

ZAŁĄCZNIK 2

Autoreferat

1. **Imię i Nazwisko:** Mikołaj Kokociński
2. **Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytuł rozprawy doktorskiej**
 1. Magister biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań, 1997
 2. Doktor nauk biologicznych w zakresie biologii – hydrobiologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań, 2002
Tytuł rozprawy doktorskiej: „Zróżnicowanie strukturalne letnich zbiorowisk fitoplanktonu dwóch hypertroficzných jezior gnieźnieńskich”
3. **Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/artystycznych**
 1. Październik – grudzień 2002, starszy wykładowca, Zakład Hydrobiologii, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza
 2. Styczeń 2003 roku, adiunkt, Collegium Polonicum, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza
4. **Wskazanie „osiągnięcia”^{*} wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.):**

a) tytuł osiągnięcia naukowego

„Ekologia i toksyczność sinic: *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wołoszyńska) Seenayya & Subba Raju oraz *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis and Komárek”

Na osiągnięcie naukowe składa się cykl 5 prac opublikowanych w czasopismach z listy JCR, których sumaryczny IF (według roku publikacji, dla publikacji z 2012 i 2013 roku przyjęto IF z 2011 roku) wynosi: **10.563**

b) (autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa)

1. Mikołaj Kokociński, Dariusz Dziga, Lisa Spooft, Karolina Stefaniak, Tomasz Jurczak, Joanna Mankiewicz-Boczek, Jussi Meriluoto. 2009. First report of the

- cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in the shallow, eutrophic lakes of Western Poland. *Chemosphere* 74: 669-675. [IF = 3.253, 2009]
2. Mikołaj Kokociński, Karolina Stefaniak, Joanna Mankiewicz-Boczek, Katarzyna Izydorczyk, Janne Soininen. 2010. The ecology of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) in two hypertrophic lakes dominated by *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyta). *European Journal of Phycology* 45: 365-374. [IF = 1.901, 2010]
 3. Mikołaj Kokociński, Karolina Stefaniak, Katarzyna Izydorczyk, Tomasz Jurczak, Joanna Mankiewicz-Boczek, Janne Soininen. 2011. Temporal variation in microcystin production by *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis and Komárek (Cyanobacteria, Oscillatoriales) in a temperate lake. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*. 47: 363-371. [IF = 0.930, 2011]
 4. Mikołaj Kokociński, Janne Soininen. 2012. Environmental factors related to the occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) at the north-eastern limit of its geographical range. *European Journal of Phycology* 47: 12-21. [IF = 1.828, 2011]
 5. Mikołaj Kokociński, Joanna Mankiewicz-Boczek, Tomasz Jurczak, Lisa Spoof, Jussi Meriluoto, Edyta Rejmonczyk, Henna Hautala, Markus Vehniäinen, Jakub Pawełczyk, Janne Soininen. 2013. *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsin-producing cyanobacterium in Polish lakes. *Environmental Science and Pollution Research* DOI 10.1007/s11356-012-1426-7. [IF = 2.651, 2011]

c) Omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Problem zakwitów sinicowych w jeziorach i zbiornikach zaporowych oraz towarzyszącej im bardzo często produkcji toksyn sinicowych jest przedmiotem wielu badań z uwagi na zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt korzystających z zasobów wodnych tych zbiorników. W wyniku przyspieszonej przez działalność człowieka eutrofizacji wielu jezior, zjawisko zakwitów sinicowych stało się powszechnym zagrożeniem. Szczególnie narażone są płytkie zbiorniki, których dodatkowo zlewnia jest zagospodarowana rolniczo. Jeziora takie charakteryzują się wysoką podatnością na degradację, której efektem mogą

być ww. zakwity sinicowe prowadzące do zubożenia biotycznego tych ekosystemów. Wiele takich zbiorników występuje na obszarze użytkowanej rolniczo Wielkopolski a także sąsiadujących województw. Zakwity sinicowe tworzone są najczęściej przez jeden gatunek, któremu towarzyszy kilka innych taksonów sinic o mniejszej liczebności. Taksony te wykazują szereg przystosowań pozwalających w określonych warunkach środowiskowych na szybkie namnażanie się i osiągnięcie pozycji dominanta w zbiorowisku fitoplanktonu. Wiele spośród tych taksonów to sinice powszechnie występujące w eutroficznych jeziorach na terenie naszego kraju, zaadoptowane do warunków klimatycznych strefy umiarkowanej. Przykładem może być sinica *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis and Komárek przystosowana do warunków panujących w płytkich, polimiktycznych silnie zeutrofizowanych jeziorach. Poważnym zagrożeniem związanym z zakwitami tej sinicy jest zdolność do produkcji hepatotoksyn – mikrocystyn. Pośród taksonów sinic charakterystycznych dla jezior strefy umiarkowanej w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat zaobserwowano pojawianie się w Europie południowej i zachodniej gatunków charakterystycznych dla rejonów strefy subtropikalnej i tropikalnej. Do takich taksonów należy między innymi sinica *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wołoszyńska) Seenayya & Subba Raju, opisana przez profesor Wołoszyńską w 1912 roku. Sinica ta występuje powszechnie np. w Australii, Azji Pd-Wsch. a także w Afryce oraz Ameryce Pd. W latach 30-tych XX wieku została po raz pierwszy stwierdzona na południu Europy. W ostatnim dziesięcioleciu *C. raciborskii* był stwierdzony także we Francji i północnych Niemczech. W literaturze anglojęzycznej sinica ta jest określana mianem sinicy inwazyjnej, choć wciąż słabo jest rozpoznane zagrożenie jakie może stanowić dla gatunków rodzimych. W Polsce po raz pierwszy sinica ta była stwierdzona w latach 70-tych w jeziorach konińskich podgrzewanych wodami zrzutowymi z elektrowni. Zainteresowanie tą sinicą związane jest ze zdolnością tej sinicy do produkcji toksyny cylindrospermopsyny (CYN), wywołującej patologiczne zmiany w wątrobie, nerkach, śledzionie, sercu i innych organach wewnętrznych a także znanej z właściwości mutagennych i zaliczanej do potencjalnych karcynogenów.

Celem monotematycznego cyklu pięciu prac było zatem poznanie występowania, toksyczności oraz czynników środowiskowych związanych z pojawianiem się sinicy *Cylindrospermopsis raciborskii* oraz *Planktothrix agardhii* w jeziorach Polski Zachodniej.

Badania prowadzone w okresie letnim w trzech płytkich jeziorach na terenie Wielkopolski wykazały po raz pierwszy obecność cylindrospermopsyny także w Polsce (**publikacja nr 1, punkt 4b autoreferatu**). Dominującą sinicą w tych jeziorach była

sinica *P. agardhii*, która stanowiła nawet do 80% całkowitej biomasy fitoplanktonu. W jeziorach tych stwierdzono występowanie także innych sinic, między innymi z rodzaju *Aphanizomenon*, *Anabaena* oraz sinicy *C. raciborskii*. Stężenia cylindrospermopsyny nie były wysokie jednak w kilku próbach przekraczały wartość $1\mu\text{g dm}^{-3}$, która w Australii została zaproponowana jako graniczna wartość dopuszczalna dla wód przeznaczonych do spożycia. Zaznaczyć należy, iż badano jedynie wewnątrzkomórkowe stężenie cylindrospermopsyny, podczas gdy stężenie tej toksyny rozpuszczonej w wodzie mogło być znacznie większe ze względu na dużą rozpuszczalność tej toksyny w wodzie i długi czas jej naturalnej degradacji. W sumie spośród 48 pobranych próbek w trakcie badań prowadzonych od czerwca do października 2006 i 2007 roku cylindrospermopsynę stwierdzono w 22 próbkach. Badania te wykazały także, że toksyna ta może być obecna przez cały okres letni co zostało zaobserwowane w jeziorze Bnińskim i Bytyńskim w 2006 roku. Istotnym osiągnięciem tych badań było też wykazanie, iż najczulszą metodą detekcji CYN jest metoda LC-MS/MS pozwalająca na bardzo dokładne ilościowe oznaczanie cylindrospermopsyny. Za pomocą tej metody stwierdzono obecność cylindrospermopsyny w 22 próbkach podczas gdy metoda HPLC –UV pozwoliła na stwierdzenie CYN jedynie w 8 próbkach. Badania te nie pozwoliły na dokładne wskazanie, które z obecnych w tych jeziorach sinic były odpowiedzialne za produkcję CYN. Wskazano jednak, iż potencjalnymi producentami tej toksyny mogła być sinica *C. raciborskii*, której biomasa była istotnie statystycznie, dodatnio skorelowana ze stężeniem CYN w jednym z jezior oraz sinica *Aphanizomenon gracile* (Lemmermann) Lemmermann, która także dość licznie występowała w próbkach z cylindrospermopsyną.

Prowadzone dalsze wieloletnie badania nad ekologią sinic *C. raciborskii* i *P. agardhii* wykazały, iż mimo częstego współwystępowania tych sinic w dwóch eutroficznych, polimiktycznych jeziorach, biomasa tych sinic była negatywnie skorelowana (**publikacja nr 2, punkt 4b autoreferatu**). Badania te wykazały, iż w latach, w których stwierdzono dużą biomasę sinicy *P. agardhii* biomasa *C. raciborskii* była mniejsza natomiast istotnie większa w latach, w których biomasa *P. agardhii* była mniejsza. Stwierdzona negatywna korelacja między biomasą tych sinic związana jest z odmiennymi wymaganiami środowiskowymi obydwu taksonów. Jak wykazały przeprowadzone badania sinica *P. agardhii* związana była z warunkami małej widzialności, niższych temperatur wody oraz wysoką koncentracją fosforu podczas gdy *C. raciborskii* związana była z lepszymi warunkami świetlnymi, wyższą temperaturą oraz wysoką koncentracją azotu amonowego.

Ponadto stwierdzono, iż występowanie *C. raciborskii* skorelowane było dodatnio z indeksem różnorodności Shannona-Wienera wskazując, iż występowała w zbiorowiskach fitoplanktonu o dużej różnorodności podczas gdy zbiorowiska fitoplanktonu z *P. agardhii* charakteryzowały się małą różnorodnością. Badania te potwierdziły wcześniejsze obserwacje Reynoldsa i in. (2002), który zaklasyfikował te sinice do różnych grup funkcjonalnych fitoplanktonu: *P. agardhii* do grupy S₁ a *C. raciborskii* do grupy S_N. Badania te wykazały więc, iż polimiktyczne, eutroficzne jeziora, których fitoplankton był dotychczas zdominowany przez sinice *P. agardhii* mogą w sprzyjających warunkach (wyższa temperatura wody, lepsze warunki świetlne, wysokie koncentracje azotu amonowego) stać się siedliskiem odpowiednim dla liczniejszego rozwoju sinicy *C. raciborskii*.

Istotnym osiągnięciem badań nad toksycznością sinicy *P. agardhii* było wykazanie, iż sinica ta zdolna jest do tworzenia całorocznych zakwitów oraz do całorocznej produkcji mikrocystyny (**publikacja nr 3, punkt 4b autoreferatu**). Dwuletnie, całoroczne badania były przeprowadzone na jeziorze Lubosińskim. Wykazały one bardzo duży udział sinicy *P. agardhii* (od 53.8 do 98.8%) w biomacie całkowitej fitoplanktonu oraz wysokie stężenia mikrocystyny (od 3.4 do 75.3 $\mu\text{g dm}^{-3}$). Stwierdzono obecność różnych wariantów tej toksyny: mikrocystynę-RR, mikrocystynę-YR oraz najbardziej toksyczną mikrocystynę-LR. Stężenie mikrocystyny-RR było największe przez cały okres badań. Stwierdzono także stały, proporcjonalny udział poszczególnych wariantów mikrocystyny w stężeniu całkowitym tej toksyny. Stężenie całkowitej mikrocystyny było dodatnio, istotnie statystycznie skorelowane z biomasa *P. agardhii*. Poza tą sinicą nie stwierdzono występowania innych sinic zdolnych do produkcji tej toksyny a więc założono, iż toksyna ta była produkowana jedynie przez sinicę *P. agardhii*. Największe stężenia zaobserwowano w miesiącach letnich i jesiennych, najmniejsze w okresie zimowym. Istotnym osiągnięciem tych badań było wykazanie, iż podczas tzw. „stanu equilibrium” związanego z utrzymującą się długotrwałą dominacją *P. agardhii* sinica ta była zdolna do ciągłej syntezy mikrocystyn. Badania te wykazały również, iż temperatura, warunki świetlne oraz stężenie azotu amonowego były czynnikami skorelowanymi z produkcją mikrocystyn. Wpływ tych czynników na syntezę mikrocystyn był jednak najprawdopodobniej pośredni poprzez oddziaływanie na namnażanie się sinicy *P. agardhii*. Biomasa *P. agardhii* nie była natomiast skorelowana z „weight microcystin content” wyrażającym stężenie mikrocystyny nie w litrze wody lecz w mg biomasy *P.*

agardhii. Brak korelacji między biomasą *P. agardhii* a tym wskaźnikiem mógł wynikać z dużego udziału w całkowitej biomacie *P. agardhii* populacji szczepów nietoksycznych. Ponadto interesującym osiągnięciem naukowym było zaobserwowanie zmienności morfologicznej trychomów sinicy *P. agardhii* między poszczególnymi sezonami. Trychomy tej sinicy były najszersze wiosną, najdłuższe zimą a najkrótsze i najwęższe latem. Zaobserwowano także, iż szerokość trychomów była istotnie statystycznie, dodatkowo skorelowana z „weight microcystin content”, co mogłoby wskazywać, iż szersze trychomy mogą oznaczać większą produkcję mikrocytyn. Dalsze badania są jednak konieczne dla potwierdzenia tej hipotezy oraz wyjaśnienia czy istnieją jakieś mechanizmy fizjologiczne łączące syntezę toksyn sinicowych z budową morfologiczną trychomów. Wyniki tych badań pozwalają jednak przypuszczać, iż budowa morfologiczna trychomów sinic może w przyszłości okazać się przydatnym wskaźnikiem np. do odróżniania szczepów toksycznych sinic od nietoksycznych.

Ważnym osiągnięciem badań prowadzonych na dużej grupie jezior było wykazanie, iż sinica *C. raciborskii* jest często stwierdzanym taksonem w jeziorach Polski Zachodniej (**publikacja nr 4, punkt 4b autoreferatu**). Spośród 46 badanych jezior stwierdzono jej obecność w 20 jeziorach. Biomasa sinicy *C. raciborskii* stanowiła od 0.1 do 13.9% całkowitej biomasy fitoplanktonu i w żadnym z tych jezior sinica ta nie była taksonem dominującym. Stwierdzono, iż jeziora, w których występowała sinica *C. raciborskii* różniły się istotnie statystycznie od jezior, w których nie zaobserwowano tej sinicy. Jeziora z *C. raciborskii* były płytsze, charakteryzowały się mniejszą widzialnością (mierzona krążkiem Sechiego) a także większą koncentracją azotu amonowego i azotu całkowitego. W jeziorach tych stwierdzano także większą koncentrację chlorofilu-a oraz odczynu pH. Ponadto jeziora, w których stwierdzono największą biomasę *C. raciborskii* charakteryzowały się wysoką koncentracją azotu całkowitego, wysokim przewodnictwem elektrolitycznym i małą głębokością średnią i maksymalną. Warto jednak zaznaczyć, iż mimo, że sinica *C. raciborskii* stwierdzana była przede wszystkim w płytkich, eutroficznych jeziorach, to została także zaobserwowana w epilimnionie w kilku eutroficznych jeziorach głębokich. Interesującym wynikiem tych badań, było też stwierdzenie negatywnej zależności między biomasą *C. raciborskii* a temperaturą wody. W przeciwieństwie do wielu wcześniejszych doniesień naukowych badania te wykazały, iż największa biomasa tej sinicy nie występowała w okresie najwyższych temperatur a liczne populacje tej sinicy mogły utrzymywać się w temperaturze niższej od znanego z

literatury optimum termicznego. Ponadto ważnym osiągnięciem tych badań było stwierdzenie struktury zbiorowiska fitoplanktonu, w którym występowała sinica *C. raciborskii*. Badania te wykazały, iż sinica ta wykazuje silniejszy związek z np. innymi sinicami także dotąd obcymi dla rodzimych zbiorowisk fitoplanktonu np. *Aphanizomenon ovalisporum* Forti niż z rodzimymi sinicami np. *P. agardhii*.

Jednym z ważniejszych osiągnięć prowadzonych w ramach tego cyklu badań było poznanie sinicy zdolnej do syntezy cylindrospermopsyny w jeziorach Polski Zachodniej. Badania przeprowadzone na 36 jeziorach wykazały powszechne występowanie tej toksyny w jeziorach tego regionu Polski (**publikacja nr 5, punkt 4b autoreferatu**). Cylindrospermopsyna została stwierdzona w 40% badanych jezior. Największe stężenie wynosiło $3 \mu\text{g dm}^{-3}$ i było wyższe od wartości stwierdzonych w 2006 i 2007 roku na tym obszarze. Badania te wykazały, iż toksyna to była obecna w badanych jeziorach zarówno na początku jak i pod koniec okresu letniego i mogła być produkowana w różnych warunkach środowiskowych, choć temperatura i koncentracja mineralnych form biogenów wykazywały najsilniejszy związek ze stężeniem cylindrospermopsyny. Obecność cylindrospermopsyny badano za pomocą trzech metod: ELISA, HPLC-DAD i LC-MS/MS. Wszystkie te metody były skuteczne w wykrywaniu CYN w badanych jeziorach, jednak najdokładniejszą metodą okazała się metoda LC-MS/MS. Ponadto obecność toksycznych szczepów potwierdzona została za pomocą metod molekularnych pozwalających na wykrycie genów *cyrJ* i *cyrA* istotnych w procesie syntezy cylindrospermopsyny. Badania te wykazały, iż geny te są dobrymi markerami do wykrywania potencjalnie toksycznych szczepów sinic zdolnych do syntezy CYN. Założenie kultur sinic wyizolowanych z próbek środowiskowych pozwoliło dokonać weryfikacji, które taksony obecne w badanych jeziorach zdolne są do syntezy tej toksyny. Badania te wykazały, iż głównym producentem CYN w badanych jeziorach była sinica *Aphanizomenon gracile*. Toksyczny szczep tej sinicy został stwierdzony między innymi w jeziorze Strzyżewskim. Natomiast wszystkie wyizolowane szczepy sinicy *C. raciborskii* okazały się być niezdolne do syntezy cylindrospermopsyny. Potwierdziło to wcześniejsze badania z innych regionów Europy, iż na jej terenie dotychczas występowały tylko szczepy nie produkujące tej toksyny. Poza *A. gracile* do syntezy tej toksyny mogą być zdolne także inne sinice, dlatego planuje się kontynuowanie tych badań w celu poznania także innych potencjalnych producentów cylindrospermopsyny.

Podsumowując, przedstawione osiągnięcia naukowe ww. badań pozwoliły na stwierdzenie po raz pierwszy w jeziorach Polski Zachodniej toksyny sinicowej cylindrospermopsyny, poznanie sinicy zdolnej do jej produkcji oraz poszerzenie wiedzy na temat ekologii i toksyczności sinicy *C. raciborskii* i *P. agardhii*. Szczególnie wiedza na temat sinicy charakterystycznych dla regionów tropikalnych i subtropikalnych a pojawiających się w naszej strefie klimatycznej takich jak np. *C. raciborskii* ma szczególne znaczenie, gdyż pozwala poznać zagrożenia jakie mogą pojawić się wraz z poszerzaniem przez nie zasięgów geograficznych. Wydaje się więc, iż jeziora te powinny być monitorowane nie tylko ze względu na obecność potencjalnie toksycznych rodzimych sinicy ale także na obecność gatunków dotąd rzadko spotykanych w zbiorowiskach fitoplanktonu tych jezior a obecnie co raz częściej i liczniej pojawiających się w naszych wodach.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych (artystycznych)

Poza prowadzonymi badaniami naukowymi nad ekologią i toksycznością *C. raciborskii* i *P. agardhii* angażowałem się także w projekty dające możliwość poszerzania wiedzy na temat toksygeniczności tych taksonów. Badania te prowadzone były we współpracy z Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii p/a UNESCO PAN w Łodzi oraz Katedrą Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego. Efektem tych badań było poznanie toksyczności i toksygeniczności sinicy *P. agardhii* podczas całorocznych zakwitów (**publikacja nr 10, załącznik 3, rozdział 1**) oraz możliwości zastosowania metod molekularnych w identyfikacji toksycznych genotypów *C. raciborskii* i *P. agardhii* (**publikacja nr 6, 16, załącznik 3, rozdział 1; publikacja nr 2, załącznik 3, rozdział 2**). Wyniki tych badań wykazały między innymi zdolność do utrzymywania przez cały rok przez toksyczne szczepy *P. agardhii* wysokiej liczebności. Obecności tych szczepów towarzyszyły wysokie koncentracje mikrocystyn. Ponadto na podstawie przeprowadzonych semi-ilościowych badań molekularnych opartych na analizie genu *mcyE* zaobserwowano, iż toksyczne szczepy dominowały przede wszystkim w okresie wiosennym podczas intensywnego namnażania się tej sinicy i powstawania zakwitu. Badania te wykazały ponadto, iż wybrane geny takie jak *mcyE* oraz *cyrJ* odpowiedzialne za przebieg istotnych etapów syntezy odpowiednio mikrocystyny i cylindrospermopsyny są wiarygodnymi markerami obecności toksycznych szczepów sinicy i mogą być wykorzystywane w monitoringu wód. Semi-ilościowe analizy molekularne jak pokazały

te badania mogą być więc wykorzystywane jako szybkie, wstępne testy to oceny stopnia zagrożenia związanego z obecnością toksycznych szczepów.

Ponadto, w ostatnich latach nawiązałem współpracę z pracownikami Uniwersytetu Medycznego w Poznaniu, z którymi przeprowadzone zostały badania nad wpływem wybranych metali na aktywność fotosyntetyczną aparatu asymilacyjnego wybranych gatunków sinic (**publikacja nr 1, załącznik 3, rozdział 2**). Badania te wykazały między innymi hamujący wpływ soli kadmiu i rtęci na aktywność fotosyntetyczną kultur sinicowych *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon gracile* i *Cylindrospermopsis raciborskii*. Stwierdzono, że im wyższe stężenie soli tych metali oraz dłuższy czas ekspozycji na te sole tym silniejszy był negatywny efekt. Stwierdzono również silniejsze hamujące działanie soli rtęci od soli kadmiu. Ponadto wykazano największy potencjał detoksykacyjny u sinicy *Microcystis aeruginosa*. Dalsze badania wykazały negatywny, zależny od czasu i koncentracji wpływ soli ołowiu na fluorescencję sinic *A. gracile* i *C. raciborskii* (**publikacja nr 1, załącznik 3, rozdział 3**). Wraz z tym zespołem opublikowałem także przeglądową pracę dotyczącą wpływu cylindrospermopsyny na zdrowie człowieka (**publikacja nr 7, załącznik 3, rozdział 1**).

Poza projektami związanymi z ekologią i toksycznością sinic byłem także zaangażowany w badania naukowe okrzemek. Zawsze, odkąd zacząłem zajmować się identyfikacją fitoplanktonu, okrzemki wzbudzały moje duże zainteresowanie. Badania nad tą grupą glonów prowadziłem między innymi we współpracy z Janne Soininenem z Uniwersytetu w Helsinkach. W ramach wieloletniej współpracy brałem udział w trzech projektach zagranicznych finansowanych przez Fińską Akademię Nauk (**załącznik nr 4, rozdział 1.2**). Badania te obejmowały obszar całej Finlandii i pozwoliły między innymi poznać czynniki mające istotny wpływ na różnorodność zbiorowisk okrzemek bentosowych rzek Finlandii w skali lokalnej jak i regionalnej. Interpretacje otrzymanych wyników wykraczają jednak poza granice obszaru przeprowadzonych badań i pozwalają lepiej zrozumieć zjawiska ekologiczne związane z dyspersją i strukturą zbiorowisk okrzemek. Badania te wykazały na przykład, iż związek między bogactwem gatunkowym lokalnym (local species richness - LSR) a regionalnym (regional species richness - RSR) ma charakter liniowy w dużej skali przestrzennej a krzywoliniowy w małej skali przestrzennej. Oznacza to, iż w skali regionalnej na różnorodność gatunkową ma wpływ przede wszystkim bogactwo, struktura puli gatunkowej całego regionu natomiast w przypadku skali lokalnej na zależności pomiędzy LSR-RSR istotniejszy wpływ mają lokalne uwarunkowania środowiskowe. Wykazano ponadto słabą, dodatnią istotnie

statystyczną korelacją między szerokością geograficzną a wielkością średnią okrzemek bentosowych strumieni oraz negatywną korelację między lokalnym bogactwem gatunkowym a średnią wielkością komórek okrzemkowych. Te ostatnie obserwacje są zgodne z wcześniejszymi badaniami przeprowadzonymi na innych grupach organizmów np.: na ptakach oraz mrówkach (**publikacja nr 12, 17, załącznik 3, rozdział 1**). Ponadto w ramach współpracy z tym ośrodkiem uczestniczyłem też w badaniach, które pozwoliły wskazać czynniki mające wpływ na strukturę zbiorowisk fitoplanktonu i zooplanktonu małych zbiorników regionu borealnego (**publikacja nr 15, załącznik 3, rozdział 1**). Badania te wykazały między innymi, iż w przypadku zbiorowisk zooplanktonu większy wpływ miało położenie badanego zbiornika względem badanego obszaru aniżeli warunki środowiskowe panujące w tym zbiorniku. Natomiast na strukturę zbiorowisk fitoplanktonowych obydwa wymienione wyżej czynniki miały podobny wpływ. Ponadto wykazano, iż zbiorowiska zooplanktonu i fitoplanktonu odmiennie reagują na badane czynniki środowiskowe a zmiany struktury zbiorowisk tych dwóch grup zachodząca odmiennie w obrębie zbiorowiska planktonu jako całości.

Zajmując się okrzemkami uczestniczyłem także w dwóch projektach dotyczących badań osadów tsunami w Tajlandii i Japonii współpracując z dr Witoldem Szczucińskim z Instytutu Geologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu. Badania te pozwoliły poznać strukturę zbiorowisk okrzemkowych charakterystycznych dla osadów naniesionych przez fale tsunami co było dalej pomocne w ocenie pochodzenia materiałów wchodzących w skład tych osadów. W przypadku badań osadów tsunami w Tajlandii badania te wykazały tzw. „chaotyczną” strukturę zbiorowisk okrzemkowych zbudowanych z okrzemek pochodzących z różnych siedlisk co wskazywałoby na silną erozję zarówno obszaru dna morskiego jak i terenów na lądzie. Natomiast badania prowadzone na osadach tsunami w Japonii wykazały bardzo niewielki udział okrzemek morskich co potwierdzałoby hipotezę, iż fale tsunami dokonały erozji przede wszystkim obszarów lądowych a w znacznie mniejszym stopniu dna morskiego. (**publikacja nr 8, 11, załącznik 3, rozdział 1**).

Analizą okrzemek oraz fitoplanktonu zajmowałem się także w ramach współpracy z dr Michałem Woszczykiem z Instytutu Geologii i Geoinformacji Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu biorąc udział w projekcie badającym hydrochemiczne i hydrodynamiczne uwarunkowania zmienności przestrzennej składu chemicznego osadów jeziornych. Badania fitoplanktonu pozwoliły między innymi wykazać głównie autochtoniczne pochodzenie wielu związków wchodzących w skład osadów związanych z

dominacją sinic w okresie lata i okrzemek w okresie zimy (**publikacja nr 9, załącznik 3, rozdział 1**).

Wykaz wszystkich moich publikacji oraz pozostałe działania składające się na moją aktywność naukową przedstawiłem w załączniku 3.

Poznań, 03.04.2013



Mikołaj Kokociński