

Załącznik 2

AUTOREFERAT

dr inż. Magdalena Grabowska

Spis treści:

1. Imię i nazwisko	Str. 3
2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej	Str. 3
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych	Str. 3
4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.):	Str. 3
4-a) Tytuł osiągnięcia naukowego	Str. 3
4-b) Cykl publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe	Str. 4
4-c) Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania	Str. 5
5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych	Str. 28
6. Podsumowanie osiągnięć w pracy naukowej po uzyskaniu stopnia doktora	Str. 34

1. Imię i nazwisko

Magdalena Grabowska

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe - z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej

- 1989 - uzyskanie stopnia magistra inżyniera ochrony wód na Wydziale Ochrony Wód i Rybactwa Śródlądowego Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie. Praca magisterska pt. „Fitoplankton Jeziora Kortowskiego”, promotor dr Danuta Chudyba

- 2001 - uzyskanie stopnia doktora nauk biologicznych w zakresie biologii (hydrobiologii), Wydział Biologiczno-Chemiczny Uniwersytet w Białymstoku. Rozprawa doktorska pt. „Skład i biomasa fitoplanktonu zbiornika zaporowego Siemianówka w pierwszym okresie jego funkcjonowania”. Promotor pracy dr hab. Andrzej Górniak prof. UwB

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

01.12.1992 - stażysta w Zakładzie Ekologii, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy Filia Uniwersytetu Warszawskiego w Białymstoku

01.10.1993 - asystent w Zakładzie Ekologii, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy Filia Uniwersytetu Warszawskiego w Białymstoku

01.10.2004 - adiunkt w Zakładzie Hydrobiologii, Wydział Biologiczno-Chemiczny Uniwersytet w Białymstoku

4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.):**A) tytuł osiągnięcia naukowego:**

„Rola sinicowych zakwitów wody w sztucznie zmienionym ekosystemie nizinym”

B) cykl publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe:

Jako podstawę osiągnięcia naukowego wybrano cykl monotematycznych, oryginalnych publikacji naukowych obejmujący 6 artykułów. We wszystkich pracach jestem pierwszym autorem. Udział współautorów przedstawiono w załączonych deklaracjach.

[H1] Grabowska M., Pawlik-Skowrońska B. 2008. Replacement of *Chroococcales* and *Nostocales* by *Oscillatoriales* caused a significant increase in microcystin concentrations in a dam reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 37 (4): 23-33, DOI:10.2478/v10009-008-0016-y

pkt. MNiSW₂₀₁₄ - 15, IF od 2009 r., IF_{5-letni} 0,497; cyt. 11 (Scopus 9)

[H2] Grabowska M., Mazur-Marzec H. 2011. The effect of cyanobacterial blooms in the Siemianówka Dam Reservoir on the phytoplankton structure in the Narew River. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40 (1): 19-26, DOI: 10.2478/s13545-011-0003-x

pkt. MNiSW₂₀₁₄ - 15, IF₂₀₁₁ - 0,291, IF_{5-letni} - 0,497; cyt. 10 (Scopus 7)

[H3] Grabowska M. 2012. The role of a eutrophic lowland reservoir in shaping the composition of river phytoplankton. *Ecohydrology & Hydrobiology* 12 (3): 231-242, DOI: 10.2478/v10104-012-0016-0

pkt. MNiSW₂₀₁₄ - 10 (wykaz bazy Scopus, cyt. 1)

[H4] Grabowska M., Mazur-Marzec H. 2014. Vertical distribution of cyanobacteria biomass and cyanotoxin production in polymictic Siemianówka Dam Reservoir. *Archives of Polish Fisheries* 22 (1): 41-51, DOI 10.2478/aopf-2014-0005

pkt. MNiSW₂₀₁₄ - 8 (wykaz bazy Scopus, cyt. 1)

[H5] Grabowska M., Wołowski K. 2014. Development of *Trachelomonas* species (Euglenophyta) during blooming of *Planktothrix agardhii* (Cyanoprokaryota). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 50: 49-57, DOI: 10.1051/limn/2013070

pkt. MNiSW₂₀₁₄ - 20, IF₂₀₁₃ - 1,036, IF_{5-letni} - 0,900; cyt. 2 (Scopus 0)

[H6] Grabowska M., Kobos J., Toruńska-Sitarz A., Mazur-Marzec H. 2014. Non-ribosomal peptides produced by *Planktothrix agardhii* from Siemianówka Dam Reservoir SDR (north-east Poland). *Archives of Microbiology* 196: 697-707, DOI: 10.1007/s00203-014-1008-9

pkt. MNiSW₂₀₁₄ - 20; IF₂₀₁₃ - 1,861; IF_{5-letni} - 1,780; cyt. 0 (Scopus 0)

Razem: 88 pkt. MNiSW₂₀₁₄, wartość wskaźnika IF_{wg lat publ.} - 3,188 (z 3 prac) IF_{5-letni} - 3,674 (z 4 prac); średni udział habilitanta wynosi 74 %.

Wymienione powyżej prace wchodzące w skład osiągnięcia habilitacyjnego cytowane są poniżej (pkt. C) zgodnie z nadaną im numeracją (H1-H6). Cytowana w tekście literatura uzupełniająca zamieszczona została na końcu rozdziału C.

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

Wytłuszczonym drukiem zaznaczyłam osiągnięcia zawarte w publikacji

Wstęp

Mimo drobnych rozmiarów organizmów wchodzących w skład fitoplanktonu, jego rola w środowisku wodnym jest olbrzymia, wręcz odwrotnie proporcjonalna do wielkości organizmów. Zbiorowiska fitoplanktonu tworzą zróżnicowane morfologicznie grupy glonów, które stanowią heterogeniczną jednostkę systematyczną, obejmującą zarówno prokariotyczne sinice jak i eukariotyczne zielenice, kryptofity, okrzemki czy eugleniny (Van den Hoek i in. 1995). Rozwój fitoplanktonu w ekosystemach słodkowodnych uzależniony jest od wielu czynników abiotycznych i biotycznych, które determinują zarówno jego skład taksonomiczny, jak też intensywność jego rozwoju, wyrażoną liczebnością i biomasą (Reynolds 2006, Wilk-Woźniak 2009). Z drugiej strony, fitoplankton bezpośrednio i pośrednio wpływa na jakość wody, decydując o jej przydatności do celów gospodarczych i rekreacyjnych, co nabiera szczególnego znaczenia w przypadku sztucznej retencji wody w wielofunkcyjnych zbiornikach zaporowych (Starmach, Mazurkiewicz-Boroń 2000, Pawlik-Skowrońska i in. 2004, 2013, Mankiewicz-Boczek i in. 2011ab, Somdee i in. 2013). Zbiorniki zaporowe tworzone są w celu zaspokajania wielu ludzkich i środowiskowych potrzeb na obszarach, gdzie występuje brak lub niedobór naturalnych jezior (Wetzel 2001). Z założenia ogromne koszty poniesione w trakcie ich budowy powinny być w przyszłości rekompensowane retencją wody o dobrej jakości. Dlatego niezbędna jest dobra znajomość ekologii fitoplanktonu w tego typu obiektach wodnych. Pomimo dobrego już rozpoznania czynników determinujących rozwój fitoplanktonu w ekosystemach jeziornych i rzecznych, nadal istnieje duży niedobór wiedzy na temat fitoplanktonu sztucznych zbiorników zaporowych. Wynika to przede wszystkim ze specyfiki zbiorników, którą bardzo trafnie oddaje określenie „river-lake hybrids” (Thornton i in. 1990). Ekosystemy reolimniczne o krótkim czasie retencji wody i małej powierzchni zalewu mają więcej cech typowo rzecznych. Duże nizinne limniczne zbiorniki zaporowe, takie jak zbiornik Siemianówka na rzece Narew w województwie podlaskim, bardziej przypominają jezioro niż rzekę, ale posiadają też cechy zasadniczo odróżniające je od jezior. Zbiorniki zaporowe są to przede wszystkim ekosystemy o krótkim czasie żywotności (ok. 100 lat) i przynajmniej 10-krotnie większym stosunku zlewni do

powierzchni lustra wody (Wetzel 2011). Wielkość i rodzaj zlewni istotnie zaś wpływa na jakość wody zgromadzonej w zbiorniku (Uhlmann 1998, Górniak 1996). Nizinne zbiorniki zaporowe poddane są większej presji zlewni niż górskie (Wagner, Zalewski 2000, Zalewski 2000) i dlatego trudniej jest w nich utrzymać dobrą jakość wody. Istnieje jednak potrzeba retencji wody także na niżu. Niekorzystny wpływ zlewni na jakość retencjonowanej wody jest oczywisty w przypadku zlewni silnie poddanej antropopresji. Zakładano, że w przypadku seminaturalnej zlewni zbiornika Siemianówka, o ponad 70% udziale torfowisk i lasów (Górniak i in. 2002), i retencji wody rzecznej z Narwi, której większość parametrów odpowiadała I klasie czystości wód, powstanie zbiornik retencjonujący dobrej jakości wodę. W powszechnym przekonaniu wody powierzchniowe w zlewniach z dużym udziałem torfowisk wyróżniają się niskim, kwasowym odczynem wody i ubóstwem związków pokarmowych, a co za tym idzie bardzo ubogim rozwojem zbiorowisk roślinnych i zwierzęcych (Hessen, Tranvik 1998). W projektowanym w latach 70-tych XX wieku zbiorniku Siemianówka nie oczekiwano zatem tak dynamicznego rozwoju fitoplanktonu już od pierwszych lat jego istnienia. Nie było wówczas wystarczającej wiedzy na temat ogromnej roli rozpuszczonej materii organicznej pochodzenia zlewniowego w kształtowaniu jakości wody w przypadku długiego wielomiesięcznego jej przetrzymywania w zbiorniku (Górniak i in. 2002, 2003). Wysokie stężenia substancji humusowych w wodach zbiornika Siemianówka są podstawą zakwalifikowania go do zbiorników polihumusowych, a więc zgodnie z obowiązującym podziałem wód do jezior dysharmonicznych (Górniak 2006). **Funkcjonowanie tego typu sztucznych ekosystemów wodnych było dotychczas bardzo słabo rozpoznane, ze względu na ich unikatowość w skali Europy i świata. Przed powstaniem zbiornika Siemianówka (1990 rok) w Polsce nie było wcześniej tego typu obiektów. Jest to więc pierwszy w kraju zbiornik polihumusowy monitorowany niemal od początku swego istnienia, w którym w centrum zainteresowania znalazły się ekologiczne aspekty funkcjonowania fitoplanktonu. Pod koniec pierwszej dekady istnienia zbiornika na przełomie XX i XXI wieku odnotowano ustabilizowanie się zdecydowanej całosezonowej przewagi sinic w biomacie fitoplanktonu (Grabowska 2005), co było przyczyną skierowania szczególnej uwagi na tę grupę glonów. Zdobyte w ten sposób doświadczenia mogą uchronić przed budową obiektów skazanych na szybką eutrofizację wód.**

Sinice planktonowe, ze względu na swoją ogromną zdolność do bardzo uciążliwej modyfikacji środowiska słodkowodnego, znajdują się w centrum zainteresowania badaczy

wód powierzchniowych niemal we wszystkich szerokościach geograficznych (Bonilla i in. 2011, Kurmayer i in. 2014). W perspektywie dalszego ocieplenia klimatu objawiającego się w strefie umiarkowanej przede wszystkim wydłużeniem sezonu wegetacyjnego, wzrostem ilości opadów, a w konsekwencji zwiększeniem dostawy nutrientów ze zlewni przewiduje się wzrost biomasy fitoplanktonu (de Senerpont Domis i in. 2012). Zjawisko to będzie szczególnie nasilone w wodach żywnych, w których konkurencję o dostęp światła i biogenów wygrywają cyjanobakterie (O'Neil i in. 2012). Badacze poszczególnym gatunkom a nawet rodzajom sinic (Reynolds 2006, Wilk-Woźniak 2009, Bonilla i in. 2011, O'Neil i in. 2012) przypisują różne cechy ułatwiające sukces w interakcjach z innymi grupami glonów planktonowych. Wśród słodkowodnych cyjanobakterii są zarówno rodzaje preferujące dużą stabilność mas wody (*Microcystis*) jak i takie, które tolerują intensywne ich mieszanie (*Planktothrix*). Podobne przykłady można znaleźć w przypadku wielu innych czynników abiotycznych takich jak na przykład temperatura i odczyn wody, warunki świetlne czy dostępność pierwiastków pokarmowych. Wilk-Woźniak (2009) przypisuje sinicom 2 z 7 strategii życiowych glonów planktonowych, które kształtowane są pod wpływem konkurencji, stresu i zaburzeń środowiska. Gatunki kolonijnych sinic z rodzaju *Microcystis*, *Gomphosphaeria* i *Woronichinia*, reprezentujące strategię S, występują w środowisku o niedoborze składników pokarmowych, ale w ilości światła wystarczającej do przeprowadzenia procesów życiowych. Natomiast tworzące trychomy sinice z rodzaju *Planktothrix* i *Lyngbya* o strategii RS tworzą grupę gatunków wolno rosnących i długo żyjących. Ponadto wyróżniają się one dużą tolerancją w stosunku do zacienienia i niskich temperatur wody, ale wymagają dużej żywności wód. Uzupełniające się wymagania środowiskowe różnych gatunków sinic zapewniają im możliwość rozwoju we wszystkich typach ekosystemów słodkowodnych. Mają one swoich przedstawicieli w rzekach, starorzeczach, zbiornikach zaporowych i jeziorach o różnych poziomach trofii i typach miktycznych. Negatywne skutki masowego rozwoju sinic słodkowodnych potęgują się w sytuacji, gdy produkcją one cyjanotoksyny i inne aktywne biologicznie peptydy, które mogą rekompensować brak toksyn.

Monotematyczny cykl 6 publikacji zatytułowany „Rola sinicowych zakwitów wody w sztucznie zmienionym ekosystemie nizinym” powstał w wyniku dziesięcioletnich badań fitoplanktonu Narwi ze szczególnym uwzględnieniem zbiornika zaporowego Siemianówka.

W prezentowanych badaniach postawiono następujące cele:

1. Sprawdzenie, czy obecność potencjalnie toksycznych sinic w fitoplanktonie zbiornika jest stała i jednoznaczna z produkcją cyjanotoksyn i czy jest to zjawisko stabilne w długim okresie czasu.
2. Ocena oddziaływania zbiornika na rzekę na podstawie zasięgu rozprzestrzeniania się limnoplanktonu w nurcie Narwi.
3. Określenie potencjału ekologicznego zbiornika w oparciu o wskaźnik fitoplanktonowy IFPL.
4. Rozpoznanie zależności pomiędzy zakwitami wody wywołanymi przez *Planktothrix agardhii* a bogactwem gatunkowym i biomasą euglenin z rodzaju *Trachelomonas* w zbiorniku.
5. Rozpoznanie struktury i całego profilu oligopeptydów pozarybosomalnych produkowanych przez sinice w trakcie zakwitów wody wywołanych przez *Planktothrix agardhii*.

Ocena stopnia stabilności sinicowych zakwitów wody i produkcji mikrocytyn w zbiorniku

Obecność sinic w fitoplanktonie w dolnej najbardziej limnicznej części zbiornika stwierdzana była już od pierwszych lat jego istnienia (Grabowska 2005, Grabowska i in. 2003). Z racji największego podobieństwa tej części zbiornika do ekosystemu jeziornego i znacznej przewagi liczebnej gatunków autochtonicznych nad allochtonicznymi, fitoplankton zbiornika określiłam terminem limnoplanktonu. W latach 1993-1995 sinice stanowiły stały składnik fitoplanktonu od maja do października, jednak rzadko występowały w roli dominantów (> 50% biomasy) (Grabowska i in. 2003). Zwykle jeszcze niewielka przewaga biomasy sinic nad pozostałymi grupami glonów widoczna była tylko w okresie letnim. Wiosną i jesienią największy udział w kształtowaniu biomasy miały okrzemki, zielenice, kryptofity lub eugleniny, które naprzemienne dominowały lub współdominowały w limnoplanktonie. Od 1996 r. odnotowano wyraźny, bo średnio 5-krotny wzrost letniej i jesiennej biomasy cyjanobakterii. Konsekwencją tego zjawiska była coraz większa i coraz dłuższa przewaga biomasy sinic nad biomasą pozostałych grup glonów. W skrajnych przypadkach (np. 2000 rok) dominacja sinic rozpoczynała się już wiosną i kończyła dopiero późną jesienią (Grabowska 2005). Taka niekorzystna sytuacja utrzymała się w zbiorniku

mimo poddaniu go serii zabiegów rekultywacyjnych i biomanipulacyjnych w latach 2000-2004.

W ostatnich 10 latach (2003-2012) w zbiorniku Siemianówka nie zaobserwowano trwałych oznak zahamowania rozwoju populacji sinic. Odnotowano wręcz niepokojące zjawisko dalszego umacniania się ich pozycji w limnoplanktonie. Wyniki badań przedstawione w osiągnięciu naukowym uwzględniają tę ostatnią dekadę w ponad 24-letniej historii zbiornika, w której w sezonie wegetacyjnym biomasa cyjanobakterii osiągała wysokie wartości w zakresie od 10,8 mg L⁻¹ do ponad 134 mg L⁻¹ i stanowiła nawet ponad 99 % biomasy całkowitej limnoplanktonu (**H1-H6**). **Przyjmując za Heinonen (1980), że zakwit wody może tworzyć już biomasa glonów przekraczającą 3 mg L⁻¹ można stwierdzić, że w analizowanej dekadzie w zbiorniku Siemianówka corocznie obserwowane były bardzo intensywne sinicowe zakwity wody, sygnalizowane zmianą jej zabarwienia na kolor zielony lub zielono-niebieski.** W okresach bezwietrznych w sytuacji skupiania się kolonijnych sinic z rodzaju *Microcystis* i *Woronichinia* w górnej warstwie wody odnotowywano też zjawiska formowania się barwnego kożucha sinic na powierzchni wody.

W latach 2003-2005 w trakcie jednego sezonu notowano jeszcze dużą zmienność dominujących gatunków sinic (**H1, H3**). Wówczas najintensywniejsze zakwity wody tworzyli przedstawiciele 2 rzędów sinic: *Chroococcales* (*Microcystis*, *Woronichinia*) i *Nostocales* (*Anabaena* obecnie *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*). Słabszym rozwojem charakteryzowały się cyjanobakterie należące do rzędu *Oscillatoriales* (*Planktothrix*, *Limnothrix*, *Pseudanabaena*, *Planktolyngbya*). Ich obecność w fitoplanktonie ograniczała się do najkrótszych przedziałów czasowych (maks. 1-2 miesiące) a sumaryczna biomasa rzadko przekraczała 1 mg L⁻¹. Najczęściej notowano wielogatunkowe zakwity wody wywoływane zwykle przez 3 - 4 gatunki cyjanobakterii. Zakwity jednogatunkowe były stosunkowo rzadkie i krótkoterminowe. Na przełomie sezonów 2005/2006 odnotowano zdecydowaną przebudowę struktury sinic polegającą na gwałtownym wzroście biomasy gatunków z rzędu *Oscillatoriales* pokrywającym się z wyraźnym spadkiem biomasy *Chroococcales* i *Nostocales* (**H1**). Ponadto sukces w opanowywaniu środowiska wodnego dotyczył szczególnie jednego gatunku - *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. & Kom., który od 2006 roku stał się zdecydowanym niemal całosezonowym dominantem w limnoplanktonie. W latach 2006-2012 biomasa *P. agardhii* w skrajnych przypadkach stanowiła nawet 99,9% biomasy sinic (**H1-H6**). **Zamiana dominantów dobitnie wskazała na pogłębianie się eutrofizacji wód zbiornika, ponieważ *P. agardhii* jest gatunkiem osiągającym największą biomasę w**

wodach hipertroficznym (Pawlik-Skowrońska i in. 2004, 2013, Yéprémian i in. 2007, Toporowska i in. 2010, Mankiewicz-Boczek i in. 2011b). Bazując na różnych ekologicznych klasyfikacjach fitoplanktonu *P. agardhii* zaliczana jest do strategów: RS (Wilk-Woźniak 2009) lub S1 (Reynolds 2006). Autorzy zgodnie podkreślają wymagania gatunku dotyczące dużej żyzności środowiska wodnego, tolerancję zacienienia i mieszania wód. W przypadku polihumusowego zbiornika Siemianówka duża ilość związków pokarmowych dociera ze zlewni w postaci rozpuszczonej materii organicznej, a mała przezroczystość wody jest konsekwencją wysokich stężeń substancji humusowych (Górniak i in. 2002). Polimiktyczny typ zbiornika warunkuje częste mieszanie wody i sprzyja resuspensji osadów, czego efektem jest szybszy powrót pierwiastków pokarmowych z osadów dennych do toni wodnej. *Planktothrix agardhii* szybko reaguje na dopływ różnych form azotu, zarówno mineralnych jak i organicznych (Zotina i in. 2003, Pawlik-Skowrońska i in. 2004). **Moje badania pokazały, że w fitoplanktonie zbiornika Siemianówka ugruntowaniu się pozycji sinic z rzędu *Oscillatoriales* reprezentowanego najliczniej przez *P. agardhii* sprzyjał wzrost stosunku azotu całkowitego do fosforu całkowitego (H3).**

W północnej części Europy *P. agardhii* należy do licznie występujących sinic (Willame i in. 2005). W Polsce odnotowano jej obecność w fitoplanktonie 90 spośród 238 przebadanych jezior, przy czym aż w 40 z nich występowała w roli dominanta lub współdominanta (Kobos i in. 2013). *P. agardhii* obok innych gatunków sinic występuje również w fitoplanktonie kilku innych nizinnych i wyżynnych polskich zbiorników zaporowych takich jak Goczałkowice, Konstantynów, Koronowo, Kozłowa Góra, Kraśnik, Sulejów, Zemborzyce i Żur. Natomiast nie stwierdzono jej w Malcie i Jeziorsku (Kobos i in. 2013) oraz w zbiornikach podgórskich (np. Czorsztyn, Dobczyce) z wyjątkiem Rożnowa, gdzie w pierwszych latach istnienia odnotowano obecność pojedynczych trychomów tego gatunku (Bucka, Wilk-Woźniak 2002, Wilk-Woźniak 2009). **Jednak w żadnym ze zbiorników *P. agardhii* nie występowała w roli stałego zdecydowanego wieloletniego i całosezonowego dominanta tak jak w przypadku zbiornika Siemianówka (H1-H6).** W większości dużych polskich nizinnych zbiorników zaporowych, czas retencji wody jest znacznie krótszy (śr. < 30 dni) niż w zbiorniku Siemianówka. W związku z tym rozwój sinic jest w nich mniej intensywny i ogranicza się głównie do płytkich zastoiskowych partii wód. Przykładem takich zbiorników, w których większy udział w biomacie mają eukariotyczne a nie prokariotyczne glony jest typowo reolimniczny Włocławek (Dembowska 2009) i nieco bardziej limniczny Sulejów (Klajs i in. 2000). **Zaś w przypadku typowo limnicznego**

zbiornika na Narwi wykazano, że sinicowe zakwity wody są zjawiskiem całosezonowym zarówno w brzegowych jak i środkowych partiach wód (H5) i silnie powiązanych z długim, wielomiesięcznym czasem retencji (H3).

W przeciwieństwie do zbiornika Siemianówka większość krajowych i zagranicznych zbiorników nie ma długoletnich i szczegółowych obserwacji dynamiki rozwoju planktonowych sinic. W hipertroficznym Zbiorniku Zemborzyckim, w którym prześlędzono rozwój sinic na przestrzeni 11 lat (2001-2011), nie odnotowano trwałej dominacji *P. agardhii* (Pawlik-Skowrońska i in. 2004, 2013) jak w przypadku zbiornika Siemianówka. W zbiorniku tym *P. agardhii* na przemienne dominowała z 4 innymi toksycznymi sinicami z rodzaju *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* i *Microcystis*, a jej przewagi liczebna nad innymi cyjanobakteriami ograniczała się najczęściej do 1 miesiąca w roku. W jeziorach humusowych cyjanobakterie z rzędu *Oscillatoriales* występowały licznie jedynie wtedy, gdy jeziora te były odbiorcami ścieków. Taką sytuację zaobserwowano w fińskim płytkim jeziorze humusowym Tuusulanjärvi w latach 1961-1979, ale biomasa *P. agardhii* nie przekraczała 2 mg L⁻¹ (Lepistö i in. 2006). Zaczynną przewagę *P. agardhii* na pozostałymi gatunkami fitoplanktonu i jeszcze wyższą jej biomasę niż w zbiorniku Siemianówka stwierdzono w przypadku francuskiego jeziora Viry-Chatillons (Yéprémian i in. 2007) i jeziora Lubosińskiego z Wielkopolski (Mankiewicz-Boczek i in. 2011b).

Podsumowując, można stwierdzić, że w ostatniej dekadzie (2003-2012) w zbiorniku Siemianówka intensywność sinicowych zakwitów wody, wyrażana wielkością biomasy sinic i ich przewagą nad pozostałymi grupami glonów, była zdecydowanie większa, a czas ich trwania znacznie dłuższy niż w innych zbiornikach zaporowych Polski i Europy (H1-H6). W drugiej dekadzie istnienia polihumusowego i silnie zeutrofizowanego zbiornika Siemianówka rozwój cyjanobakterii należy określić jako stabilny, bez żadnych oznak długookresowego spadku ich biomasy, wręcz z tendencją do zwiększenia intensywności zakwitów wody. Ponadto od 2006 roku niemal całosezonowym i zdecydowanym dominantem w fitoplanktonie zbiornika był jeden gatunek sinic - *P. agardhii* (H1-H6). Nasze badania wskazują niestety na nieustający proces eutrofizacji wód zbiornika. Nie zaobserwowano żadnych symptomów spadku trofii wód, które powinny być widoczne po kilkuletnim okresie funkcjonowania nowych zbiorników (Starmach, Mazurkiewicz-Boroń 2000).

Ponieważ coroczne zakwity wody tworzyły w zbiorniku Siemianówka potencjalnie toksyczne gatunki cyjanobakterii głównie z rodzaju *Planktothrix*, *Dolichospermum*,

Microcystis i *Woronichinia*, zdolne do syntezy mikrocytyn, podjęto badania mające na celu potwierdzenie lub wykluczenie produkcji tych toksyn (**H1, H2, H4, H6**). Badania prowadzone w jeziorach w trakcie zakwitów sinic wskazują, że ich obecność nie zawsze pokrywa się z produkcją cyjanotoksyn (Willame i in. 2005, Christiansen i in. 2006). Cyjanotoksyny stwierdzane były na przykład w wodach oligotroficznych i dystroficznych z bardzo małą, wręcz śladową ilością sinic w fitoplanktonie (Lindholm i in. 2003), ale też często nie wykrywano ich w dużej masie zakwitu (Błaszczuk i in. 2010). Ponadto warunki środowiskowe sprzyjające rozwojowi sinic nie muszą być optymalne do syntezy toksyn (Kotak i in. 2000). Populację sinic w jeziorze mogą tworzyć zarówno szczepy toksyczne (posiadające geny *mcy*), jak i te nietoksyczne, a ich wzajemne proporcje podlegają dużym wahaniom nawet w krótkich odcinkach czasu (Kurmayer i in. 2004, 2014, Błaszczuk i in. 2010). Produkcja cyjanotoksyn w ekosystemach wodnych nawet z coroczną stałą obecnością sinic nie musi więc być stabilna. Bazując jedynie na składzie gatunkowym fitoplanktonu można tylko wykazać obecność lub brak potencjalnych producentów cyjanotoksyn, ale nie pozwala to na rozpoznanie szczepów toksycznych i nietoksycznych, ponieważ są one morfologicznie identyczne (Mbedi i in. 2005). Dlatego w tego typu badaniach niezbędne są analizy instrumentalne skierowane na wykrycie obecności toksyn, a także określenia ich stężeń. Spośród wielu metod fizyko-chemicznych i biologicznych opracowanych do wykrywania toksyn szczególnie polecane są metody chromatograficzne, a szczególnie te sprzężone z tandemowym spektrometrem mas i detektorem fotodiodowym (Błaszczuk i in. 2010). Mikrocytyny (MC) należą do najczęściej występujących (Mankiewicz-Boczek i in. 2011b, Kobos i in. 2013, Pawlik-Skowrońska i in. 2013, Somdee i in. 2013) oraz najbardziej groźnych dla organizmów żywych cyjanotoksyn (Błaszczuk i in. 2010, Mankiewicz-Boczek 2011a) i dlatego podjęte badania skupiły się na nich. Przy stale rosnącej zidentyfikowanej liczbie analogów mikrocytyn, obecnie szacowanej na już na ponad 100 (Vesterkvist i in. 2012), w pilotowych, dwuletnich badaniach cyjanotoksyn oznaczono sumaryczne stężenia mikrocytyn (**H1**). W kolejnych badaniach, po potwierdzeniu syntezy mikrocytyn przez sinice występujące w wodach zbiornika i jego odpływu, zidentyfikowano poszczególne warianty strukturalne mikrocytyn (**H2, H4, H5, H6**). Przy różnej toksyczności poszczególnych analogów mikrocytyn dokładna ich identyfikacja pozwala lepiej ocenić toksyczność zakwitu.

Tak więc badania prowadzone w zbiorniku Siemianówka w latach 2005-2006 potwierdziły obecność mikrocytyn w komórkach sinic (H1). Otrzymane wyniki

udokumentowały stabilną produkcję tych cyjanotoksyn w zbiorniku oraz wskazały, że ich stężenia były skorelowane z biomasą dominujących sinic, a przede wszystkim *P. agardhii*. Najwyższe stężenie toksyn ($173,8 \mu\text{g MC-LR equiv. L}^{-1}$) stwierdzono w 2006 roku, czyli w okresie uzyskania już zdecydowanej przewagi *P. agardhii* nad innymi cyjanobakteriami. Była to dużo wyższa wartość od tych podawanych z innych jezior i zbiorników zaporowych Polski i Europy (Pawlik-Skowrońska i in. 2004, Williame i in. 2005). W badaniach uchwycono nie tylko bardzo ważny w historii zbiornika okres zmian w sezonowej i wieloletniej strukturze sinic, skutkujący dalszym wzrostem ich biomasy i udziału w biomacie całkowitej fitoplanktonu, ale przede wszystkim wzrost zagrożenia toksynami w efekcie ustabilizowania się pozycji *P. agardhii* w limnoplanktonie zbiornika. Stwierdzono zatem nie tylko zagrożenie wynikające z dużej masy sinic, ale także ze strony cyjanotoksyn niebezpiecznych dla organizmów żywych. Ponadto badania wykazały najintensywniejszą produkcję cyjanotoksyn przez *P. agardhii* w niskiej temperaturze wody. W związku z obecnością tego gatunku w wodach zbiornika Siemianówka, zagrożenie toksynowe nie ogranicza się tak jak w przypadku rozwoju typowo ciepłolubnych sinic z rodzaju *Dolichospermum* do miesięcy letnich, ale przeciąga się też na kolejne chłodniejsze pory roku. Całoroczny potencjał do produkcji cyjanotoksyn przez *P. agardhii* potwierdzają wyniki badań z innych ekosystemów wodnych Polski (Toporowska i in. 2010, Mankiewicz-Boczek i in. 2011b).

Trwała, stabilna dominacja toksycznej *P. agardhii* w wodach zbiornika od 2006 roku do chwili obecnej, była bodźcem do skupienia uwagi na ekologicznych aspektach funkcjonowania tego gatunku (H3-H6). W kolejnych latach badań potwierdzono, że stabilna obecność wewnątrzkomórkowych mikrocystyn w zbiorniku Siemianówka jest silnie powiązana z dominacją *P. agardhii* zarówno w powierzchniowej warstwie zbiornika (H2, H4, H6) jak i w głębszych jego warstwach (H4). Wśród zidentyfikowanych mikrocystyn największe stężenia osiągały demetylowane warianty mikrocystyn i mikrocystyna-RR, ale była też wykrywana najbardziej toksyczna z mikrocystyn – mikrocystyna-LR (H2, H4, H5, H6). Produkcję demetylowanych wariantów mikrocystyn przypisuje się głównie *P. agardhii* (Fastner i in. 1999, Kurmayer i in. 2004, Welker i in. 2004). W zbiorniku Siemianówka odnotowano silną dodatnią zależność pomiędzy biomasą *P. agardhii* i całkowitym stężeniem mikrocystyn (H6), bądź stężeniem jednego z ich wariantów (H4), która potwierdziła stabilną produkcję cyjanotoksyn przez ten gatunek. Tego typu zależności stwierdzane były również w kilku innych ekosystemach słodkowodnych Europy

(Rohrlack i in. 2008, Mankiewicz-Boczek i in. 2011b). Jedynie w 2008 roku w zbiorniku nie uzyskano istotnej statystycznie zależności w przypadku obu parametrów (**H2**). Otrzymany wynik był efektem równoczesnej obecności w fitoplanktonie zbiornika Siemianówka zarówno toksycznych jak i nietoksycznych szczepów *P. agardhii*, co zostało przez nas potwierdzone w kolejnych badaniach (**H6**).

Nasze badania wykazały, że w zbiorniku Siemianówka wpływ czynników środowiskowych na biomase cyjanobakterii i stężenia cyjanotoksyn był stosunkowo słaby (**H4, H6**). Biomasa *P. agardhii* najbardziej zależna była od stężenia ortofosforanów (**H4**). Przy dużej zmienności czynników środowiskowych takich jak odczyn i temperatura wody, stężenia tlenu oraz mineralnych związków azotu i fosforu stosunek stężenia mikrocystyn do biomasy toksycznych sinic zmieniała się najczęściej nie więcej niż 3-4 krotnie (Kurmayer, Christiansen 2009). **Nasze badania potwierdziły podobny zakres zmienności tego stosunku w przypadku zbiornika Siemianówka, pomimo znacznej sezonowej dynamiki fizyko-chemicznych parametrów wody (H4, H6).**

Rola zbiornika w przekształcaniu fitoplanktonu rzecznoego

W latach 2010-2011 w najgłębszej części zbiornika Siemianówka uwzględniono pionowy rozkład fitoplanktonu (**H4**). Otrzymane wyniki potwierdziły zdecydowaną dominację toksycznej *P. agardhii* na wszystkich 4 głębokościach. Ta znaczna przewaga toksycznych sinic we wszystkich warstwach zbiornika jest bardzo niekorzystna także w aspekcie potrzeby stałego odprowadzania wody do Narwi. **Wykazano, że w przypadku nizinnego zbiornika jakim jest Siemianówka zarówno zrzut wody upustami górnymi jak i dolnymi skutkuje zasilaniem rzeki dużym ładunkiem materii organicznej w postaci biomasy toksycznych sinic (H4).** Efektem stratyfikacji wód, w przypadku głębokich zbiorników, jest alternatywne gromadzenie się sinic w epi- lub metalimnionie, co umożliwia wybór wariantu odprowadzania wód zbiornikowych do rzeki z warstwy pozbawionej cyjanobakterii (Ingleton i in. 2008, Rigosi, Rueda 2012). **W przypadku polimiktycznego zbiornika Siemianówka brak stratyfikacji wody nawet w najgłębszej jego części skutkuje obecnością toksycznych sinic w całym profilu wody, co uniemożliwia ich skuteczną eliminację w odpływie. Ponadto obserwacje terenowe prowadzone w trakcie poboru próbek wody pozwoliły na ocenę roli upustów górnych w pionowym rozmieszczeniu sinic planktonowych w zbiorniku. W sytuacji odpływu wody tylko**

upustami dolnymi na wszystkich głębokościach wartości biomasy fitoplanktonu były bardziej zbliżone niż w przypadku równoczesnego zrzutu wody upustami górnymi i dolnymi (H4).

Uwaga badaczy analizujących zagadnienia związane z sinicowymi zakwitami wód skierowana jest przede wszystkim na wody stojące, w których częściej dochodzi do kumulacji dużej biomasy zakwitu ze wszystkimi jej negatywnymi konsekwencjami (Fastner i in. 1999, Kuiper-Goodman i in. 1999, Toporowska i in. 2010). Bardzo nieliczne doniesienia dotyczą cieków (Szelaż-Wasielewska i in. 2009, Mitrović i in. 2011), ponieważ cyjanobakterie nie są naturalnym składnikiem potamoplanktonu (Dembowska 2009). Największe prawdopodobieństwo ich występowania dotyczy małych lub średniej wielkości rzek nizinnych. Jednak nawet w tego typu rzekach sinice z reguły osiągają niewielki udział w biomacie fitoplanktonu, a jego ewentualny wzrost ogranicza się do krótkich epizodów letnich w zastoiskowych częściach rzek (Reynolds 2000). W przypadku sztucznie zmienionych koryt rzecznych może nastąpić zasadnicza przebudowa potamoplanktonu. **Nasze badania wykazały, że wielomiesięczna retencja wody w nizinym zbiorniku na Narwi skutkuje nie tylko gwałtownym wzrostem udziału sinic w limnoplanktonie, ale także w potamoplanktonie odpływu (H2, H3). Te same gatunki cyjanobakterii, które występują w limnoplanktonie zbiornika, stwierdzane są też w nurcie Narwi nawet w odległości ponad 140 km od zapory. Zagrożenia związane z obecnością sinicowych zakwitów wody nie ograniczają się więc do misy zbiornika, ale wykraczają daleko poza jego granice, obejmując także chroniony fragment doliny rzecznej w granicach Narwiańskiego Parku Narodowego (H2, H3). W celu określenia wpływu piętrzenia wody na przestrzenne przekształcenia fitoplanktonu porównuje się skład fitoplanktonu zbiornikowego do rzeczego bazując jedynie na stanowiskach rzecznych zlokalizowanych w bliskiej odległości od zbiornika. Nasza praca pokazuje nowy, szerszy aspekt funkcjonowania nizinnych silnie zeutrofizowanych zbiorników zaporowych ze stabilną populacją toksycznych sinic, ponieważ uwzględnia ponad 140 km odcinek rzeki poniżej zapory. Nie było do tej pory prac analizujących skład fitoplanktonu rzeczego na tak długim odcinku cieku.**

Moje badania pokazały, że wielomiesięczne (średnio 3-4 miesiące) zatrzymanie wody Narwi w zbiorniku Siemianówka powoduje gwałtowny, nawet ponad 100-krotny wzrost biomasy fitoplanktonu w stosunku do wartości notowanych w nurcie rzeki powyżej zbiornika (H3). W misie zbiornika rozwija się autochtoniczny fitoplankton, wyróżniający się większym bogactwem gatunkowym w stosunku do fitoplanktonu

rzecznego i zdecydowaną przewagą liczebną cyjanobakterii nad pozostałymi grupami glonów. Porównanie składu limnoplanktonu i potamoplanktonu bazujące na wskaźniku PSC (percentage similarity of community) i analizie klasterowej wskazało dużo większe podobieństwo struktury limnoplanktonu do jego odpływu niż do dopływu, co potwierdza gruntowne zmiany struktury fitoplanktonu zachodzące w zbiorniku a potem długie utrzymanie efektów tych przekształceń w odpływie, mimo zasadniczej zmiany środowiska lenticznego na lotyczne poniżej zapory czołowej (H3). Małe prędkości wody w meandrującym i anastomozujących korytach Narwi oraz porównywalnie wysokie jak w zbiorniku Siemianówka stężenia związków azotu i fosforu sprzyjają utrzymaniu dominacji zbiornikowych gatunków sinic nawet na długim odcinku rzeki. W tego typu korytach przy dużych spadkach prędkości powstają korzystne nisze, które skutecznie przedłużają rozwój limnoplanktonu, szczególnie w miejscach określanych jako woda martwa (Reynolds 2000). Obecność tych samych gatunków sinic w zbiorniku i rzece, a tym bardziej utrzymująca się ich dominacja w fitoplanktonie Narwi, potwierdza negatywną rolę zbiornika w kształtowaniu fitoplanktonu rzecznego (H2, H3). Wykazano, że najwyższy udział sinic w biomase limnoplanktonu i potamoplanktonu odpływu oraz największe podobieństwo składu fitoplanktonu obu środowisk występuje przy dominacji *P. agardhii* (H3). Wynika to z najlepszego dostosowania tego gatunku do dużej turbulencji wody w warunkach rzecznych (Bahnwart i in. 1999) spośród wszystkich dominujących gatunków sinic w fitoplanktonie zbiornika.

Ponadto mikrocystyny stwierdzone w zbiorniku Siemianówka występują też na blisko 100 km odcinku Narwi (H2). Wykazano, że populacja zbiornikowych cyjanobakterii zasilająca Narew ma nie tylko zdolność utrzymania swej dominacji na długim odcinku rzeki, ale także możliwość kontynuacji produkcji cyjanotoksyn. Udokumentowano również, że zasięg przekształceń fitoplanktonu rzecznego przez zbiornikowy jest największy w środku lata (H3). Analiza klasterowa pokazała, że fitoplankton Narwi dopiero w odległości ponad 140 km od zapory czołowej ma skład zbliżony do potamoplanktonu dopływu. To wskazuje na bardzo powolny proces eliminacji zbiornikowych sinic z fitoplanktonu Narwi, na miejsce których wkraczają głównie okrzemki (H2, H3).

Wykazano, że w efekcie presji zbiornika na rzekę, maksymalna całkowita liczebność i biomasa fitoplanktonu oraz dominujących cyjanobakterii jest zdecydowanie wyższa niż w innych poddanych regulacji rzekach nizinnych Polski i Europy. Ponadto

odnotowano dodatnią istotną statystycznie zależność pomiędzy wielkością odpływu ze zbiornika a biomasą fitoplanktonu i biomasą sinic na 2 pierwszych stanowiskach rzecznych poniżej zapory czołowej (H3). Potwierdza to negatywną rolę zbiornika w przekształcaniu środowiska rzecznej Narwi związaną ze zrzutem dużej biomasy limnoplanktonu.

Ocena potencjału ekologicznego zbiornika Siemianówka

Parametry fitoplanktonu takie jak stężenie chlorofilu *a* i udział procentowy gatunków wskaźnikowych w biomasie fitoplanktonu służą do określenia potencjału ekologicznego zbiorników zaporowych. Zbiornik Siemianówka zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z 9 listopada 2011 roku, bazującym na Ramowej Dyrektywie Wodnej (RDW), zakwalifikowano do wód sztucznie zmienionych, do których oceny opracowano wskaźnik fitoplanktonowy IFPL (Błachuta, Picińska-Fałtynowicz 2010). **Wyniki naszych badań pozwoliły zakwalifikować wody zbiornika Siemianówka jedynie do słabego potencjału ekologicznego (IV klasa) (H4). Przyczyną tak niskiej oceny był stały bardzo wysoki udział sinic, a zwłaszcza *P. agardhii* w biomasie fitoplanktonu.** Tymczasem według zaleceń RDW, w przypadku wód sztucznie zmienionych, wskazane było osiągnięcie do 2015 roku dobrego potencjału wód (II klasa). Istniejące wskaźniki fitoplanktonowe nie uwzględniają w ocenie potencjału ekologicznego wód stężenia cyjanotoksyn. **W pracy zwrócono uwagę na potrzebę poszerzenia IFPL o dodatkowy metryk cyjanotoksynowy (H4), ponieważ w sytuacji obecności cyjanotoksyn wzrasta zagrożenie ze strony zakwitów wody dla wszystkich organizmów w nich żyjących.** W przypadku zbiorników zaporowych gwałtownie spadają ich walory użytkowe. Wieloletnie dane potwierdzające produkcję mikrocystyn w zbiorniku Siemianówka mogą zostać wykorzystane przez Sanepid i Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska przy ocenie stopnia ryzyka utraty zdrowia przez osoby wykorzystujące zbiornik do celów rekreacyjnych i wędkarskich.

Gatunki euglenin z rodzaju *Trachelomonas* towarzyszące sinicowym zakwitom wody w zbiorniku Siemianówka

Konsekwencjami toksycznych sinicowych zakwitów wody są gwałtowne spadki różnorodności gatunkowej fitoplanktonu. Negatywny wpływ cyjanotoksyn na glony

planktonowe, objawiający się licznymi zmianami morfologicznymi i ultrastrukturalnymi łącznie z obumieraniem komórek, nasila się ze wzrostem ich stężenia (Sedmak, Kosi 1998, Valdor, Aboal 2007). Nieliczne gatunki glonów planktonowych rozwijają się w obecności toksycznych sinic (Bucka 1989). Badania eksperymentalne pokazują, że ze wzrostem stężenia mikrocytyn giną nawet całe grupy glonów a wśród nich eugleniny (Sedmak, Kosi 1998). **W naszych badaniach wykazano, że zbiornik nawet w okresie intensywnych zakwitów wody wywołanych przez *P. agardhii* wyróżnia się bardzo dużą różnorodnością gatunkową euglenin z rodzaju *Trachelomonas* (H5). Nie było do tej pory doniesień o tak bujnym rozwoju euglenin w okresie zakwitu wody wywołanego przez toksyczną *P. agardhii*. W badaniach wykazano spadek różnorodności fitoplanktonu, w tym rodzaju *Trachelomonas*, ze wzrostem biomasy *P. agardhii* i stężenia produkowanej przez nią zewnątrzkomórkowej mikrocytyny-LR (MC-LR) (H5). W fitoplanktonie polihumusowego zbiornika Siemianówka eugleniny reprezentowane głównie przez rodzaj *Trachelomonas* (32 gatunki na 37) charakteryzowały się, zaraz po zielenicach, największą różnorodnością taksonów. W pracy opisano 23 gatunki *Trachelomonas* nowe dla zbiornika. Wśród nich 3 gatunki zostały po raz pierwszy podane z terenu kraju: *T. armata* (Ehrenberg) Stein var. *heterospina* Swirenko, *T. atomaria* Skvortzov var. *minor* Hortobagi, *T. minima* Dreżepolski, a 1 odmiana *T. curta* Da Cunha var. *pappilata* Wołowski została opisana jako nowa dla nauki. Ultrastrukturalne szczegóły budowy domków 23 gatunków zostały szczegółowo omówione i udokumentowane nie tylko za pomocą zdjęć z mikroskopu świetlnego, ale też skaningowego. W opisie uwzględniono też ekologiczne aspekty funkcjonowania gatunków z akcentem na częstość występowania i typy zasiedlanych ekosystemów. Nasze badania są bardzo rzadkim przykładem połączenia fotograficznej i opisowej dokumentacji taksonomicznej euglenin ze szczegółowym omówieniem zmiennych warunków środowiskowych w trakcie ich rozwoju. Badania zwiększyły liczbę gatunków z rodzaju *Trachelomonas* w zbiorniku Siemianówka do 56 gatunków i utwierdziły w przekonaniu, że różnorodność gatunkowa euglenin jest zdecydowanie większa niż w innych zbiornikach zaporowych z terenu kraju i Europy. W letnim fitoplanktonie hiszpańskich eutroficznych i hipertroficznych zbiorników zaporowych wymieniane są jedynie pojedyncze gatunki *Trachelomonas* (Dasí i in. 1998). Zaledwie od 1 do 3 gatunków *Trachelomonas* było też stwierdzonych w fitoplanktonie 7 zbiorników zaporowych z południowej Polski (Bucka, Wilk-Woźniak 2002), co na tle już 56 gatunków opisanych ze zbiornika Siemianówka (H5, Wołowski, Grabowska 2007) jest**

bardzo skromną liczbą. Informacje o dużej różnorodności gatunkowej lub liczebności euglenin podawane są głównie z ciepłych zbiorników eutroficznych i hipertroficznych (Conforti, Ruiz 2001, Solorzano i in. 2011, Kouassi i in. 2013), ale bez informacji o ich udziale w całkowitej liczebności lub biomase glonów.

W badaniach wykazano, że gatunki euglenin z rodzaju *Trachelomonas* preferujące mało stabilne, często efemeryczne środowiska wodne (Wołowski 1998) znajdują dogodne warunki życia zwłaszcza w płytkich, przybrzeżnych partiach zbiornika (H5), które zajmują znaczną część jego powierzchni. Ponadto biomasa gatunków z rodzaju *Trachelomonas* dodatnio korelowała z temperaturą wody, stężeniem tlenu rozpuszczonego w wodzie i widzialnością krążka Secchiego. Odwrotne korelacje z wymienionymi parametrami uzyskano w przypadku biomasy *P. agardhii*, co potwierdziło negatywny wpływ wzrostu masy zakwitów na spadek przezroczystości wody, a w jego fazie końcowej także na spadek stężenia tlenu. Negatywny wpływ mikrocytyny-LR na populację *Trachelomonas* zinterpretowano bardzo małymi rozmiarami domków, a także licznymi ich uszkodzeniami. Tylko 10 gatunków *Trachelomonas* było wspólnych dla zakwitów wywoływanych przez *P. agardhii* i *Aphanizomenon* spp. Większość z nich ma gładkie, pozbawione ornamentacji domki i należy do szeroko rozpowszechnionych gatunków, które naszym zdaniem dobrze tolerują niskie stężenie ($< 1 \mu\text{g L}^{-1}$) zewnątrzkomórkowych mikrocytyn (H5). Ponieważ dysponowano tylko informacjami o stężeniu zewnątrzkomórkowej MC-LR, a cyjanobakterie rozwijające się w zbiorniku produkują też inne analogi mikrocytyn (H 2, H4, H6), planowana jest kontynuacja badań.

Reynolds (2006) utworzył z rodzaju *Trachelomonas* grupę funkcyjną W2, która charakterystyczna jest dla strefy przydennej płytkich mieszanych wód mezotroficznych. Autor nie precyzuje jednak, tak jak zrobił to w przypadku innych grup, granic tolerancji i czułości w stosunku do abiotycznych czynników środowiska. Stawia tam znaki zapytania. **Nasze badania uzupełniają częściowo tę lukę, ponieważ rozszerzają środowisko bytowania rodzaju *Trachelomonas* o fitoplankton wód silnie zeutrofizowanych. Ponadto wskazują na obecność tego rodzaju w trakcie toksycznych sinicowych zakwitów wody. Odnotowana w sierpniu w limnoplanktonie zbiornika Siemianówka najbardziej różnorodna pod kątem liczby taksonów i stosunkowo liczna populacja *Trachelomonas* wskazuje również na dobrą tolerancję niskich stężeń mikrocytyn (H5). *P. agardhii* i gatunki z rodzaju *Trachelomonas* łączy preferencja wód z dużymi stężeniami rozpuszczonej materii organicznej i mineralnej (Zotina i in. 2003, Wołowski 1998, Grabowska i in. 2003,**

Kouassi i in. 2013). Dopływ wymaganych składników jest możliwy wskutek zwiększonej antropopresji (Kouassi i in. 2013), nawożenia stawów rybnych (Bucka, Wilk-Woźniak 2002), a przypadku zbiornika Siemianówka jest przede wszystkim efektem dopływu wód z seminaturalnej zlewni torfowiskowo-leśniej (Górniak i in. 2002).

Struktura i profil peptydów pozarybosomalnych

Lepsze poznanie ekologii sinic, ich roli w środowisku, wymaga badań prowadzonych na poziomie subpopulacji (H6). Subpopulacje mogą różnić się właściwościami ekologicznymi a ich zmienny pojaw może być zależny od warunków środowiska (Surosz 2010). Niezmienna cechą diagnostyczną subpopulacji mikroorganizmów jest profil produkowanych oligopeptydów (Rohrlack i in. 2008, Agha, Quesada 2014, Kurmayer i in. 2014). W przypadku cyjanobakterii w centrum zainteresowania badaczy są oligopeptydy pozarybosomalne, w tym mikrocytyny. Chemotaksonomia jest niezbędnym dopełnieniem tradycyjnych metod identyfikacji mikroorganizmów bazujących na obserwacjach mikroskopowych glonów czy analizach genetycznych. *Planktothrix agardhii* jest bogatym źródłem liniowych i cyklicznych peptydów (Rohrlack i in. 2008). **W latach 2009-2012 przeprowadzono pionierskie w skali kraju badania oligopeptydów produkowanych przez zbiornikowe subpopulacje sinic w okresie zdecydowanej stabilnej dominacji *P. agardhii* (H6).** Badania te są przykładem rzadko spotykanego uwzględnienia w charakterystyce profilu metabolitów sinic nie tylko mikrocytyn, ale całej gamy peptydów. Ponadto, w projekcie uwzględniono 2 wyizolowane ze zbiornika szczepy *P. agardhii* CCNP1325 i CCNP1326. **Choć sekwencje 16S rRNA obu szczepów były identyczne, to jednak mikroorganizmy te w istotny sposób różniły się pod względem produkowanych metabolitów.** Tylko szczep CCNP1325 został zdefiniowany jako toksyczny, gdyż zawierał w komórkach 3 warianty mikrocytyn oraz 4 inne peptydy. Nie posiadający mikrocytyn szczep CCNP1326 syntetyzował 5 peptydów, a wśród nich tylko 2 aeruginozyny charakterystyczne także dla szczepu CCNP1325. **Ten wynik badań podkreśla konieczność wieloaspektowej charakterystyki mikroorganizmów (polyphasic approach).** **Ponieważ wyizolowane szczepy *P. agardhii* charakteryzowały się wyraźne zróżnicowanymi profilami peptydowymi, można wnioskować, że populację zbiornikową tworzy kilka chemotypów tego gatunku.** Obserwacja ta potwierdza wyniki badań z innych ekosystemów wodnych Europy, gdzie identyfikowano od 4 do 18 chemotypów *Planktothrix*

(Yépremian i in. 2007, Bauman, Jüttner 2008, Rohrlack i in. 2008). W trakcie badań prowadzonych w zbiorniku Siemianówka w próbkach środowiskowych z *P. agardhii* oznaczono łącznie 33 oligopeptydy, przy czym 12 z nich dominowało i było obecnych stale. Należało do nich 5 mikrocytyn, 5 anabaenopeptyn, 1 aeruginozyna i 1 planktocyklina. Pozostałe oligopeptydy, w tym cyjanopeptoliny, planktopeptyny i aeruginozamid, występowały rzadziej i w małych ilościach. **W naszych badaniach wykazano, że peptydy stwierdzone w populacji sinic ze zbiornika Siemianówka należą do tej samej grupy związków, która występuje w innych europejskich ekosystemach wodnych z dominacją rodzaju *Planktothrix*** (Welker i in. 2004, Yépremian i in. 2007, Rohrlack i in. 2008).

Oprócz bardzo ważnej taksonomicznej roli peptydów (Komárek i in. 2014) istotnym aspektem jest uwzględnienie ich dużej aktywności biologicznej, która decyduje o ich potencjale ekologicznym w środowisku wodnym, a więc sukcesie w interakcjach z innymi organizmami (Kurmayer i in. 2014). Uważa się, że w przypadku nietoksycznych szczepów sinic peptydy funkcjonalnie rekompensują brak cyjanotoksyn. Jednak brak produkcji toksyn nie musi być jednoznaczny z produkcją większej liczby czy ilości peptydów (Kurmayer i in. 2014). Nietoksyczny szczep *P. agardhii* ze zbiornika Siemianówka zawierał tylko o 1 peptyd więcej (5) niż toksyczny (H6). Peptydy mogą hamować aktywność podstawowych enzymów metabolicznych, mogą być aktywne wobec enzymów proteolitycznych, takich jak na przykład tripsyna czy chymotrypsyna (Itou i in. 1999, Murakami i in. 2000, Ersmark i in. 2008). Rozważa się też rolę sinicowych peptydów pozarybosomalnych w ochronie gospodarza przed wyżeraniem i infekcjami (Bauman, Jüttner 2008). Wykazano na przykład, że ekstrakty z *P. agardhii* zawierające kombinację 4 mikrocytyn i 15 innych oligopeptydów skutecznie hamowały rozwój *Spirodela polyrhiza* (Toporowska i in. 2014). Planuję kontynuację badań całej gamy peptydów *P. agardhii*, w celu sprawdzenia stabilności jej chemotypów w zbiorniku Siemianówka oraz określenia ich aktywności biologicznej w stosunku do różnych organizmów wodnych.

Podsumowanie

Moje badania wykazały, że tworzenie limnicznych zbiorników nizinnych w zlewni torfowiskowo-leśnej mimo korzystnych parametrów wody rzecznej skutkuje szybką eutrofizacją wód, objawiającą się całosezonowymi sinicowymi zakwitami wody ze wszystkimi negatywnymi ich skutkami. Stabilna dominacja sinic obniża potencjał

ekologiczny wód zbiornika i utrudnia bezpieczne ich wykorzystanie. Dodatkowo potwierdzona w zbiorniku stabilna produkcja cyjanotoksyn stwarza zagrożenie nie tylko dla bezpośrednich konsumentów sinic (zooplankton, ryby planktonożerne), ale także innych grup organizmów żyjące w środowisku wodnym i jego najbliższym otoczeniu. Zagrożenie dotyczy także zdrowia i życia ludzi w sytuacji, gdy woda ze zbiornika będzie wykorzystywana do celów wodociągowych, rybackich lub rekreacyjnych. Prowadzone badania wykraczające poza standardowe analizy jakości wody powinny zainteresować Sanepid i Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska.

W badaniach wykazałam również, że negatywne efekty zakwitów wody w zbiorniku wykraczają daleko poza granice jego zalewu. Toksyczne sinice stanowią też główny składnik fitoplanktonu rzecznoego na długim odcinku rzeki poniżej zapory czołowej łącznie z terenem Narwiańskiego Parku Narodowego. Szczególnie sprzyjające warunki rozwoju w polimiktycznym zbiorniku i jego odpływie posiada *P. agardhii*, która jest producentem szerokiej gamy aktywnych biologicznie oligopeptydów.

Mając na uwadze fakt, że wcześniejsze zabiegi rekultywacyjne i biomanipulacyjne w zbiorniku nie przyniosły oczekiwanych efektów uważam, że w celu poprawy jakości wód istnieje potrzeba podjęcia kolejnych działań naprawczych. Badania jednoznacznie pokazały, że tak duże zbiorniki nizinne jakim jest polihumusowy zbiornik Siemianówka o wielomiesięcznej retencji wód, skazane są na szybką eutrofizację i nie należy w przyszłości budować tego typu obiektów. Myślę, że lepszym rozwiązaniem jest tworzenie dużo mniejszych zbiorników nizinnych o zdecydowanie krótszym czasie retencji wód i w związku z tym o większej możliwości ograniczania rozwoju populacji sinic.

Badania realizowane były w ramach badań statutowych Zakładu Hydrobiologii Uniwersytetu w Białymstoku, Instytutu im. W. Szafera PAN w Krakowie i Stacji Badawczej Centrum Badań Ekologicznych w Lublinie oraz 2 projektów finansowanych przez:

Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego pt. „Wpływ sinicowych zakwitów wody zbiornika zaporowego Siemianówka na plankton rzeki Narew poniżej zapory czołowej” (nr N N305 156136), okres realizacji 2009-2012, **kierownik projektu**

Komitet Badań Naukowych pt. „Efektywność biomanipulacji w nizinym zbiorniku zaporowym na przykładzie zbiornika Siemianówka” (nr 4T09D 03 224), okres realizacji 2003-2006, **główny wykonawca**

Literatura uzupełniająca:

- Agha R., Quesada A. 2014. Oligopeptides as biomarkers of cyanobacterial subpopulations. Toward an understanding of their biological role. *Toxins* 6: 1929-1950.
- Bahnwart M., Hübener T., Schubert H. 1999. Downstream changes in phytoplankton composition and biomass in a lowland river-lake system (Warnow River, Germany). *Hydrobiologia* 391: 99-111.
- Bauman H.I., Jüttner F. 2008. Inter-annual stability of oligopeptide patterns of *Planktothrix rubescens* blooms and mass mortality of *Daphnia* in lake Hallwilersee. *Limnologica* 38: 350-359.
- Błachuta J., Picińska-Fałtynowicz J. 2010. Wytyczne metodyczne do przeprowadzenia monitoringu i oceny potencjału ekologicznego zbiorników zaporowych w Polsce. Wrocław, GIOŚ, 44 str.
- Błaszczyk A., Toruńska A., Kobos J., Browarczyk-Matusiak G., Mazur-Marzec H. 2010. Ekologia toksycznych sinic. *Kosmos* 59: 173-198.
- Bonilla S., Aubriot L., Soares M.C.S, Gonzáles-Piana M., Fabre A., Huszar V.I.M., Lürling M., Antoniadis D., Padisak J., Kruk C. 2011. What driver the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiol. Eco.* 79: 594-607.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2002. Monografia. Gatunki kosmopolityczne i ubikwistyczne wśród glonów pro- i eukariotycznych występujących w zbiornikach wodnych Polski Południowej. Zakład Biologii Wód im. K. Starmacha PAN, Kraków, 233 str.
- Christiansen G., Kurmayer R., Liu Q., Borner T., 2006. Transposons inactivate biosynthesis of the nonribosomal peptide microcystin in naturally occurring *Planktothrix* spp. *Appl. Environ. Microbiol.* 72: 117-23.
- Conforti V., Ruiz L. 2011. Euglenophyta from Chunan Reservoir (South Korea). II *Trachelomonas* Ehr. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 138: 117-145.
- Dasí M. J., Miracle M. R., Camacho A., Soria J. M., Vicente E. 1998. Summer phytoplankton assemblages across trophic gradients in hard-water reservoirs. *Hydrobiologia* 369/370: 27-43.
- Dembowska E. 2009. Phytoplankton species diversity of the Lower Vistula from Wyszogród to Toruń. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 38 (4): 63-74.
- de Senerpont Domis L.N., Elser J.J., Gsell A., Huszar V.L.M., Ibelings B.W., Jeppesen E., Kosten S., Mooij W. M., roland F., Sommer U., van Donk E., Winder M., Lürling M. 2013. Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. *Freshwater Biology* 58: 463-482.

- Ersmark K., Del Valle J.R., Hanessian S. 2008. Chemistry and biology of the aeruginosin family of serine protease inhibitors. *Angew. Chem. Int. Ed* 47: 1202-1223.
- Fastner J., Erhard M., Carmichael W.W., Sun F., Rinehart K.L., Chorus I. 1999. Characterization and diversity of microcystin in natural blooms and strains of the genera of *Microcystis* and *Planktothrix* from German freshwaters. *Arch. Hydrobiol.* 145: 147-163.
- Górniak A. 1996. Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych. Diss. Univ. Varsoviensis, Białystok, 448, 151 str.
- Górniak A. [red.] 2006. Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach 1990-2004 i jego rekultywacja, Zakład Hydrobiologii Uniwersytet w Białymstoku, 236 str.
- Górniak A., Zieliński P., Jekatierynczuk-Rudczyk E., **Grabowska M.**, Suchowolec T. 2002. The role of dissolved organic carbon in the shallow lowland reservoir ecosystem. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 30: 179-189.
- Górniak A., **Grabowska M.**, Jekatierynczuk-Rudczyk E., Zieliński P., Suchowolec T. 2003. Long-term variations of phytoplankton primary production in a shallow, polyhumic reservoir. *Hydrobiologia* 506-509: 305-310.
- Grabowska M.** 2005. Cyanoprokaryota blooms in polyhumic Siemianówka dam reservoir in 1992-2003. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 34 (1): 73-85.
- Grabowska M.**, Górniak A., Jekatierynczuk-Rudczyk E., Zieliński P. 2003. The influence of hydrology and water quality on phytoplankton community composition and biomass in a humoetrophic reservoir, Siemianówka reservoir (Poland), *Ecohydrol. Hydrobiol.* 3 (2): 185-196.
- Heinonen P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finish island waters. *Publ. Wat. Res.* 37: 1-91.
- Hessen D.O., Tranvik L.J. (eds) 1998. Aquatic humic substances. Ecology and biogeochemistry. Ecological Studies 133, Springer Verlag, Berlin Heidelberg, New York, 346 pp.
- Ingleton T., Kobayashi T., Sanderson B., Patra R., Macinnis-Ng C.M.O, Hindmarsh B., Bowling L.C. 2008. Investigation of the temporal variation of Cyanobacterial and other phytoplanktonic cells at the offtake of a large reservoir, and their survival following passage through it. *Hydrobiologia* 603: 221-240.
- Itou Y., Suzuki S., Ishida K., Murakami M. 1999. Anabaenopeptins G and H, potent carboxypeptidase A inhibitors from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* (NIES-595). *Bioorg. Med. Chem. Lett.* 9: 1243-1246.

- Klajs R., Tarczyńska M., Zalewski M. 2000. Czynniki wpływające na jakość wód Zbiornika Sulejowskiego oraz perspektywy jego rekultywacji. Zbiorniki zaporowe. Metody badań i ocen jakości wód. Mat. krajowej konferencji. Zacisze 17.10.2000-19.10.2000, 71-77.
- Kobos J., Błaszczuk A., Błońska M., Budzyńska A., **Grabowska M.**, Hebel A., Kokociński M., Kownacka J., Messyas B., Napiórkowska-Krzebietke A., Nawrocka L., Pelechata A., Rybak A., Sutryk K., Toporowska M., Toruńska A., Zagajewski P., Złoch I., Mazur-Marzec H. 2013. Cyanobacteria and cyanotoxins in Polish freshwater bodies. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 42 (4): 358-378.
- Kouassi B. A. T., Ouattara A., Da K.P. 2013. Euglenozoa occurring in Adzopé Reservoir, Côte D'Ivoire. *Turk. J. Bot.* 37: 1176-1187.
- Kotak B.G., Lam A.K.-Y., Prepas E.E., Hrudey S.E. 2000. Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1584-1593.
- Kuiper-Goodman T., Falconer J., Fitzgerald J. 1999. Human health aspect [in:] Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management, I. Chorus, J. Bartram (eds.), WHO Publ., E. & F.N. Spon, London, 113-153.
- Kurmayer R., Christiansen G., Fastner J., Börner T. 2004. Abundance of active and inactive microcystin genotypes in populations of the toxic cyanobacterium *Planktothrix* sp. *Environ. Microbiol.* 6: 831-41.
- Kurmayer R., Christiansen G. 2009. The genetic basis of toxin production in Cyanobacteria. *Freshwater Reviews* 2: 31-50.
- Kurmayer R., Blom J. F., Deng L., Pernthaler J. 2014. Integrating phylogeny, geographic niche partitioning and secondary metabolite synthesis in bloom-forming *Planktothrix*. *The ISME Journal*: 1-13.
- Lepisto L., Kauppila P., Rapala J., Pekkarinen M., Sammalkorpi I., Villa L. Estimation of reference for condition in naturally eutrophic shallow lake. *Hydrobiol.* 568: 55-66.
- Lindholm T., Vesterkvist P., Spoof L., Lundberg-Niinistö C., Meriluoto J. 2003. Microcystin occurrence in lakes in Åland, SW Finland. *Hydrobiol.* 505: 129-138.
- Mankiewicz-Boczek J., Palus J., Gaęła I., Izydorczyk K., Jurczak T., Dziubałtowska E., Stepnik M., Zalewski M. 2011a. Effects of microcystins-containing cyanobacteria from a temperate ecosystem on human lymphocytes culture and their potential for adverse human health effects. *Harmful Algae* 10 (4): 356-365.
- Mankiewicz-Boczek, J. Gaęła, I., Kokociński M., Jurczak T., Stefaniak K. 2011b. Perennial toxigenic *Planktothrix agardhii* bloom in selected lakes of Western Poland. *Environ. Toxicol.* 26 (1): 10-20.

- Mbedi S., Welker M., Faster J., Wiedner C. 2005. Variability of the microcystin synthetase gene cluster in the genus *Planktothrix* (Oscillatoriales, Cyanobacteria). *FEMS Microbiol. Lett.* 245: 299-306.
- Mitrović S.M., Hardwick L., Dorani F. 2011. Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower Darling River, Australia. *J. Plankton Res.* 33 (2): 229-241.
- Murakami M., Suzuki S., Itou Y., Kodani S., Ishida K. 2000. New anabaenopeptins, potent carboxypeptidase-A inhibitors from the cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*. *J. Nat. Prod.* 83: 1280-1282.
- O'Neil J. M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C. J. 2012. The rise of harmful cyanobacterial bloom: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313-334.
- Pawlik-Skowrońska B., Skowroński T., Pirszel J., Adamczyk A. 2004. Relationship between cyanobacterial bloom composition and anatoxin-a and microcystin occurrence in the eutrophic dam reservoir (SE Poland). *Pol. J. Ecol.* 52: 479-490.
- Pawlik-Skowrońska B., Kalinowska R., Skowroński T. 2013. Cyanotoxin diversity and food web bioaccumulation in a reservoir with decreasing phosphorus concentrations and perennial cyanobacterial blooms. *Harmful Algae* 28: 118-125.
- Reynolds C.S. 2000. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrol. Process.* 14: 3119-3132.
- Reynolds C.S. 2006. Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, 535 pp.
- Rigosi A., Rueda F.J. 2012. Hydraulic control of short-term successional changes in the phytoplankton assemblage on stratified reservoirs. *Ecol. Eng.* 44: 216-226.
- Rohrlack T., Edvardsen B., Skulberg R., Halstvedt C.B., Utkilen H.C., Ptacnik R., Skulberg O.M. 2008. Oligopeptide chemotypes of the toxic freshwater cyanobacterium *Planktothrix* can form subpopulations with dissimilar ecological traits. *Limnol. Oceanogr.* 53: 1279 -1293.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. *Dz.U.* 2011 nr 257 poz. 1545
- Sedmak B., Kosi G. 1998. The role of microcystin in heavy bloom formation. *J. Plankton Res.* 20 (4): 691-708.
- Solorzano G.G., Martinez M.G.O., Vazquez A.L., Garfias M.B.M., Zuniga R.E.Q., Conforti V. 2011. *Trachelomonas* (Euglenophyta) from a eutrophic reservoir in Central Mexico. *J. Environ. Biol.* 32 (4): 463-471.
- Somdee T., Kaewsan T., Somdee A. 2013. Monitoring toxic cyanobacteria and cyanotoxins

(microcystins and cylindrospermopsins) in four recreational reservoirs (Khon Kaen, Thailand). Environ. Monit. Assess. 185: 9521-9529.

Starmach J., Mazurkiewicz-Boroń G. [red.] 2000. Zbiornik Dobczycki. Ekologia-eutrofizacja-ochrona. Zakład Biologii Wód im. K. Starmacha PAN Kraków, 261 str.

Surosz W. 2010. Wieloaspektowa analiza taksonomiczna bałtyckiej populacji *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Bornet et Flauhault. Wyd. UG, Gdańsk, 105 str.

Szelaż-Wasielewska E., Zagajewski P., Stachnik W. 2009. Cyanobacterial community of the lowland Warta River (Poland), Suppl. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 38: 1-7.

Thornton K.W., Kimmel L., Payne F.E. (eds) 1990. Reservoir limnology: ecological perspectives. New York, Chichester, Brisbane, J. Wiley and Sons, 246 pp.

Toporowska M., Pawlik-Skowrońska B., Krupa D., Kornijów R. 2010. Winter versus summer blooming of phytoplankton in a shallow lake: effect of hypertrophic conditions. Pol. J. Ecol. 58 (1): 159-168.

Toporowska M., Pawlik-Skowrońska B., Mazur-Marzec H. 2014. Harmful impact of *Planktothrix agardhii* metabolites on the young duckweed *Spirodella polyrhiza* [in:] Cyanobacterial and algal blooms - effects on water management and human health [Ed. Surosz W.], XXXIIIth International Conference of the Polish Phycological Society, Gdynia-Cetniewo 19-22.05.2014, p. 116.

Uhlmann D. 1998. Reservoirs as ecosystems. Internat. Rev. Hydrobiol. 83: 13-20.

Valdor R., Aboal M. 2007. Effects of living cyanobacteria, cyanobacterial extracts and pure microcystins on growth and ultrastructure of microalgae and bacteria. Toxicon 49: 769-779.

Van den Hoek C., Mann D.G., Jahns H.M. 1995. Algae. An introduction to phycology. Cambridge University Press, Cambridge 623 pp.

Vesterkvist P. S. M., Misiorek J. O., Spoo L. E. M., Toivola D. M., Meriluoto J. A. O. 2012. Comparative cellular toxicity of hydrophilic and hydrophobic microcystins on Caco-2 cells. Toxins 4: 1008-1023.

Wagner I., Zalewski M. 2000. Effect of hydrological patterns of tributaries on biotic process in a lowland reservoir-consequences for restoration. Ecol. Eng. 16: 79-90.

Welker M., Christiansen G., Van Dohren H. 2004. Diversity of coexisting *Planktothrix* (Cyanobacteria) chemotypes deduced by mass spectral analysis of microcystins and other oligopeptides. Arch. Microbiol. 182: 288-298.

Wilk-Woźniak E. 2009. Zmiany populacyjne w zbiorowiskach glonów planktonowych oraz ich strategie życiowe w warunkach ekosystemów wodnych sztucznie zmienionych. Studia Naturae, Instytut Ochrony Przyrody PAN 55, 132 str.

Wetzel R. G. 2001. Lake and river ecosystems. Academic Press, Elsevier, USA. 1006 pp.

Willame R., Jurczak T., Iffly J.-F., Kull T., Meriluoto J., Hoffmann L. 2005. Distribution of hepatotoxic cyanobacterial blooms in Belgium and Luxemburg. *Hydrobiologia* 551: 99-117.

Wołowski K. 1998. Taxonomic and environmental studies on euglenophytes of the Kraków - Częstochowa Upland (Southern Poland). *Fragm. Flor. Geobot. Suppl.* 6: 3-192.

Wołowski K., **Grabowska M.** 2007. *Trachelomonas* species as the main component of the euglenophyte community in the Siemianówka Reservoir (Narew River, Poland). *Ann. Limnol.- Int. J. Lim.* 43 (3): 207-218.

Yépreman C., Gugger M.F., Briand E., Catherine A., Berger C., Quiblier C., Bernard C. 2007. Microcystin ecotypes in a perennial *Planktothrix agardhii* bloom. *Water Res.* 41: 4446-4456.

Zalewski M. 2000. Ecohydrology - the scientific background to use ecosystem properties as management tools towards sustainability of water resources. *Ecological Engineering* 16: 1-8.

Zotina T., Koster O., Juttner F. 2003. Photoheterotrophy and light-dependent uptake of organic nitrogenous compounds by *Planktothrix rubescens* under low irradiance. *Freshwat. Biol.* 48: 1859–1868.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

W centrum moich zainteresowań jest przede wszystkim fitoplankton różnorodnych ekosystemów słodkowodnych, ale też organizmy roślinne i zwierzęce należące do innych formacji ekologicznych takich jak bentos czy peryfiton. W badaniach uwzględniam różne ekologiczne aspekty funkcjonowania organizmów na tle abiotycznych i biotycznych czynników środowiskowych.

Moje badania obejmowały następujące zagadnienia:

[A] Rolę czynników hydrologicznych i jakości wody w funkcjonowaniu zbiorowisk fitoplanktonu zbiornika zaporowego

[B] Porównanie zbiorowisk fitoplanktonu jezior harmonijnych o różnym poziomie trofii

[C] Głony zbiorników dystroficznych

[D] Produkcję pierwotną fitoplanktonu

[E] Potamoplankton i makrobentos rzek nizinnych w różnym stopniu poddanych antropopresji

[F] Ocenę skuteczności zabiegów rekultywacyjnych i biomanipulacyjnych w zbiorniku Siemianówka**[G] Dynamikę dobową fitoplanktonu**

Badania prowadzone były w ramach: grantów Komitetu Badań Naukowych, Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego, Narodowego Centrum Nauki, których byłam kierownikiem (1) lub wykonawcą (4); projektów Słowackiej Akademii Nauk w Bratysławie oraz badań statutowych Zakładu Hydrobiologii i Instytutu Botaniki im. W. Szafera PAN w Krakowie. Szczegółowy wykaz grantów i projektów znajduje się w załączniku 3.

[A] Rola czynników hydrologicznych i jakości wody w funkcjonowaniu zbiorowisk fitoplanktonu zbiornika zaporowego

Uzyskane wyniki badań pozwoliły na określenie wzajemnych relacji pomiędzy fitoplanktonem zbiornika Siemianówka i środowiskiem abiotycznym. Zostały sprecyzowane zależności pomiędzy jakością wody, reżimem hydrologicznym Narwi i składem jakościowym i ilościowym fitoplanktonu zbiornikowego. Wykazano, że wielkość wiosennego ładunku rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) dostarczanego do zbiornika Siemianówka ze zlewni torfowiskowo-leśnej w efekcie topnienia pokrywy śnieżnej decyduje o intensywności rozwoju fitoplanktonu letniego (zał. 3 pkt. II A poz. 3; zał. 3 pkt. II D poz. 22, 23), przyczyniając się do humoeutrofizacji wód. Latem w misie zbiornika w warunkach tlenowych pod wpływem promieniowania UV dochodzi do rozpadu kompleksów humusowych i uwalnianiu nieorganicznych form wielu pierwiastków, które stymulują rozwój glonów planktonowych. W ciemno zabarwionych substancjami humusowymi wodach zbiornika szczególnie dobrze radziły sobie kolonijne sinice, które potrafią skupiać się w powierzchniowej optymalnie naświetlonej warstwie wody. Dodatnie korelacje stwierdzono w przypadku wiosennego ładunku RWO i stężenia chlorofilu *a*, biomasy sinic oraz okrzemek, a ujemne dla zielenic. Istotne statystycznie zależności RWO ze świeżą biomasą glonów i stężeniem chlorofilu *a* zostały potwierdzone zarówno w okresie wyprzedzającym zabiegi naprawcze w zbiorniku jak i po ich wdrożeniu (zał. 3 pkt. III D poz. 7, 8, 10, 11). Udowodniono, że w zbiorniku polihumusowym obok związków azotu i fosforu równie ważnym parametrem kształtującym poziom troficzny wód jest RWO. Wzrost tempa wymiany wody w zbiorniku zwiększa jednocześnie w nim stężenie RWO (zał. 3 pkt. II A poz. 3), które

decyduje o całkowitej biomase wybranych grup glonów planktonowych a nawet składzie fitoplanktonu na poziomie gatunku (zał. 3 pkt. III D poz. 23).

[B] Porównanie zbiorowisk fitoplanktonu jezior harmonijnych o różnej trofii

Badania prowadzono w lecie w 40 jeziorach z terenu północno-wschodniej Polski. Struktura gatunkowa, świeża biomasa fitoplanktonu i stężenie chlorofilu *a* zostały przeanalizowane w 21 jeziorach z terenu Suwalskiego Parku Krajobrazowego (zał. 3 pkt. II A poz. 6, 11, 13), 3 jeziorach Wigierskiego Parku Narodowego (zał. 3 pkt. IID poz. 18) oraz 16 jeziorach nie objętych żadną formą ochrony z Pojezierza Wschodniosuwalskiego (zał. 3 pkt. IID poz. 25). Zdecydowana większość jezior nie była dotąd monitorowana pod kątem struktury gatunkowej fitoplanktonu. W zaledwie 11 jeziorach z terenu Suwalskiego Parku Krajobrazowego i 4 jeziorach z Pojezierza Wschodniosuwalskiego były jedynie informacje o stężeniu chlorofilu *a* i/lub całkowitej biomasy fitoplanktonu z epilimnionu pochodzące z lat 1983-1985. Stwierdzono duże zróżnicowanie parametrów fitoplanktonu, ze względu na różne typy troficzne i miktyczne jezior. Jeziora polimiktyczne odznaczały się większym stopniem eutrofizacji wód z dużym udziałem sinic w biomasy fitoplanktonu. W przypadku jezior głębokich stratyfikowanych, takich jak na przykład jezioro Hańcza, odnotowano pionowe zróżnicowanie składu fitoplanktonu, przy czym najliczniej reprezentowane były okrzemki i złotowiciowce typowe dla wód o niskiej trofii. Parametry fitoplanktonu takie jak (stężenie chlorofilu *a*, biomasa gatunków wskaźnikowych, indeksy troficzne gatunków) podobnie jak parametry fizyko-chemiczne wody (stężenie całkowite fosforu, azotu, węgla, widzialność krążka Secchiego) posłużyły do wyliczenia wskaźników trofii wód. Badania potwierdziły niedostępność znacznej puli fosforu dla autotrofów, czego efektem były korzystniejsza klasyfikacja wód Suwalszczyzny w oparciu o indeksy glonowe niż fosforowe. W przypadku 15 jezior w oparciu o parametry i wskaźniki fitoplanktonu dokonano porównania obecnego stanu troficznego wód ze stanem sprzed 25 lat.

[C] Glony zbiorników dystroficznych

Najdłuższą historię badań, bo blisko już dwudziestoletnią mają jeziora dystroficzne Wigierskiego Parku Narodowego (WPN), nazywane potocznie sucharami (zał. 3 pkt. II D poz. 2, 3, 19, 24). W późniejszym okresie badania rozszerzono o fitoplankton jeziora Gorbacz

(płn.- wsch. Polska) (zał. 3 pkt. II A poz. 9) i jeziora Sęczek (Pojezierze Mazurskie) (zał. 3 pkt. II A poz. 15). Wykazano, że pionowe zróżnicowanie składu fitoplanktonu WPN wynika z silnej stratyfikacji termicznej wód i bardzo małej miąższości strefy fotycznej. Obecność tlenu notuje się tylko w powierzchniowej warstwie wody (klinograda). Fitoplankton zbiorników dystroficznych wyróżnia się małą różnorodnością gatunkową i małymi liczebnościami i biomasami. Występują w nim stosunkowo nieliczne autotrofy. Gatunkiem wspólnym dla fitoplanktonu wszystkich przebadanych jezior dystroficznych był miksotroficzny rafidofit *Gonyostomum semen*. W sucharach wigierskich był on najczęściej dominantem.

Jezioro Gorbacz jest jednym z ostatnich naturalnych zbiorników spoza zasięgu ostatniego zlodowacenia w północno-wschodniej Polsce, które dotrwały do naszych czasów. Mimo objęcia go ochroną rezerwatową, od początku XXI wieku obserwowane jest stopniowe zanikanie zbiornika związane z funkcjonowaniem odkrywkowej kopalni torfu. W ostatnim stadium istnienia Gorbacza, w którym bardziej przypominał on dużą kałużę niż jezioro, oceniono jego stan ekologiczny. Podstawą oceny były między innymi zbiorowiska glonów fitoplanktonowych i peryfitonowych. W jeziorze występowała zarówno typowi przedstawiciele wód dystroficznych (np. *Gonyostomum semen*, *Tetmemorus brebissonii*), jak i eutroficznych (np. *Kirchneriella contorta*, *K. irregularis*). Na podstawie porównania składu gatunkowego glonów z granicy pła i toni wodnej, wysunięto wniosek o stopniowym zacieraniu się różnicy pomiędzy wymienionymi środowiskami bytowania glonów, co jest konsekwencją wysychania zbiornika.

W przypadku jeziora Sęczek w badaniach taksonomicznych obok fitoplanktonu uwzględniono glony z torfowiska otaczającego jezioro. Większa bogactwo gatunkowe glonów występowało na torfowisku niż w toni wodnej. Większość opisanych gatunków jest szeroko rozpowszechniona w wodach o odczynie kwasowym. Jednak kilka z nich jak na przykład zielenice *Coenochloris sphagnicola* i *Mucidosphaerium sphagnale* ma status rzadko spotykanych. Na szczególną uwagę zasługuje nowy gatunek cyjanobakterii z terenu kraju *Katagnymeme accurata* występująca tylko w ple. W pracy uwzględniono fizyko-chemiczne parametry środowiska wodnego, w którym żyły glony.

[D] Potamoplankton i makrobentos rzek nizinnych w różnym stopniu poddanych antropopresji

Badania miały na celu porównanie składu i obfitości fitoplanktonu rzek poddanych silnej (Narwi) i słabej (Biebrza) antropopresji. Pierwsze badania dotyczyły uregulowanego

odcinka Narwi obejmującego zbiornik zaporowym Siemianówka oraz jej meandrująco-anastomozujący odcinek od zbiornika do miejscowości Żółtki leżącej już poza granicami Narwiańskiego Parku Narodowego (H4, H3). Kolejne badania dotyczyły Biebrzy, a więc prawostronnego dopływu Narwi, który swobodnie meandruje w dolinie bagiennej niemal całkowicie mieszczącej się w granicach Biebrzańskiego Parku Narodowego. W dolinie Biebrzy dobrze zachowanych jest wiele starorzeczy będących w stałym lub okresowym kontakcie z korytem rzeki (zał. 3 pkt. II A poz. 12, 14). Udokumentowano efekt wezbrań na strukturę jakościową i ilościową fitoplanktonu rzeki Biebrzy i jej starorzeczy o różnym stopniu kontaktu z nurtem (zał. 3 pkt. II A poz. 12). W badaniach uchwycono okres wysokich stanów wody w rzece w 2012 roku i stosunkowo niskich w 2011 roku. Wykazano, że poziom wody w rzece decyduje o stopniu wzajemnej wymiany gatunków glonów pomiędzy rzeką i starorzeczami. W okresach niskich stanów wód i długookresowej izolacji starorzeczy stwierdzono spadek liczby gatunków glonów i wzrost liczebności fitoplanktonu, w skrajnych przypadkach powiązane z zakwitem wody wywołanej przez złotowiciowca *Synura uvella*. Na wzrost poziomu wody fitoplankton reagował spadkiem liczebności i wzrostem liczby gatunków. W Biebrzy i w jej 4 starorzeczach rozpoznano także skład gatunkowy i obfitość makrobentosu (zał. 3 pkt. II A poz. 14). Największą różnorodnością gatunkową bentosu charakteryzowały się starorzecza lotyczne, a największą biomasą semilotyczne. W starorzeczach Biebrzy stwierdzono małą różnorodność gatunkową makrobentosu i jego małe podobieństwo do starorzeczy z terenu Europy. Różnice wynikały między innymi z braku skorupiaków w makrobentosie biebrzańskim. Stosunkowo mała różnorodność gatunkowa bentosu Biebrzy i jej starorzeczy została wytłumaczona niekorzystnymi warunkami środowiskowymi w okresach bardzo dużej dynamiki poziomu wody.

W przypadku Narwi prześlędzono przestrzenną zmienność zooplanktonu na 118 km odcinku rzeki poniżej zbiornika Siemianówka (zał. 3 pkt. II A poz. 10). W zbiorniku stwierdzono dominację bakterio- i detrytosożernych gatunków wrotków i skorupiaków, które charakterystyczne są dla wód z pogranicza eutrofii i hipertrofii. W nurcie Narwi udokumentowano szybszą eliminację zooplanktonu zbiornikowego w stosunku do fitoplanktonu. Wraz ze zwiększaniem się odległości od zbiornika wykazano spadek liczby gatunków wrotków i skorupiaków typowo limnicznych i wzrost gatunków litoralowych i bentosowych. W badaniach użyto 2 wskaźniki bogactwa gatunkowego (Chao2, Jackknife2) i wskaźnik podobieństwa zbiorowisk (PSC), w celu porównania składu gatunkowego i liczebności zooplanktonu zbiornikowego z 5 stanowiskami rzecznyymi.

Rozpoznano też skład fitoplanktonu z 5 małych, w znacznym stopniu poddanych regulacji, dopływów zbiornika Siemianówka (zał. 3 pkt. II D poz. 5), wykazując na jego małą różnorodność gatunkową i biomasę. Największą biomasę fitoplanktonu, podobnie jak w przypadku Narwi (głównego dopływu), tworzyły okrzemki. Badania potwierdziły mały stopień podobieństwa gatunkowego fitoplanktonu z dopływów w stosunku do zbiornikowego i obecność zupełnie innych dominantów w ciekach (okrzemki) i zbiorniku (sinice).

[E] Produkcja pierwotna fitoplanktonu

Wyniki trzynastoletniego monitoringu produktywności zbiornika Siemianówka były podstawą 4 prac (zał. 3 pkt. II A poz. 4; zał. 3 pkt. II D poz. 8, 11). Eksperyment terenowy obejmował comiesięczną czterogodziną ekspozycję ciemnych i jasnych butelek w litoralu zbiornika. Otrzymane wartości produkcji netto, produkcji brutto i respiracji wyrażone w 3 jednostkach czasowych (godzina, doba, sezon wegetacyjny) potwierdziły eutroficzny charakter wód zbiornika. W zbiorniku odnotowano tendencję wzrostu respiracji i spadku produkcji netto. Uzyskano zależność pomiędzy stężeniem RWO a respiracją (dodatnią) i produkcją netto (ujemną), co potwierdziło ogromną rolę seminaturalnej zlewni w dostarczaniu materii organicznej do zbiornika. Zbiornik Siemianówka został zdefiniowany jako ekosystem allotroficzny z przewagą rozkładu materii organicznej nad produkcją fitoplanktonu.

[F] Ocena skuteczności zabiegów rekultywacyjnych i biomanipulacyjnych w zbiorniku Siemianówka

Szybka eutrofizacja wód zbiornika była przyczyną opracowania i wdrożenia w zbiorniku serii zabiegów mających na celu poprawę jakości wody (zał. 3 pkt. II A poz. 7; zał. 3 pkt. II D poz. 10, 11). Porównanie wyników badań sprzed zabiegów i po ich wprowadzeniu dało możliwość oceny stopnia ich skuteczności. Badania obejmowały fizyko-chemiczne i biologiczne parametry wody. Niepełna realizacja założeń związana m. in. z niesprzyjającymi warunkami hydrometeorologicznymi spowodowała tylko krótkotrwałą poprawę jakości wody odnotowaną głównie 2003 roku. Lepsze efekty działań stwierdzono w przypadku fizyko-chemicznych parametrów wody objawiające się spadkiem stężenia biogenów. W przypadku fitoplanktonu efekt był znacznie słabszy. Tylko w krótkim okresie czasu odnotowano spadek stężenia chlorofilu *a* i biomasy fitoplanktonu oraz nieznaczne skrócenie okresu sinicowych

zakwitów wody. Udokumentowano, że szeroko zakrojone działania nie zostały w pełni wdrożone także z przyczyn środowiskowych, wynikających z małych opadów i niskich stanów wody w Narwi.

[G] Dynamika dobową fitoplanktonu

We wrześniu 2007 roku w powierzchniowej warstwie wody w zbiorniku Siemianówka prowadzono całodobowe badania jakości wody w 4-godzinnych odstępach czasu (zał. 3 pkt. II D poz. 13). Wśród analizowanych czynników uwzględniono podstawowe parametry fizyko-chemiczne wody, fitoplankton i stężenie zewnątrzkomórkowej mikrocytyny-LR. W jesiennym fitoplanktonie zdecydowanie największą biomasa osiągały sinice (>90% biomasy), z *P. agardhii* jako gatunkiem przewodnim w trakcie wszystkich pomiarów. W wodach zbiornika wykazano stałą obecność MC-LR, której produkcję przypisano *P. agardhii*. W godzinach rannych i południowych maksymalne stężenia mikrocytyny pokrywały się z najniższą biomasą *P. agardhii*. Zarówno w przypadku biomasy *P. agardhii* jak i stężenia mikrocytyny uzyskano statystyczne zależności z parametrami fizyko-chemicznymi wody.

6. Podsumowanie osiągnięć w pracy naukowej po uzyskaniu stopnia doktora

Po uzyskaniu stopnia doktora w głównym nurcie moich zainteresowań pozostał fitoplankton, ale znacznie rozszerzył się zakres zagadnień i lista ekosystemów wodnych, a więc także zasięg terenu badań. Obok regularnie monitorowanego zbiornika zaporowego Siemianówka w puli obiektów badań znalazły się jeziora harmonijne i nieharmonijne, cieki w różnym stopniu poddane antropopresji, starorzecza i źródła z terenu Podlasia i Mazur. Były to ekosystemy z obszarów zarówno objętych ochroną prawną w formie obszaru Natura 2000, rezerwatów, parków krajobrazowych i narodowych jak i znajdujących się poza ich obszarami. W centrum moich zainteresowań obok ugrupowań fitoplanktonu pojawiły się glony innych formacji ekologicznych takich jak peryfiton, bentos i glony torfowisk. Badalam także zooplankton i bentosowe bezkręgowce wodne. Badania jakościowe i ilościowe fitoplanktonu zostały poszerzone o zagadnienia dotyczące toksyczności cyjanobakterii i wynikające z tego efekty środowiskowe. Parametry fitoplanktonowe i wskaźniki, które są wyliczane na ich podstawie wykorzystuję w ocenie troficznej i ekologicznej stanu wód, co m.in. przekłada się na ich walory użytkowe. W badaniach glonów uwzględniam warunki środowiskowe, zarówno

czynniki biotyczne i abiotyczne. Jako ekspert prowadziłam również wieloaspektowy monitoring całych siedlisk przyrodniczych. W sferze moich działań znalazły się też pozarybosomalne oligopeptydy produkowane przez cyjanobakterie, które są obecnie w nurcie zainteresowań badaczy z wielu dyscyplin ze względu na ich dużą aktywność biologiczną i przydatność diagnostyczną. Planuję kontynuację tych badań. Po uzyskaniu stopnia doktora do chwili obecnej opublikowałam 39 prac, w tym 17 artykułów z listy filadelfijskiej, 4 prace w języku angielskim i 1 pracę w języku polskim z listy czasopism MNiSW, 16 rozdziałów monografii w języku polskim i 1 w języku angielskim. Sumaryczna liczba punktów za prace wynosi 414 a IF - 11,008. Na mój dorobek składa się również 37 komunikatów, w tym 30 prezentowanych na 17 konferencjach międzynarodowych. Referaty na międzynarodowym seminarium w Bratysławie (2012) i Sekcji Fykologicznej Polskiego Towarzystwa Botanicznego w Poznaniu (2001) były wygłoszone na zaproszenie Organizatorów. Wygłosiłam 9 referatów i byłam współautorem 9 innych wykładów i 28 posterów. Za działalność naukową w 2003 roku i organizacyjną w 2009 roku otrzymałam Nagrody Rektora Uniwersytetu w Białymstoku. Badania naukowe prowadzę we współpracy z wieloma jednostkami uniwersyteckimi i instytutami PAN z kraju i ze Słowacji w ramach badań statutowych i licznych projektów. Byłam na stażu krajowym w Instytucie Botaniki im. W. Szafera w Krakowie i zagranicznym w Słowackiej Akademii Nauk w Bratysławie. Aktywnie uczestniczę w licznych warsztatach dotyczących głównie taksonomii i ekologii fitoplanktonu. Aktywnie uczestniczyłam w organizacji konferencji naukowych, będąc sekretarzem lub członkiem w Komitetach Organizacyjnych. Należę do Polskiego Towarzystwa Hydrobiologicznego i Polskiego Towarzystwa Fykologicznego (wcześniej Sekcji Fykologicznej Polskiego Towarzystwa Botanicznego), w których pełnię odpowiedzialne funkcje. W obecnej kadencji (2012-2016) jestem członkiem Rady Wydziału Biologiczno-Chemicznego Uniwersytetu w Białymstoku. Sprawowałam opiekę nad liczną grupą licencjuszy, magistrantów i członkami koła naukowego. Biorę udział w opracowywaniu nowych programów nauczania i popularyzowaniu wiedzy o ekosystemach wodnych. Byłam recenzentem w 7 czasopismach z Listy Filadelfijskiej. Reprezentowałam uczelnię w ciałach eksperckich.

Białystok, 15.04.2015

Magdalena Grabowska