacji (Kowalska-Górska i Skwarka, 2011) zwróciłam uwagę, że na wzrost zawartości Se w roślinności wodnej może mieć wpływ nie tylko przemysł, ale również działalność pozaprzemysłowa np. tereny wojskowe (Centrum Szkoleniowego Wojsk Lądowych - Poligonu w Drawsku Pomorskim), choć wzrost jego koncentracji jest niewielki i statystycznie nieistotny w porównaniu z obszarami przemysłowymi. Dotychczas zwracano uwagę na kopalnie jako źródła zanieczyszczenia selenem, natomiast poligon wojskowy jako źródło Se nie był dotychczas opisywany. Zawartość Se w roślinności wodnej pobranej z rzeki Drawy na terenie poligonu nie różniła się od koncentracji tego pierwiastka w innych roślinach np. pochodzących z okolic Wrocławia (Skoczyliński, Patorczyk-Pytlik 2006). Nie dostrzeżono również różnic w koncentracji selenu w roślinach na stanowiskach zlokalizowanych za północną i południową granicą poligonu. W porównaniu z innymi rejonami, w których występuje problem nadmiaru Se ilości skumulowane w roślinach wodnych na terenie Poligonu Drawskiego są nadal bardzo niewielkie - dla trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) średnia zawartość wyniosła $107,43 \pm 35,42 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, a dla rdestnicy pływającej (*Potamogeton natans*) było to $182,04 \pm 42,21 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Kowalska-Górska i Skwarka, 2011). Choć rdestnicy pływającej (*Potamogeton natans*) nie można nazwać hiperakumulantem, jednakże rośliny te kumulowały istotnie wyższe ilości selenu niż trzcina pospolita (*Phragmites australis*). Dostrzec można podobną tendencję jak w przypadku wielu metali – bioakumulacja zachodzi w większych ilościach w roślinności zanurzonej, do której należy rdestnica pływająca. W roślinności stwierdzono niewielkie koncentracje selenu, co potwierdza tylko fakt niewielkich jego ilości w środowisku, w związku z tym należało zwrócić uwagę na zdolność do bioakumulacji przez inne organizmy.

Czy występują organizmy, które potrafią w tak ubogim w selen środowisku skumulować większe ilości Se? Z tego powodu zajęłam się zbadaniem zawartości Se w najpowszechniej w Polsce hodowanych rybach karpiovatych - karpia pospolitym, jego hodowlanej odmianie (*Cyprinus carpio* L.).

Kolejne badania dotyczą organizmów wskaźnikowych – ryb. Większość badań uwzględniająca zawartości selenu w mięśniach ryb dotyczy ryb pochodzących ze środowisk o podwyższonych stężeniach selenu. W przeprowadzonych przeze mnie badaniach (Kowalska-Górska i in. 2004) określiłam wpływ wieku ryb na zawartość selenu w narządach takich jak: mięśnie, skrzela, wątrobotrzustka, nerki w karpkach hodowlanych, pochodzących z Dolnego Śląska, czyli terenów ubogich w selen. Zaznaczyć tutaj należy, że karp ten, w całości sprzedawany jest jako produkt spożywczy. Dlatego dokładna analiza selenu w jego tkankach wydaje się być niezwykle ważna i potrzebna do zrealizowania. W badaniach narybku uwzględniałam całą rybę, ze względu na jej małe rozmiary. Stwierdziłam, że najniższe stężenie badanego pierwiastka występowało w skrzelach, wyższe w wątrobotrzustce, następnie w mięśniach i najwyższe w nerce. W nerkach zanotowałam stały poziom tego pierwiastka. Natomiast w przypadku pozostałych narządów zaobserwowałam proporcjonalny wzrost sugerujący bioakumulację selenu ze środowiska. Stwierdziłam przy niskiej koncentracji selenu w środowisku dużą zdolność ryb do bioakumulacji badanego pierwiastka. Zawartość selenu w mięsie karpki (średnio dla ryb w wieku 1+ 2+ i 4+ odpowiednio wyniosła 0,16; 0,21; 0,29 mg·kg⁻¹) była wyższa niż w mięsie wołowym, wieprzowym, czy drobiowym i z roku na rok była wyższa (Kuczyńska i Biziuk 2007). Jednakże z powodu faktu, że zdolność do bioakumulacji selenu nie jest wybiórczą cechą ryb, należy zwrócić uwagę, że ryby hodowlane, żyjące 2 - 3 lata w środowisku wodnym są najlepszym źródłem selenu, przy czym nie stwarzają zagrożeń związanych z nieznanym pochodzeniem poławianych ryb i częstokroć nieznanym ich wiekiem. Biorąc pod uwagę również fakt, że największa bioprzyswajalność selenu przez człowieka następuje w wyniku spożywania mięsa rybiego, predysponuje to ryby jako najlepsze potencjalne źródło suplementacji selenem.

By potwierdzić i poszerzyć zakres badań przeprowadziłam ponownie doświadczenie (Kowalska-Górska i Senze, 2011) nad zróżnicowaniem zawartości selenu w narządach karpki. Określiłam stężenie selenu w skrzelach, mięśniach, wątrobotrzustkach, nerkach, jelitach i śledzionach. Ponownie zawartość selenu w nerkach była na najwyższym poziomie, nieco mniej było w śledzionie, jelicie, wątrobotrzustce, zawartość w mięśniach była niższa, ale dwukrotnie wyższa niż w skrzelach. Wyniki badań wskazują na duże indywidualne zróżnicowanie zawartości selenu w karpkach. A niskie koncentracje w skrzelach ponownie sugerują nieistotność tej drogi przenikania do wnętrza organizmu ryb. Wydawać by się mogło, że niskie stężenie selenu w mięśniach (średnio 0,2 mg·kg⁻¹) w porównaniu do pozostałych przebadanych narządów wskazuje, że mięśnie są słabym źródłem selenu. Jednakże w kontekście innych badań dotyczących zawartości tego pierwiastka w mięśniach innych zwierząt, to właśnie mięso ryb okazało się być najlepszym źródłem selenu i należy je stosować w diecie uzupełniającej jego niedobory.

Stwierdzone ilości Se były niższe od $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ - określonych jako niebezpiecznych dla rybożernych zwierząt dziko żyjących (Lemly, 1996). Uważam, że należy zacząć promować karpie jako nie tylko dietetyczne mięso, ale jako bardzo cenne źródło selenu w środowisku w ten pierwiastek ubogi, tym bardziej że w wielu przypadkach jego niedobór stwarza ryzyko rozwoju nowotworów.

Porcja „250 g mięsa karpia jest w stanie zabezpieczyć minimalne zapotrzebowanie na selen. W państwie, w którym występują braki Se, a powszechna jest hodowla karpia należy uwzględnić, że karp może w sposób znaczący zniwelować niedobory tak ważnego pierwiastka. Szczególnie, że coraz istotniejsze staje się zdrowe odżywianie. W mięsie karpia selen występuje w wyższych ilościach, niż w innych rodzajach mięs (Kowalska-Górska i in. 2015; Kuczyńska i in. 2007; Navarro-Alarcón i López-Martínez 2000), co powoduje, że powinien stać się naturalnym źródłem zdrowego selenu” (Kowalska-Górska i Senze, 2018).

Selen wspiera odporność organizmów, a organizmy zawsze są najwrażliwsze gdy są najmłodsze. Ten fakt był istotny w kolejnym doświadczeniu (Kowalska-Górska, 2007). Zaplanowałam nie wykonywane dotychczas badania, gdyż ważne było dla mnie uzyskanie odpowiedzi na pytanie czy w środowisku ubogim w Se u ryb, które w pierwszym okresie życia żywią się wyłącznie zawartością pęcherzyka żółtkowego istnieje możliwość suplementacji selenu poprzez wykorzystanie naturalnego zjawiska napęczniania ikry. Wykorzystałam do badań ikrę pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*). W wyniku przeprowadzonego doświadczenia wytypowałam optymalne stężenie Se - $3 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ podczas napęczniania ikry w trakcie 60 minut, które nie wpływa na powstanie nieprawidłowości w rozwoju larw oraz nie wpływa na procent zaoczkowania i wyklucia. Możliwość wpływania na zawartość pierwiastka (w tym przypadku Se) w początkowym okresie życia larw, gdy nie istnieje żadna inna możliwość suplementowania poprzez pokarm wydaje się bardzo korzystnym zjawiskiem.

Należy zwrócić uwagę, że chociaż mięso karpia nie jest jedynym cennym źródłem Se, gdyż u ryb drapieżnych jest jego więcej, to jednak często ryby drapieżne pochodzące z niewiadomego środowiska naturalnego mogą również gromadzić zanieczyszczenia, jeśli w takim zanieczyszczonym rejonie były chowane. Ważne jest również to, że ze względu na dostępności karpia należy rozważyć je jako źródło nie tylko cennego białka, ale i bezcennego w Polsce pierwiastka, jakim jest Se (Kowalska-Górska i Senze, 2011). Zjawisko bioakumulacji typowe w środowisku dotyczy również Se, ale ważnym jest to, że wody w Polsce mają niskie zawartości Se, a jednak karp potrafi je skutecznie bioakumulować (Kowalska-Górska, 2007; Kowalska-Górska i Senze 2011). Karp w porównaniu do cefalusów (*Mugil cephalus*), ryb o podobnej bazie pokarmowej, kumuluje więcej Se (Kowalska-Górska i Senze, 2018; Kowalska-Górska i in.,

2015). Selen jest ważnym pierwiastkiem i jego uzupełnianie przez człowieka może okazać się bardzo istotne, szczególnie w czasie, gdy ważne jest budowanie właściwej odporności, a Se wpływa na osobniczą odporność nie tylko zwierząt, ale i ludzi.

Poza typowym dla mnie środowiskiem wodnych wykonałam kilka badań zawartości Se u innych zwierząt, m.in. zawartość selenu w okrywie włosowej koni (Kowalska-Górska, Skwarka, 2011). W badaniach nie wykazano różnic stężenia Se między włosami twardymi i miękkimi nie wykazano istotnych różnic dla rasy śląskiej ($p < 0,05$). Natomiast u holsztyńskich koni zawartości Se różniły się bardzo istotnie. Se występował w koniach śląskich w niższych koncentracjach ($244,8 \mu\text{g}/\text{kg}$) niż holsztyńskich ($386,6 \mu\text{g}/\text{kg}$). Prawdopodobnie na ten fakt miało wpływ żywienie. Zawartość Se w sierści koni była zbliżona do wartości podanych dla tych zdrowych zwierząt. Niektórzy podają wartość $370 \mu\text{g}/\text{kg}$ w sierści koni jako poziom naturalny, choć w badaniach innych naukowców wartości te są znacząco niższe i sięgają $160\text{-}162 \mu\text{g}/\text{kg}$ we włosach koni arabskich, co mogłoby wskazywać na niedoboru Se.

U krów zawartość Se w siarze (Pecka i in, 2012) okazała się istotnie powiązana z wiekiem krów oraz liczbą komórek somatycznych. Im starsze krowy tym większa ilość Se była w siarze. Liczba komórek somatycznych w mleku (LKS) poniżej 400 tys./ml predysponowała krowy do najwyższych koncentracje Se w siarze.

Podsumowanie.

Selen w środowisku jest niezbędny, a to ze względu na jego istotną fizjologiczną rolę. W Polsce występują jego poważne niedobory, zarówno w glebach, jak i roślinności. Karpie okazały się organizmami zdolnymi do gromadzenia Se, które predysponują te ryby do konsumpcji w celu uzupełnienia Se przez człowieka. Tym bardziej, że w literaturze opisywana jest znaczna biodostępność badanego pierwiastka z mięśni ryb. Ryby jednak jako organizmy składające ikrę i odżywiające się zawartością woreczka żółtkowego mają małą możliwość do pobierania pokarmu we wczesnym okresie - larwy. Istnieje korzystna zdolność do wprowadzenia dodatkowych ilości Se do ikry poprzez zastosowanie tego pierwiastka w trakcie jej napęczniania. Jest to zjawisko, które można wykorzystać w wylęgarniach w warunkach kontrolowanych, w celu podchowu np. gatunków zagrożonych wyginięciem przed ich wsiedleniem do wód naturalnych.

Wyniki przeprowadzonych badań pozwoliły zaproponować następujące wnioski:

1. W Polsce, w przeciwieństwie do innych państw, ze względu na niewielkie ilości Se w środowisku przemysł nie stanowi większego zagrożenia przy emisji tego pierwiastka.
2. Rośliny zanurzone są lepszymi biomarkerami zawartości selenu, gdyż posiadają większą zdolność do akumulacji selenu.

3. Ryby są cennym źródłem Se w ubogim w ten pierwiastek środowisku.
4. Optymalne stężenie Se - 3 mg/dm³ (zastosowane podczas napęczniania ikry w trakcie 60 min) nie wpływa na powstanie nieprawidłowości w rozwoju larw pstrąga tęczowego oraz nie zmienia negatywnie procentu zaoczkowania ikry i wyklucia larw. W początkowym okresie życia larw ryb uzasadnionym jest suplementowanie ich diety selenem.
5. Se występował w koniach śląskich w niższych koncentracjach (244,8 µg/kg) niż holsztyńskich (386,6 µg/kg)
6. Wiek krów wpływa na zawartość Se w sianie. Im starsze krowy tym większa ilość Se była w sianie
7. Dobry stan zdrowia gruczołu mlekowego (LKS w sianie < 400 tys./ml predysponuje krowy do najwyższych koncentracje Se w sianie.

Wyniki badań dotyczących Se w środowisku znalazły się w poniższych publikacjach i zostały zaprezentowane podczas niżej wymienionych konferencji:

Przedstawione w publikacjach z listy JCR:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|---|------|--|---|
| 1 | Pecka E., Zachwieja A., Kowalska-Górska M. | 2012 | Poziom wybranych makroelementów oraz selenu w sianie krów w zależności od ich wieku oraz liczby komórek somatycznych = Level of selected macroelements and selenium in colostrum of cows depending on their age and amount of somatic cells, | Przemysł Chemiczny; vol. 91 nr 5 s. 926-928 |
| 2 | Ciesielczuk T., Kusza G., Kowalska-Górska M., Senze M. | 2011 | Aluminium and selenium content in soils of industrial area in Opole (southern Poland) | Archives of Environmental Protection; vol. 37 nr.1 s. 25-32 |

Przedstawione w publikacjach spoza listy JCR:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|-----------------------------------|------|--|--|
| 1 | Kowalska-Górska M., Skwarka T. | 2011 | Bioaccumulation of selenium in chosen water plant from the Drawa river = Bioakumulacja selenu w wybranych roślinach wodnych rzeki Drawy | Ecological Chemistry and Engineering A; vol. 18 nr 5-6, s. 743-748 |
| 2 | Kowalska-Górska M., Senze M. | 2011 | Selenium concentration in various carp (<i>Cyprinus carpio</i> L.) organs = Zróżnicowanie zawartości selenu w narządach karpia (<i>Cyprinus carpio</i> L.) | Ecological Chemistry and Engineering A; vol. 18 nr.8, s. 1047-1051 |

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|---|-------|--|--|
| 3 | Kowalska-Górska M., Skwarka T., Fedorski J. | 2011; | Selenium content in hard and soft hair of Silesian and Holstein race horses = Zawartość selenu w sierści twardej i miękkiej koni rasy śląskiej i holsztyńskiej | Ecological Chemistry and Engineering A; vol. 18 nr.8, s. 1053-1057 |
| 4 | Ciesielczuk T., Kusza G., Kowalska-Górska M., Senze M. | 2010 | Assessment of selenium content in soils near industry plants in Opole (southern Poland) | Proceedings of ECOpole; vol. 4 nr.1, s. 21-24 |
| 5 | Kowalska-Górska M., Dobicki W., Pokorny P. | 2004 | Bioakumulacja selenu w narządach karpi (<i>Cyprinus carpio</i> L.) = Bioaccumulation of selenium in organs of carps (<i>Cyprinus carpio</i> L.) | Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu Nr 501. Zootechnika; nr 51, s. 125-129 |

Przedstawione podczas konferencji:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|--|------|---|--|
| 1 | Kowalska-Górska M., Carrola J., Senze J., Pokorny P., Dobicki W., Polechoński R. | 2015 | Zawartość selenu w mięśniach wybranych gatunków ryb pochodzących z hodowli stawowych w porównaniu do dziko żyjących pochodzących z Polski, Czech i Portugalii | 40. Międzynarodowe Seminarium Naukowo-Techniczne: Chemisty for Agriculture; Karpacz, 29.11.2015-02.12.2015, P154, s. 1 |
| 2 | Ciesielczuk T., Kusza G., Kowalska-Górska M., Senze M. | 2009 | Assessment of selenium content in soils near industry plants in Opole (southern Poland) | Central European Conference: ECOpole'09; Piechowice, 14-17.10.2009. University of Opole, Abstr. nr 19 |
| 3 | Kowalska-Górska M., Senze M. | 2009 | Zróżnicowanie zawartości selenu w narządach karpi (<i>Cyprinus carpio</i> L.) = Selenium concentration in various carp (<i>Cyprinus carpio</i> L.) organs | Jony metali i inne czynniki abiotyczne w środowisku: XIV Konferencja Naukowa: streszczenia; Kraków, 18-19 maja 2009; Katedra Ochrony Środowiska Rolniczego, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, s. 63 |
| 4 | Kowalska-Górska M., Skwarka T. | 2009 | Bioakumulacja selenu (Se) w wybranych roślinach wodnych rzeki Drawy (Drawieński Park Narodowy) = Bioaccumulation of selenium (Se) in chosen water plant from Drawa river (Drawieński National Park) | Jony metali i inne czynniki abiotyczne w środowisku: XIV Konferencja Naukowa: streszczenia; Kraków, 18-19 maja 2009; Katedra Ochrony Środowiska Rolniczego, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, s. 37 |
| 5 | Kowalska-Górska M. | 2007 | Impact of supplementation with selenium during the swelling of fish eggs of rainbow trout | Chemicals in agriculture and environment. Ed. by Henryk Górecki, Zbigniew Dobrzański, |

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|---|------|---|---|
| | | | (<i>Oncorhynchus mykiss</i> R.) on their survival and selenium concentration in eggs | Paweł Kafarski, Józef Hoffmann, Prague: CZECH-POL- TRADE, s. 142-145 |
| 6 | Kowalska-Górska M., Dobicki W., Pokorny P. | 2004 | Bioakumulacja selenu w narządach karpia (<i>Cyprinus carpio</i> L.) = Bioaccumulation of selenium in carp organs (<i>Cyprinus carpio</i> L.), | Warunki chowu zwierząt a bezpieczeństwo żywności: konferencja naukowa: materiały konferencyjne; Wrocław, 18-19 listopada 2004 r.; Zakład Higieny Zwierząt i Środowiska Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Sekcja Dobrostanu Zwierząt i Higieny Środowiska Polskiego Towarzystwa Nauk Weterynaryjnych, Wrocław Elma, s. 94 |
| 7 | Pecka E., Zachwieja A., Kowalska-Górska M., Paczyńska K., Tumanowicz J., Twardowska-Gołębiwska A. | 2010 | Poziom selenu w siarze krów w zależności od ich genotypu, wieku oraz zdrowotności gruczołu mlekowego | LXXV Zjazd Polskiego Towarzystwa Zootechnicznego; Nauka dla praktyki hodowlanej: materiały konferencyjne; Olsztyn, 7-9 września 2010 roku; Sekcja Chowu i Hodowli Bydła. Koło PTZ w Olsztynie; Olsztyn, 2010, s. 42 |
| 8 | Kowalska-Górska M., Skwarka T. | 2008 | Bioakumulacja selenu w sierści twardej i miękkiej koni rasy śląskiej i hanowerskiej, Jony metali i inne czynniki abiotyczne w środowisku | XIII Międzynarodowa Konferencja Naukowa: streszczenia; Kraków, 12-13 maja 2008; Katedra Ochrony Środowiska Rolniczego, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, s. 79 |

Przedstawione podczas konferencji i jako rozdziały w monografii:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|------------------------------|------|---|--|
| 1 | Kowalska-Górska M., Senze M. | 2018 | Skuteczna promocja karpia, czyli jak wykorzystać jego potencjał, aspekty ekonomiczne, ekologiczne i prawne w akwakulturze karpia, pod red. Kowalskiej-Górskiej Moniki | Polskie Towarzystwo Rybackie, ISBN 978-83-942509-6-6, s. 221-232 |

Inne: Określenie wpływu antropogenicznego oddziaływania człowieka na środowisko

Określenie oddziaływania człowieka na zmiany w środowisku znalazło odzwierciedlenie w niektórych moich publikacjach. Większość badań dotyczy metali i ich wpływu na środowisko wodne, część dotyczyła także oddziaływania otoczenia na pszczoły, które są doskonałym wskaźnikiem zanieczyszczeń środowiskowych.

Na środowisko wodne wpływa każdy rodzaj działalności antropogenicznej. Pocięszający jest fakt, że np. badane osady denne, pochodzące z rejonów Polski były jedynie w nieznacznym stopniu zmienione, ich stopień zanieczyszczenia mierzony miarą Indeksu Geo (I_{geo}) pozwolił na uznanie ich w najgorszym przypadku jako niezanieczyszczone do umiarkowanie zanieczyszczone - $I_{geo}=1$. Jest to szczególnie ważne, gdy porównuje się osady krajowe z zanieczyszczonymi obszarami poza Polską. To korzystne zjawisko nie powinno pozwolić nam jednak zapomnieć o stałym monitoringu środowiska i wykorzystywaniu roślinności wodnej (szczególnie zanurzonej) i jej zdolności do bioakumulacji oraz do poprawy jakości środowiska poprzez zastosowanie ich jako fitoremediantów. Należy również zwrócić uwagę na to, że wprowadzanie do środowiska jakichkolwiek substancji nie odbywa się bez skutków dla całego środowiska, co w konsekwencji będzie oddziaływać również na człowieka. Poniżej zamieszczono część publikacji, w których zawarte są tego rodzaju badania, część dotyczy metali, część innych wpływów antropogenicznych.

| Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|---|------|---|---|
| Senze M., Kowalska-Górska M. | 2020 | Evaluation of the bioaccumulation of metals in submerged plants of the Verdon River and Lake Sainte-Croix (France) – preliminary research, | Journal of Elementology, Polskie Towarzystwo Magnezologiczne, vol. 25, nr 1, s. 297-314, DOI:10.5601/jelem.2019.24.4.1884 |
| Sługocki Ł., Czerniawski R., Kowalska-Górska M. , Senze M., Reis A., Carrola J. S., Teixeira C. A. | 2019 | The Impact of Land Use Transformations on Zooplankton Communities in a Small Mountain River (The Corgo River, Northern Portugal) | International Journal of Environmental Research and Public Health, vol. 16, nr 1, s. 1-17, DOI:10.3390/ijerph16010020 |
| Czerniawski R., Kowalska-Górska M. | 2018 | Spatial changes in zooplankton communities in a strong human-mediated river ecosystem | PeerJ, vol. 6, s. 1-26, DOI:10.7717/peerj.5087 |
| Migdał P., Roman A., Popieła-Pleban E., Kowalska-Górska M. , Opaliński S. | 2018 | The Impact of Selected Pesticides on Honey Bees | Polish Journal of Environmental Studies, Institute of Scientific Information in Philadelphia, vol. 27, s. 787-792, DOI:10.15244/pjoes/74154 |
| Senze M., Kowalska-Górska M. , Kruszyński W. | 2018 | Effect of the Karlino oil field operations (Zachodniopomorskie Province) on metal bioaccumulation in aquatic plants in rivers within the Baltic drainage area | Journal of Elementology, Polskie Towarzystwo Magnezologiczne, vol. 23, nr 2, 2018, s. 497-508, DOI:10.5601/jelem.2017.22.2.1428 |

| Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|--|------|--|--|
| Senze M., Kowalska-Górska M. , Wondołowska-Grabowska A. | 2017 | Ocena zanieczyszczenia osadów dennych metalami śladowymi na przykładzie nizinnego zbiornika zaporowego w miejscowości Słup na Dolnym Śląsku | Ochrona Środowiska, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział Dolnośląski, vol. 39, nr 4, s. 51-56 |
| Zonova Y., Migdał P., Roman A., Popiela-Pleban E., Opaliński S., Kowalska-Górska M. | 2017 | Oddziaływanie przemysłu miedziowego na zawartość srebra i niklu w glebie i roślinach miododajnych | Przemysł Chemiczny, Wydawnictwo SIGMA NOT Sp. z o.o., vol. 96, nr 9, s. 1979-1981, DOI:10.15199/62.2017.9.35 |
| Migdał P., Roman A., Popiela-Pleban W., Kowalska-Górska M. | 2016 | Ocena wpływu wybranych pestycydów na przeżywalność robotnic pszczoły miodnej (<i>Apis mellifera</i> L.) oraz zawartość chromu i srebra w ich organizmach | Przemysł Chemiczny; ISSN 0033-2496 [p]; ISSN 2449-9951 [e]; 2016-08; vol. 95 nr 8 s. 1599-1601, DOI:10.15199/62.2016.8.37 |
| Zonova Y., Roman A., Kowalska-Górska M. , Opaliński S. | 2016 | The impact of the copper industry on the level and transfer of selected elements in the melliferous plant species | Przemysł Chemiczny; ISSN 0033-2496; ISSN 2449-9951 (eISSN); 2016-06; vol. 95 nr 6 s. 1243-1246, DOI: 10.15199/62.2016.6.33 |
| Pokorny P., Dobicki W., Tarbaj K., Kowalska-Górska M. , Polechoński R., Senze M. | 2015 | Age-dependent heavy metal content in muscle tissue of brown bullhead (<i>Ictalurus nebulosus</i> , Le Suerur, 1819) | Polish Journal of Environmental Studies; ISSN 1230-1485; vol. 24 nr 5 s. 2139-2146, DOI: 10.15244/pjoes/39549 |
| Senze M., Kowalska-Górska M. , Pokorny P., Dobicki W., Polechoński R. | 2015 | Accumulation of heavy metals in bottom sediments of Baltic Sea catchment rivers affected by operations of petroleum and natural gas mines in Western Pomerania, Poland | Polish Journal of Environmental Studies; ISSN 1230-1485; vol. 24 nr 5 s.2167-2175, DOI: 10.15244/pjoes/40273 |
| Senze M., Kowalska-Górska M. , Białowąż H. | 2015 | Evaluation of the aluminium load in the aquatic environment of two small rivers in the Baltic Sea catchment area | Journal of Elementology; ISSN 1644-2296; 2015-12; vol. 20 nr 4 s. 987-998, DOI: 10.5601/jelem.2015.20.1.757 |
| Ciesielczuk T., Kusza G., Kowalska-Górska M. , Senze M. | 2011 | Aluminium and selenium content in soils of industrial area in Opole (southern Poland) | Archives of Environmental Protection; vol. 37 nr.1 s. 25-32 |
| Kowalska-Górska M. , Senze M., Dobicki W., Jastrzemska M. | 2013 | Accumulation of selected metals in the bottom sediments of the pond in Szczytnicki Park in Wrocław | Ecological Chemistry and Engineering A; ISSN 1898-6188; vol. 20 nr 1, s. 55-62, tab; DOI 10.2428/ecea.2013.20(01)006 |

| Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|--|------|--|--|
| Kowalska-Górska M., Senze M., Szałata R. | 2011 | Kowalska-Górska M., Senze M., Szałata R: Influence of mine water on water quality of Pełcznica river = Wpływ wód kopalnianych na jakość wód rzeki Pełcznicy | Ecological Chemistry and Engineering A; vol. 18 nr 5-6, s. 737-741 |
| Senze M., Kowalska- Górska M., Pokorny P. | 2009 | Metals in chosen aquatic plants in a lowland dam reservoir = Metale w roślinach wodnych ze zbiornika zaporowego na terenie nizinnym | Journal of Elementology; Tom 14 nr 1, s. 147-156 |

5. Informacja o wykazywaniu się istotną aktywnością naukową albo artystyczną realizowaną w więcej niż jednej uczelni, instytucji naukowej lub instytucji kultury, w szczególności zagranicznej.

W okresie zatrudnienia **nawiązałam współpracę z Uniwersytetem Szczecińskim:**

- współpracuję z zespołem prof. dr hab. inż. Roberta Czerniawskiego oraz z dr. Łukaszem Sługockim i dr. Tomaszem Krepskim. Przeprowadzałam na Uniwersytecie Szczecińskim pojedyncze zajęcia dydaktyczne, oraz wspólne eksperymenty naukowe. Wynikiem współpracy są publikacje zarówno z listy z JCR,

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|--|------|---|---|
| 1 | Kowalska-Górska M., Dziewulska K., Kulasza M. | 2019 | Effect of copper nanoparticles and ions on spermatozoa motility of sea trout (<i>Salmo trutta m. trutta</i> L.) | Aquatic Toxicology, vol. 211, s. 11-17, DOI:10.1016/j.aquatox.2 019.03.013 |
| 2 | Sługocki Ł., Czerniawski R., Kowalska-Górska M., Senze M., Reis A., Carrola J. S., Teixeira C. A. | 2019 | The Impact of Land Use Transformations on Zooplankton Communities in a Small Mountain River (The Corgo River, Northern Portugal) | International Journal of Environmental Research and Public Health, vol. 16, nr 1, s. 1-17, DOI:10.3390/ijerph1601 0020 |
| 3 | Czerniawski R., Kowalska-Górska M. | 2018 | Spatial changes in zooplankton communities in a strong human-mediated river ecosystem | PeerJ, vol. 6, s. 1-26, DOI:10.7717/peerj.5087 |
| 4 | Czerniawski R., Sługocki Ł., Kowalska-Górska M. | 2017 | Effects of beaver dams on the zooplankton assemblages in four temperate lowland streams (NW Poland) | Biologia, vol. 72 , nr 4, s. 417-430, DOI:10.1515/biolog- 2017-0047 |
| 5 | Czerniawski R., Sługocki Ł., Kowalska-Górska M. | 2016 | Diurnal changes of zooplankton community reduction rate at lake outlets and related environmental factors | Plos One; ISSN 1932- 6203; vol. 11 Issue 7 e0158837, s. 1-15, DOI:10.1371/journal.pon e.0158837 |

jak też wspólne doniesienia na konferencjach naukowych:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|--|-------|--|--|
| 1 | Czerniawski R., Sługocki Ł., Kowalska-Górska M. | 2018 | Rola światła w tempie redukcji zooplanktonu w odpływach jezior, | Zooplankton w czasie i przestrzeni, 2018, Wydawnictwo eMPi ² Mariana Pietraszewskiego s.c., ISBN 978-83-65149-56-5 |
| 2 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Czerniawski R., Wojnarowski K., Dobicki W., Pokorny P., Tarbaj K., Mastalerz P. | 2018 | Kumulacja żelaza oraz cynku w osadach i ich bioakumulacja w roślinności wodnej rzeki Baryczy | XXIV Zjazd Hydrobiologów Polskich "Hydrobiologia w obliczu zmian klimatu" = XXIV Conference of Polish Hydrobiologists "Hydrobiology in the face of climate change": Materiały, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, ISBN 978-83-7493-033-8, s. 109-110 |
| 3 | Kowalska-Górska M. , Wojnarowski K., Konkol D., Czerniawski R. | 2018 | Porównanie zawartości srebra, miedzi, manganu, żelaza, niklu oraz cynku w wodach wybranych górskich rzekach południowej Polski | XXIV Zjazd Hydrobiologów Polskich "Hydrobiologia w obliczu zmian klimatu" = XXIV Conference of Polish Hydrobiologists "Hydrobiology in the face of climate change": Materiały, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, ISBN 978-83-7493-033-8, s. 107-108 |
| 4 | Sługocki Ł., Czerniawski R., Kowalska-Górska M. , Senze M. | 2018 | Relacja pomiędzy sposobem użytkowania zlewni a strukturami zooplanktonu w małej górskiej rzece | Zooplankton w czasie i przestrzeni, Wydawnictwo eMPi ² Mariana Pietraszewskiego s.c., ISBN 978-83-65149-56-5, s. 44-44 |
| 5 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Czerniawski R., Sługocki Ł., De Moura C. A., Carrola J. S. | 2017, | Rtęć w wodzie i roślinności wodnej dopływów rzeki Douro | I Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Funkcjonowanie i Ochrona Wód Płynących” Potamon 2017: materiały konferencyjne; Wałcz 27-29 września 2017; Uniwersytet Szczeciński Wydział Biologii, PTH Oddział Szczecin / Czerniawski Robert (red.), Szczecin, s. 53-53 |

Udział w konferencjach zaowocował również zredagowaniem wspólnych rozdziałów w monografiach:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|---|------|---|---|
| 1 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Czerniawski R., Sługocki Ł., De Moura C. A., Carrola J. S. | 2017 | Bioakumulacja rtęci w roślinności wodnej rzeki Douro i jej dopływów, Funkcjonowanie i ochrona wód płynących, pod red. Czerniawskiego Roberta, Bilskiego Pawła | volumina.pl Daniel Krzanowski, ISBN 978-83-7867-725-3, s. 391-402 |

| | | | | |
|---|---|------|--|--|
| 2 | Czerniawski R., Sługocki Ł., Kowalska-Górska M. , Kremski T. | 2017 | Różnice w wartościach wskaźników biotycznych małych zbiorników zaporowych i piętrzeń bobrowych. Grudziądz, czerwiec 2017 r. Ochrona i rekultywacja jezior. pod red. Ryszarda Wiśniewskiego | Wydawnictwo IRŚ Olsztyn ISBN 978-83-945245-2-4, s. 11-22 |
| 3 | Łopata M., Czerniawski R., Augustyniak R., Sługocki Ł., Goździk I., Kremski T., Kompowska A., Kowalska-Górska M. , Grochowska J., Parszuto K. | 2017 | Uwarunkowania ochrony i rekultywacji jeziora usytuowanego w przestrzeni miejskiej na przykładzie zbiornika Rakowo Duże w Złocieńcu. Grudziądz, czerwiec 2017 r. Ochrona i rekultywacja jezior. pod red. Ryszarda Wiśniewskiego | Wydawnictwo IRŚ Olsztyn ISBN 978-83-945245-2-4, s. 39-54 |
| 4 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Czerniawski R. | 2014 | Wpływ wód Odry i wód Zatoki Pomorskiej na skład fizyko-chemiczny wód Zalewu Szczecińskiego, Chromatografia jonowa 2014, pod red. Rajmunda Michalskiego | Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrze, ISBN 978-83-60877-05-0; s. 342-361 |

–jestem: promotorem pomocniczym rozprawy doktorskiej mgr Małgorzaty Garncarek wraz z dr hab. Katarzyną Dziewulską prof. uczelni, której tematem badań będzie „Wpływ nanopierwiastów na ruchliwość i wybrane cechy fizjologiczne plemników ryb”.

-współpracuję z dr hab. Lidią Skuzą prof. uczelni – w wyniku współpracy w niedługim czasie ukaże się wspólna publikacja, która jest wynikiem współpracy jaką podpisałam z CBMiB (**Centrum Biologii Molekularnej i Biotechnologii**) (od 2017 roku).

Nawiązałam **współpracę z Uniwersytetem Warmińsko-Mazurskim** – Katedrą Towaroznawstwa i Badań Żywności, a w niej z dr Joanną Łuczyńską, efektem tej współpracy jest powierzenie mi funkcji redaktora specjalnego wydania "Fish as an Environmental Quality and Human Health Bioindicator".

https://www.mdpi.com/journal/ijerph/special_issues/fish_bioindicator

oraz publikacją z listy JCR:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|--|------|---|---|
| 1 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Łuczyńska J., Czyż K. | 2020 | Effects of the Ionic and Nanoparticle Forms of Cu and Ag on These Metals' Bioaccumulation in the Eggs and Fry of Rainbow Trout (<i>Oncorhynchus mykiss</i> W.) | International Journal of Environmental Research and Public Health, vol. 17, 6392, s. 1-16, DOI:10.3390/ijerph17176392 |

Nawiązałam **współpracę z University of Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real (Portugalia)** z Centre for the Research and Technology of Agro-Environmental and Biological Sciences, oraz

Department of Geology, gdzie przeprowadziłam zajęcia dydaktyczne w listopadzie 2012 roku.
Efektem współpracy były m.in. poniższe doniesienia i publikacje:

Publikacje z listy JCR:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|---|------|--|---|
| 1 | Sługocki Ł., Czerniawski R., Kowalska-Górska M. , Senze M., Reis A., Carrola J. S., Teixeira C. A. | 2019 | The Impact of Land Use Transformations on Zooplankton Communities in a Small Mountain River (The Corgo River, Northern Portugal) | International Journal of Environmental Research and Public Health, vol. 16, nr 1, s. 1-17, DOI:10.3390/ijerph16010020 |

Rozdziały w monografiach:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|---|------|---|--|
| 1 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Czerniawski R., Sługocki Ł., De Moura C. A., Carrola J. S. | 2017 | Bioakumulacja rtęci w roślinności wodnej rzeki Douro i jej dopływów, Funkcjonowanie i ochrona wód płynących, pod red. Czerniawskiego Roberta, Bilskiego Pawła | volumina.pl Daniel Krzanowski, ISBN 978-83-7867-725-3, s. 391-402 |
| 2 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Dobicki W., Polechoński R., Pokorny P., Tarbaj K., Carrola J. | 2015 | Karp, profilaktyka antynowotworowa, Stan rybactwa śródlądowego w Polsce: szkolenie w Oddziale Dolnośląskim, Milicz, 08-09 maja 2015 | materiały szkoleniowe, Polskie Towarzystwo Rybackie Poznań, ISBN 978-83-941752-3-8; s. 15-23 |

oraz prezentacje na konferencjach:

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|--|-------|---|--|
| 1 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Czerniawski R., Sługocki Ł., De Moura C. A., Carrola J. S. | 2017, | Rtęć w wodzie i roślinności wodnej dopływów rzeki Douro | I Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Funkcjonowanie i Ochrona Wód Płynących” Potamon 2017: materiały konferencyjne; Wałcz 27-29 września 2017; Uniwersytet Szczeciński Wydział Biologii, PTH Oddział Szczecin / Czerniawski Robert (red.), Szczecin, s. 53-53 |
| 2 | Kowalska-Górska M. , Carrola J., Senze J., Pokorny P., Dobicki W., Polechoński R. | 2015 | Zawartość selenu w mięśniach wybranych gatunków ryb pochodzących z hodowli stawowych w porównaniu do dziko żyjących pochodzących z Polski, Czech i Portugalii | 40. Międzynarodowe Seminarium Naukowo-Techniczne: Chemistry for Agriculture; Karpacz, 29.11.2015-02.12.2015, P154, s. 1 |
| 3 | Kowalska-Górska M. , Senze M., Carrola L. | 2014 | Zawartość selenu w mięśniach wybranych gatunków ryb | Inżynieria akwakultury: książka streszczeń, Olsztyn |

| Nr | Autorzy | Rok | Tytuł | Źródło |
|----|--|------|--|---|
| | Dobicki W., Polechoński R., Pokorny P. | | pochozących z hodowli stawowych w porównaniu do dzikożyjących pochozących z Polski, Czech i Portugalii | 2-4.12. 2014 r. [Komitet Naukowy Roman Jacek Kujawa et al.]; ISBN 987-83-63503-47-5; Białystok: Drukarnia Cyfrowa Partner Poligrafia; s. 33 |
| 4 | Senze M., Kowalska-Górska M., Carrola J., Dobicki W., Polechoński R., Pokorny P. | 2014 | Metale w mięśniach cefala <i>Mugil cephalus</i> (L.) z estauarium rzeki Limy (Portugalia) | Inżynieria akwakultury: książka streszczeń, Olsztyn 2-4.12. 2014 r. [Komitet Naukowy Roman Jacek Kujawa et al.]; ISBN 987-83-63503-47-5; Białystok: Drukarnia Cyfrowa Partner Poligrafia, s. 69 |

6. Informacja o osiągnięciach dydaktycznych, organizacyjnych oraz popularyzujących naukę lub sztukę

Od 1994 roku na uczelni jestem zatrudniona na etacie naukowo-badawczym. Byłam promotorem 19 prac magisterskich, 30 prac inżynierskich oraz 5 licencjackich na takich kierunkach jak: zootechnika, biologia, bezpieczeństwo żywności i bioinformatyka.

Byłam promotorem pomocniczym obronionego doktoratu dr Yekateriny Zonovej, pt.: „Transfer pierwiastków o właściwościach toksycznych z gleby poprzez rośliny do organizmu pszczoły miodnej (*Apis mellifera* L.) i miodu”. Obecnie jestem promotorem pomocniczym doktoratu mgr Małgorzaty Garncarek na Uniwersytecie Szczecińskim o roboczym tytule: „Wpływ nanopierwiastków na ruchliwość i wybrane cechy fizjologiczne plemników ryb”.

Funkcje pełnione w kolegiach i komisjach wydziałowych i uczelnianych:

1. Kieruje pracownią mikrośladów oraz pracownią mineralizacji próbek od 2005 r.
2. Koordynator procesu wdrażania ECTS na kierunku Biologia. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu w kadencji 2006-2009 oraz 2010-2013.
3. Członek Rady Wydziału Biologii i Hodowli Zwierząt, jako przedstawiciel adiunktów. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu w kadencji 2009-2016.
4. Członek Rady programowej: Kierunku Zootechnika 2009-2012; Kierunku Biologia. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu w kadencji 2011-2012.

5. Członek Komisji Rekrutacyjnych kierunku Zootechnika niestacjonarna. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu w kadencji 2009-2010.
6. Członek Komisji Rekrutacyjnych kierunku Bezpieczeństwo Żywności w roku 2015, kierunku Zootechnika w latach 2005-2007, Biologii w latach 2007-2008.
7. Członek Komisji ds. studenckich i nauczania. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu w kadencji 2008-2012.
8. Opiekun roku na kierunku Rybactwo. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu 2007-2010.
9. Opiekun roku na kierunku Bezpieczeństwo żywności. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu 2015-2019.
10. Opiekun roku na kierunku Bioinformatyka. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu od 2019 r.
11. Członek Uczelnianej Komisji Wyborczej od 2019 r.

Inne osiągnięcia w działalności organizacyjnej Uczelni

1. Współinicjator, wraz z dr Magdaleną Senze, współpracy pomiędzy Uniwersytetem Przyrodniczym we Wrocławiu a Univeristy of Tras-os-Montes and Alto Douro in Vila Real.
2. Współorganizator od 1999 roku corocznej Międzynarodowej Konferencji Studenckich Kół Naukowych we Wrocławiu.
3. Współorganizator Jubileuszu 100-lecia urodzin prof. Mariana Stangenberga. Wrocław, 13.12.2010 r.
4. Współorganizator w 2012 roku kursu związanego z ochroną środowiska wodnego przeprowadzony dla uczniów klasy o profilu ochrona środowiska uczęszczających do Zespołu Szkół w białej (woj. opolskie).
5. Członek komisji ds. dofinansowania działań związanych z Lokalną Grupą Rybacką Dolina Baryczy.
6. Współorganizator Odłowów pokazowych. Milicz-Ostoja, od 2009 r.
7. Współtwórca 11 posterów dotyczących różnych gatunków ryb na XXVII Krajowej Wystawie Zwierząt Hodowlanych w dniach 15-17 maja 2015 na terenie Międzynarodowych Targów Poznańskich

Artykuły popularno - naukowe:

1. **Kowalska-Górska M.** 2004: Palec z gnojówki brzydko nie pachnie. Głos Uczelni nr 131, Wrocław, 22.

2. **Kowalska-Górska M.** 2015: Polscy naukowcy badają zanieczyszczenie portugalskich rzek.
Głos uczelni 2015. 3.07.

Prowadzone zajęcia dydaktyczne w ramach pensum dydaktycznego (wykłady, ćwiczenia laboratoryjne i terenowe):

| <i>Przedmiot</i> | <i>rodzaj</i> | <i>W</i> | <i>Ćw.</i> | <i>Ćw. Ter.</i> |
|--|---------------|----------|------------|---------------------|
| <i>Kierunek: Biologia człowieka -stacjonarne licencjackie (BBC-SL)</i> | | | | |
| <i>Środowiskowe skutki antropopresji</i> | <i>F</i> | | <i>x</i> | |
| <i>Ochrona środowiska</i> | <i>F</i> | | <i>x</i> | |
| <i>Kierunek: Bioinformatyka -stacjonarne licencjackie (BBI-SL)</i> | | | | |
| <i>Techniki laboratoryjne w biologii</i> | <i>F</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | |
| <i>Kierunek: Bezpieczeństwo żywności -stacjonarne inżynierskie (BBŻ-SI)</i> | | | | |
| <i>Procesy uzdatniania wody</i> | <i>F</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Ochrona środowiska</i> | <i>F</i> | | <i>x</i> | |
| <i>Wprowadzenie do bezpieczeństwa żywności</i> | <i>O</i> | <i>x</i> | | |
| <i>Analiza żywności</i> | <i>O</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | |
| <i>Techniki analizy wody i żywności</i> | <i>F</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | |
| <i>Akwakultura w gospodarce i diecie człowieka</i> | <i>F</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Podstaw nanotechnologii w produkcji żywności</i> | <i>F</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | |
| <i>Kierunek: Zootechnika -stacjonarne inżynierskie (BZO-SI)</i> | | | | |
| <i>Gospodarka rybacka</i> | <i>O</i> | | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Ochrona środowiska</i> | <i>F</i> | | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Kierunek: Biologia -stacjonarne 2. stopn. (BBL-SM)</i> | | | | |
| <i>Środowiskowe skutki antropopresji</i> | <i>F</i> | | <i>x</i> | |
| <i>Techniki analityczne materiału środowiskowego</i> | <i>F</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | |
| <i>Biologia ryb</i> | <i>O</i> | | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Akwakultura</i> | <i>F</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Ochrona przyrody i środowiska</i> | <i>F</i> | | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Kierunek: Biologia -stacjonarne 2. stopn. (BBL-SM)</i> | | | | |
| <i>Techniki analityczne w hydrobiologii</i> | <i>O</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | |
| <i>Renaturyzacja wód oraz kształtowanie i ochrona środowiska wodnego</i> | <i>F</i> | | <i>x</i> | |

| | | | | |
|---|----------|----------|----------|----------|
| <i>Kierunek: Rybactwo -stacjonarne I. stop.</i> | | | | |
| <i>Chów i hodowla ryb łososiowatych</i> | <i>O</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Jeziornictwo</i> | <i>O</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Niestacjonarne inżynierskie - Zootech</i> | | | | |
| <i>Gospodarka rybacka</i> | <i>O</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Przedmioty angielskojęzyczne na różnych kierunkach Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu</i> | | | | |
| <i>Aquaculture</i> | <i>-</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Water treatment processes</i> | | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Analytical techniques in hydrobiology</i> | <i>-</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Environmental protection</i> | <i>-</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Aquatic techniques in biology</i> | <i>-</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Biodiversity of aquatic environments</i> | <i>-</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Aquatic fauna</i> | <i>-</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Fisheries management</i> | <i>-</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Hydrobiology</i> | <i>-</i> | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Analytical techniques of environmental material A31</i> | | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Limnology</i> | | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |
| <i>Water Organisms Farming</i> | | <i>x</i> | <i>x</i> | <i>x</i> |

F-fakultet

O-obligatoryjny

x- rodzaj realizowanych zajęć

Większości z powyższych przedmiotów byłam głównym autorem, na kierunku Rybactwo wszystkich, część z przedmiotów realizowałam we współuczestnictwie z innymi pracownikami.

7. Inne informacje

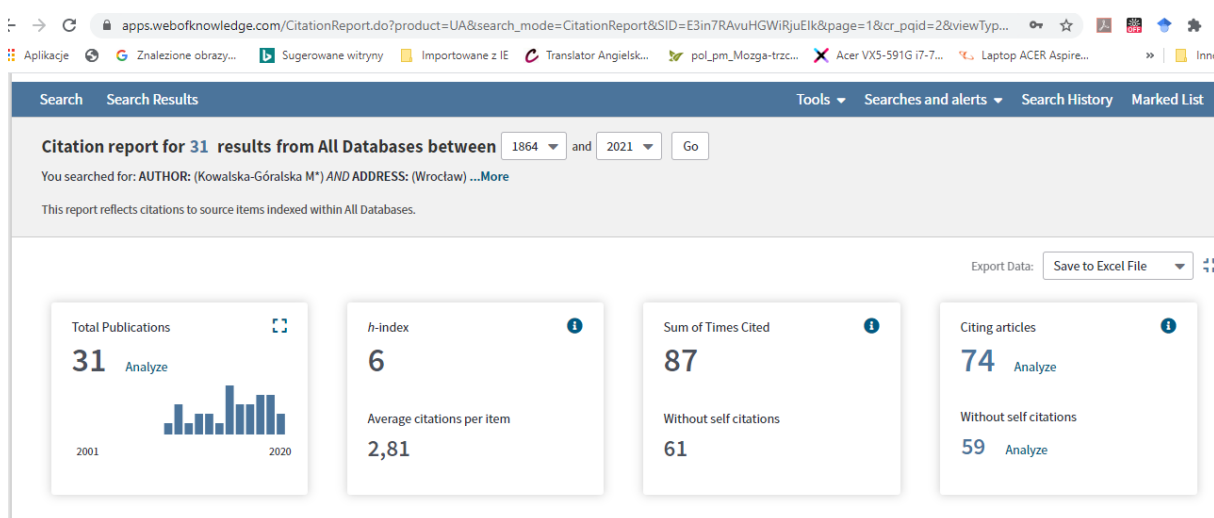
Mój dorobek obejmuje następujące prace:

- 27 artykułów naukowych znajdujących się na liście JCR, suma punktów MNiSW= 870,
- 36 artykułów naukowych nieposiadających IF (1 przed doktoratem), suma punktów MNiSW= 220,
- 33 rozdziałów w monografiach, suma punktów MNiSW= 138,

- liczba publikacji z międzynarodowych konferencji (w bazie Web of Science – 2 – suma punktów MNiSW= 20, oraz nieindeksowanych 1, suma punktów MNiSW= 5),
- 115 doniesień konferencyjnych o zasięgu krajowym i międzynarodowym (tym 7 przed
- doktoratem).

Na dzień 5.09.2020 r. suma punktów wg list Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (zgodnie z datą publikacji pracy) wynosi **1253**.

Całkowita liczba cytowań wszystkich prac w bazie *Web of Science* wynosi **87**, bez autocytowań **61**, a indeks Hirscha = **6**; łączny IF wyniósł **30,356**.



Obszar prowadzonych przeze mnie doświadczeń dotyczył pierwiastków, głównie metali i selenu. W późniejszym czasie zajęłam się szczególnie badaniem nanometali, co zostało opisane jako moje główne osiągnięcie. Wiele doświadczeń opublikowanych zostało w znaczących czasopiśmie, część spoza listy JCR, ale znaczna ilość wyników została przedstawiona podczas konferencji naukowych i branżowych. Zdobyta przeze mnie wiedza i dziedzina badań nie pozwalają, by mnie zaklasyfikować w jeden obszar. Ze względu na środowisko życia ryb, praca moja ma charakter interdyscyplinarny. Badania moje są na pograniczu rybactwa, ochrony środowiska, biologii i zootechniki. Umiejętność współpracy z ośrodkami zagranicznymi (także odbyte staże) i polskimi (również staże) umożliwiły mój stały rozwój, co myślę, że jest tylko z korzyścią dla dalszej mojej kariery. Współpraca, osiągnięcia przyczyniły się do tego, że zostałam zaproszona do redakcji naukowej w czasopiśmie *Polish Journal of Environmental Studies*, a także do wydania specjalnego w "Fish as an Environmental Quality and Human Health Bioindicator"

(MDPI Szwajcaria), również do pracy w zespole jako ekspert zewnętrzny d.s. analiz Delphi – Narodowy Program Foresight Polska. W ostatnim roku zostałam wybrana do Zarządu Polskiego Towarzystwa Rybackiego, co również odbieram jako docenienie moich zasług dla rybactwa.

Dodam jeszcze, że jako hodowca ryb, który od podstaw stworzył swoje gospodarstwo, mam nie tylko teoretyczną wiedzę, ale i praktyczną, co umożliwi mi na nietypowe podejście do tematyki rybackiej z punktu widzenia szczególnego specjalisty z tej dziedziny.

Uczestniczę stale od 1994 roku w kształceniu studentów i doktorantów. Kształciłam zootechników, a także rybaków, którzy na naszej uczelni mogli ukończyć I stopień z tytułem inżynierskim. Ponadto studentów kierunków: Bezpieczeństwo Żywności, Bioinformatyka, Biologia, Biologia Człowieka, brałam udział w szkoleniu słuchaczy studiów podyplomowych AgroUnia. Jestem aktywnym uczestnikiem towarzystw naukowych i branżowych. Myślę, że to drobne podsumowanie pozwoli na skrótowe spojrzenie na przebieg mojej kariery zawodowej.

Monika-Górska

.....
(podpis wnioskodawcy)