

AUTOREFERAT

dr Agnieszka Pasztaleniec

Zakład Metod Oceny i Monitoringu Wód
Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy

Warszawa 2016

1. Imię i nazwisko

Agnieszka Pasztaleniec

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

1994 - dyplom magistra ochrony środowiska na Katolickim Uniwersytecie Lubelskim, promotor: prof. dr hab. Maria Studnicka

1999 - stopień doktora nauk biologicznych w Instytucie Biologii, Uniwersytetu Marii Curie Skłodowskiej w Lublinie, promotor: prof. dr hab. Jan Jarosz, tytuł rozprawy doktorskiej: "Immunotoksyczne działanie pestycydów owadobójczych na odporność humoralną owadów"

2013 - dyplom studiów podyplomowych w zakresie - Systemy Informacji Przestrzennej na Wydziale Geodezji i Kartografii Politechniki Warszawskiej

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

2000 – 2001 - asystent w Katedrze Botaniki i Hydrobiologii Wydziału Matematyczno-Przyrodniczego Katolickiego Uniwersytetu Lubelskiego Jana Pawła II

2001 – 2008 - adiunkt w Katedrze Botaniki i Hydrobiologii Wydziału Matematyczno-Przyrodniczego Katolickiego Uniwersytetu Lubelskiego Jana Pawła II

2008 – obecnie - adiunkt w Zakładzie Metod Oceny i Monitoringu Wód Instytutu Ochrony Środowiska - Państwowego Instytutu Badawczego w Warszawie

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.) będącego podstawą ubiegania się o stopień doktora habilitowanego

4a. tytuł osiągnięcia naukowego:

"Rozpoznanie zależności pomiędzy zbiorowiskiem fitoplanktonu a nasileniem eutrofizacji jako podstawa oceny stanu ekologicznego jezior polskich"

4b. publikacje wchodzące w skład zgłaszanego osiągnięcia naukowego (autor/autorzy, tytuł/tytuły, rok wydania, nazwa wydawnictwa):

Jako podstawę osiągnięcia naukowego wskazuję cykl czterech, spójnych tematycznie, oryginalnych publikacji naukowych. W dwóch pracach jestem jedynym autorem, udział współautorów pozostałych prac przedstawiono w załączonych deklaracjach. Wartość współczynnika wpływu czasopisma - *Impact Factor* oraz punktacja Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (MNiSW), pochodzi z roku w którym ukazała się publikacja.

[H1] Pasztaleniec A., Poniewozik M. 2010. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive - a comparison of approaches.

Limnologica, 40: 251-259. DOI: 10.1016/j.limno.2009.07.001

IF: 1,651/pkt. MNiSW: 10/liczba cytowań: 16

Swój udział szacuję na 90%.

[H2] Hutorowicz A., Pasztaleniec A. 2014. Phytoplankton metric of ecological status assessment for Polish Lakes and its performance along nutrient gradients.

Pol. J. Ecol., 62: 525-542. DOI: 10.3161/104.062.0312

IF: 0,567 / pkt. MNiSW: 15/ liczba cytowań: 4

Swój udział szacuję na 50%.

[H3] Pasztaleniec A. 2016. Phytoplankton in the ecological status assessment of European lakes – advantages and constraints.

Environmental Protection and Natural Resources, 27, 1(67): 1-11.

DOI: 10.1515 /OSZN-2016-0004

pkt. MNiSW: 12/liczba cytowań: 0

Udział: 100%

[H4] Pasztaleniec A. 2016. An advanced phytoplankton trophic index: test and validation with a nationwide lake survey in Poland.

Inter. Rev. of Hydrobiol., 101: 20-35. DOI: 10.1002/iroh.201501799

IF: 1,459 / pkt. MNiSW: 20/ liczba cytowań: 0

Udział: 100%

Sumaryczny IF: 3,677; pkt. MNiSW: 62; liczba cytowań: 20; Średni udział: 85%

4c. omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Wprowadzenie

Zbiorowisko fitoplanktonu jest zróżnicowaną formacją ekologiczną, w skład której wchodzi zarówno glony eukariotyczne, takie jak okrzemki, kryptofity, dinofity, zielenice i eugleniny, jak również organizmy prokariotyczne - sinice (Van den Hoek i in. 1995). Organizmy fitoplanktonowe, mimo niewielkich rozmiarów, są podstawowymi producentami materii organicznej w toni wodnej i zasadniczym ogniwem w cyklu krążenia materii w ekosystemach jeziornych (Kawecka i Eloranta 1994). Rozwój fitoplanktonu uzależniony jest od wielu czynników abiotycznych i biotycznych, warunkujących jego różnorodność, strukturę dominacji i zagęszczenie. Ze względu na duże tempo metabolizmu i krótki czas reprodukcji glonów planktonowych, reakcja zbiorowiska na zmiany czynników środowiskowych jest stosunkowo szybka a procesy i zależności, których elementem jest fitoplankton, mają wpływ na funkcjonowanie całego ekosystemu wodnego (Reynolds 2006). Stąd, znaczenie fitoplanktonu jako wskaźnika jakości wody i stanu ekosystemu od dawna było przedmiotem badań ekologów (np. Hörnström 1981; Rosén 1981; Rott 1984; Trifonowa 1989; Reynolds 1980, 2000).

W związku ze stale zagrażającą środowisku wodnemu nadmierną eutrofizacją, będącą w wielu krajach, w tym w Polsce, główną presją jakiej poddane są zbiorniki wodne, wiedza o ekologii glonów i sinic planktonowych ma ogromne znaczenie. Reakcja fitoplanktonu na wzrost żyzności wód niesie bowiem ze sobą wiele negatywnych skutków dla środowiska wodnego, wśród nich zakwity sinic, w tym gatunków toksycznych dla organizmów wodnych i człowieka (Codd 2000; Mankiewicz i in. 2003; Huisman i in. 2005).

W polityce wodnej Unii Europejskiej problem eutrofizacji jest często podejmowany a wiele dyrektyw unijnych zawiera wymóg oceny tego zjawiska i wdrażania działań ochronnych ograniczających jego nasilenie. Kluczowym dokumentem jest Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) (EC 2000). Jednym z głównych celów, które wyznacza ta dyrektywa jest osiągnięcie przez ekosystemy wodne dobrego stanu ekologicznego. Stan ekologiczny jezior, podobnie jak i innych kategorii wód, powinien być oceniony przede wszystkim w oparciu o organizmy zasiedlające dany ekosystem, wśród nich fitoplankton (biomasę lub liczebność glonów, skład taksonomiczny zbiorowiska, częstotliwość i intensywność zakwitów).

W odróżnieniu od stanu troficznego, stan ekologiczny wyraża nie tyle zasobność w substancje odżywcze, co zmiany w funkcjonowaniu ekosystemu, będące skutkiem działalności człowieka oraz ich nasilenie w stosunku do stanu niezakłóconego lub w niewielkim stopniu zakłóconego przez działania człowieka (Lyche-Solheim i in. 2013). Ze względu na naturalną różnorodność warunków środowiskowych, mających wpływ na występowanie organizmów wodnych, stan niezakłócony danego zbiorowiska, zwany w literaturze przedmiotu stanem referencyjnym lub wzorcowym, różni się cechami ekologicznymi w zależności od uwarunkowań abiotycznych środowiska (Moss i in. 1996). Charakterystyka zbiorowiska w warunkach referencyjnych stanowi wzorzec do określenia stopnia odchylenia przy ocenie stanu ekologicznego. Pomimo, dobrego rozpoznania czynników determinujących rozwój fitoplanktonu w ekosystemach jeziornych, nadal niewystarczająca jest wiedza na temat zależności pomiędzy zbiorowiskiem fitoplanktonu a nasileniem eutrofizacji w różnych typach abiotycznych jezior oraz w odniesieniu do stanu jezior w warunkach niezakłóconych albo w niewielkim stopniu zakłóconych działalnością człowieka. Rozpoznanie zależności pomiędzy zbiorowiskiem fitoplanktonu a nasileniem eutrofizacji w jeziorach polskich, daje naukowe podstawy dla opracowania narzędzi, o charakterze aplikacyjnym, do identyfikacji zagrożeń i określenia stanu ekologicznego jezior a tym samym do podejmowania działań w zakresie ich ochrony.

Prace wymienione w punkcie 4b, wchodzące w skład mojego osiągnięcia naukowego, koncentrują się na identyfikacji zależności pomiędzy cechami zbiorowiska fitoplanktonu a nasileniem eutrofizacji w jeziorach polskich, pod kątem oceny stanu ekologicznego w różnych typach abiotycznych jezior. Jest to nowe podejście w badaniach problemu eutrofizacji jezior, nie przeprowadzane dotychczas w skali całej Polski.

Większość jezior naszego kraju to zbiorniki, których stan troficzny mieści się w zakresie od mezotrofii przez różne stadia stanu eutroficznego po hipertrofię. Jednocześnie stan wielu jezior, ze względu na wpływ człowieka, zmienia się w sposób bardzo dynamiczny. Dla charakterystyki jezior w mniejszym lub większym stopniu eutroficznych, konieczne jest wypracowanie wskaźników, uwzględniających ogromną skalę zmienności zbiorowiska fitoplanktonu, ilustrujących zarówno stan niezakłócony (warunki zbliżone do naturalnych), jak i układ końcowy do którego ekosystem będzie zmierzał przy niezmienionej lub narastającej presji (Burchardt i in. 1994). Rozpoznanie takiej zależności wymaga obszernej

bazy danych o liczebności, biomasi i strukturze taksonomicznej fitoplanktonu, pozyskanych ujednoliconą metodyką zarówno poboru prób w terenie, jak i badań laboratoryjnych.

Dzięki dostępności unikatowej w skali kraju bazy danych środowiskowych jezior opisanej poniżej, możliwe było przeprowadzenie analiz, których wyniki opublikowałam w pracach stanowiących cykl zatytułowany: "Rozpoznanie zależności pomiędzy zbiorowiskiem fitoplanktonu a nasileniem eutrofizacji jako podstawa oceny stanu ekologicznego jezior polskich".

Podstawowym celem badań było określenie zmian zbiorowiska fitoplanktonu jezior polskich w gradiencie presji eutrofizacji, wyrażających stan ekologiczny ekosystemu.

Realizacja założonego celu wymagała odpowiedzi na następujące pytania:

- jaki jest skład taksonomiczny i wielkości osiąganego biomasy zbiorowiska fitoplanktonu w warunkach niezakłóconych działalnością człowieka lub zakłóconych w stopniu minimalnym oraz czy są one zróżnicowane w zależności od typu abiotycznego jeziora;
- jakie są preferencje troficzne taksonów fitoplanktonu wobec stężenia fosforu i azotu całkowitego oraz czy są one różne czy takie same w jeziorach o różnej mikcji;
- w jaki sposób kształtuje się model zależności pomiędzy biomasą fitoplanktonu i jego składem taksonomicznym a wzrostem żyzności wód w jeziorach zróżnicowanych typologicznie.

Odpowiedzi na postawione powyżej pytania dały naukowe podstawy do opracowania metod oceny stanu ekologicznego ekosystemów jeziornych uwzględniających wymogi Ramowej Dyrektywy Wodnej.

Materiał i metody

Podstawą analiz fitoplanktonowych w pracy **H1**, były wyniki badań własnych prowadzonych na czterech jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w roku 2001 w ramach badań statutowych Katedry Botaniki i Hydrobiologii Katolickiego Uniwersytetu Lubelskiego Jana Pawła II. W pracy **H2**, część danych wykorzystanych do analiz, pochodziła z materiałów opublikowanych, wymienionych w części metodycznej pracy (12 jezior badanych w latach 1980-2009). Wyniki badań fitoplanktonu z ostatnich ośmiu lat (listy gatunkowe wraz z liczebnością i biomasą), stanowią integralną część obszernej bazy danych, której jestem współtwórcą (załącznik 3, pkt. IID poz. 16). Od roku 2008, pracując w Zakładzie Metod Oceny i Monitoringu Wód Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego, w ramach zlecenia Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, prowadzę konsultacje merytoryczne z pracownikami wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska, dotyczące poboru i analiz mikroskopowych prób, jak również jestem odpowiedzialna za weryfikację i opracowanie danych fitoplanktonowych. Państwowy monitoring środowiska, obejmuje coroczne badania parametrów fizyczno-chemicznych wody oraz zbiorowisk organizmów wodnych jezior Polski, w tym zbiorowiska fitoplanktonu. Pobór prób oraz analizy laboratoryjne liczebności i biomasy przeprowadzane są w oparciu o zharmonizowaną metodykę (Hutorowicz 2004) wykorzystującą metodę Utermöhla (1958). Baza danych środowiskowych, na których oparto większość analiz, gromadzi jak dotąd informacje o fitoplanktonie, zasiedlającym 730 jezior wysokozasadowych (bez jezior humusowych i lobeliowych), o powierzchni co najmniej 50 ha, leżących w różnych regionach Polski.

W sumie, zawiera wyniki analiz florystycznych i szacowania biomasy glonów wykonane z 6392 prób wody, pobranych w okresie od marca do października w latach 2008-2015. Dla każdej próby w bazie, dostępne są informacje o parametrach fizyczno-chemicznych wody (m. in. widzialność krążka Secchiego, temperatura wody, przewodność elektrolityczna, zasadowość, stężenie fosforu i azotu całkowitego oraz ich frakcji rozpuszczalnych) i stężenia chlorofilu a . Dane monitoringowe wykorzystałam w pracy naukowej (publikacje **H2** i **H4**) za zgodą Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.

Uwzględniając zróżnicowanie uwarunkowań abiotycznych jezior przyjąłam, że funkcjonowanie jezior i zbiorowiska fitoplanktonu najsilniej uzależnione jest od typu mikcji oraz wielkości zlewni warunkującej nasilenie tempa eutrofizacji. Za kryterium wpływu wielkości zlewni przyjąłam współczynnik Schindlera, czyli stosunek powierzchni zlewni jeziora do objętości jeziora. Wskaźnik ten odzwierciedla wpływ zlewni oraz ma związek z uwarunkowaniami hydrologicznymi (tempo wymiany wody). Dla wydzielenia jezior pod dużym i małym wpływem zlewni przyjąłam wartość graniczną współczynnika Schindlera równą 2 (Kolada i in. 2005).

Wyniki

Przegląd literatury naukowej z zakresu ekologii fitoplanktonu i funkcjonowania ekosystemów jeziornych wskazuje, że zależności pomiędzy zbiorowiskiem fitoplanktonu a nasileniem eutrofizacji, opisywane są miarami wyrażającymi obfitość glonów (stężenie chlorofilu a , liczebność, biomasa) a także ich skład taksonomiczny (liczebność i biomasa gatunków, rodzajów, grup taksonów wyższych rzędów lub grup funkcjonalnych a także ich udziały procentowe w liczebności i biomase ogólnej) (**H1**, **H3**).

W moich pracach poszukiwałam tych miar, które odzwierciedlają złożone i dynamiczne przekształcenia zbiorowiska glonów tak, aby w sposób wiarygodny i jak najbardziej rzetelny możliwe było uzyskanie informacji o stanie ekosystemu.

Analiza zbiorowiska fitoplanktonu w warunkach zbliżonych do naturalnych (referencyjnych) w jeziorach zróżnicowanych typologicznie

Kluczowym zagadnieniem problematyki wpływu eutrofizacji na glony planktonowe, jest rozpoznanie struktury taksonomicznej i wielkości osiągniętej biomasy w jeziorach, w których panujące warunki są niezakłócone lub jedynie w niewielkim stopniu zakłócone działalnością człowieka (Moss i in. 1996). Charakterystyka fitoplanktonu rozwijającego się w warunkach referencyjnych stanowi punkt odniesienia (stan wzorcowy) dla szacowania stopnia zmian zachodzących w ekosystemie. Wielkość stężenia chlorofilu a , jako miarę zagęszczenia fitoplanktonu, w jeziorach polimiktycznych i stratyfikowanych, w znikomym stopniu będących pod wpływem działalności człowieka, analizowali Soszka i in. (2008). Biorąc pod uwagę średnie stężenie chlorofilu a z trzech pomiarów w okresie od marca do września, stwierdzona mediana wynosiła 5,8 μ g/l i 3,8 μ g/l, odpowiednio dla puli jezior polimiktycznych i stratyfikowanych. Pomiar stężenia chlorofilu a , mogą okazać się jednak zawodne, jeśli traktujemy je jako jedyny parametr charakteryzujący zagęszczenie fitoplanktonu w wodzie. Z dokonanego przeze mnie przeglądu literatury na temat relacji pomiędzy stężeniem chlorofilu a w wodzie a biomasą ogólną fitoplanktonu wykonanego w pracy będącej składową zgłoszonego osiągnięcia naukowego (**H3**) wynika, że **istnieje znaczne zróżnicowanie relacji pomiędzy stężeniem chlorofilu i biomasą ogólną fitoplanktonu w**

zależności od składu taksonomicznego fitoplanktonu i warunków środowiskowych. Wskazałam również na zasadność oszacowania biomasy poszczególnych grup glonów m. in. z powodu konieczności selektywnego wykrywania sinic spośród innych grup fitoplanktonu. Biomasa ogólna glonów planktonowych oraz zsumowane biomasy taksonów należących do sinic, grupy szczególnie istotnej dla funkcjonowania ekosystemu w warunkach nasilonej eutrofizacji są, obok stężenia chlorofilu α , najistotniejszymi parametrami ilościowego scharakteryzowania zbiorowiska fitoplanktonu jezior (**H2**). W celu określenia biomasy fitoplanktonu w warunkach referencyjnych, spośród całej dostępnej puli danych (listy gatunkowe wraz z biomasą, pochodzące z 252 jezior) wybrałam grupę jezior o najniższych (poniżej 10 percentyla całej puli) średnich wartościach biomasy z okresu od marca do października (w zależności od jeziora w okresie tym wykonano od 3 do 7 poborów) w podziale na cztery kategorie abiotyczne jezior: stratyfikowane, wskaźnik Schindlera <2 ; stratyfikowane, wskaźnik Schindlera >2 ; polimiktyczne, wskaźnik Schindlera <2 ; polimiktyczne, wskaźnik Schindlera >2 . Wartości uznane za charakterystyczne (mediany) dla warunków referencyjnych wynosiły odpowiednio w jeziorach o wskaźniku Schindlera <2 i >2 , w grupie zbiorników niestratyfikowanych - 0,80 i 1,1mg/l biomasy ogólnej, oraz dla jezior stratyfikowanych 0,54 i 0,74mg/l. Wyznaczając wzorcowe wartości biomasy sinic, wzięłam pod uwagę jedynie miesiące letnie (od czerwca do września), mediana średnich wartości biomasy sinic w tym okresie, w puli jezior z uwarstwieniem termicznym w lecie wynosiła 0,37 i 0,55mg/l (odpowiednio w grupie jezior z wskaźnikiem Schindlera <2 i >2). W jeziorach polimiktycznych, mediana biomasy sinic nie była zróżnicowana pomiędzy grupami jezior wyodrębnionymi na podstawie wartości wskaźnika Schindlera i wynosiła w obu przypadkach 1,23mg/l. W pracy (**H4**), dla scharakteryzowania struktury taksonomicznej fitoplanktonu w warunkach referencyjnych wyselekcjonowałam 34 jeziora, których obszar zlewni całkowitej w co najmniej 80% stanowią lasy lub tereny podmokłe, brak jest zabudowy miejskiej, punktowych źródeł zanieczyszczeń, modyfikacji hydromorfologicznych oraz presji ze strony rekreacji. Analizy przeprowadziłam na danych z miesięcy letnich, w których to najsilniej przejawiają się niekorzystne zmiany ekosystemu.

W strukturze taksonomicznej fitoplanktonu dominowały glony z grupy chryzofitów należące do rodzajów - *Chrysococcus*, *Mallomonas*, *Erkenia* i *Bitrichia*, okrzemek – *Cyclotella* i *Stephanodiscus*, kryptofitów - *Cryptomonas* i *Plagiselmis*, oraz zielenic (*Willea*, *Gleococcus*, *Botryococcus*) a także sinice, które w niektórych jeziorach osiągały wysoki udział procentowy w ogólnej biomasy fitoplanktonu. Wśród sinic przeważały rodzaje należące do rodzin Merismopediaceae (*Aphanocapsa*, *Merismopedia*), Chroococaceae (*Chroococcus*) oraz Synechococcaceae (*Rhabdoderma*, *Synechococcus*, *Aphanothece*) i Aphanizomenonaceae (*Dolichospermum*). Średnia biomasa sinic nie przekraczała wartości referencyjnych wyznaczonych wcześniej metodami statystycznymi (**H2**), potwierdzając prawidłowość tych wyznaczeń. **W badanych jeziorach, spełniających kryteria warunków wzorcowych dla typu, gatunki i/lub rodzaje fitoplanktonu, które można by określić jako wskaźnikowe dla stanu wzorcowego są nieliczne i konieczne jest uwzględnienie nie tylko ich obecności, lecz również osiąganego zagęszczenia i udziału procentowego w biomasy ogólnej. Podkreślić należy jednak fakt, że taksony licznie pojawiające się w jeziorach zagrożonych na skutek działalności człowieka, stanowiły w jeziorach referencyjnych niewielki procent biomasy ogólnej (H4).**

Opracowanie preferencji taksonów fitoplanktonu (wartości optymalnych) wobec stężeń fosforu i azotu całkowitego

Występowanie gatunków fitoplanktonu w wąskich zakresach zmiennych środowiskowych jest zjawiskiem rzadkim i zdecydowana większość taksonów należy do pospolitych, szeroko rozprzestrzenionych i tolerancyjnych pod względem wymagań środowiskowych. Zbiorowiska glonów o podobnej strukturze taksonomicznej możemy obserwować w jeziorach reprezentujących bardzo zróżnicowane stany troficzne, jak i przeciwnie, jeziora wykazujące podobny poziom zasobności w związki odżywcze mogą znacznie różnić się pod względem struktury gatunkowej zasiedlających je glonów (Reynolds 2000). Ponadto, oprócz dostępu do nutrientów, wiele innych czynników (jak temperatura, reżim świetlny, sposób mieszania wód) ma wpływ na występowanie i zagęszczenie fitoplanktonu (Moss 2007). Dysponując jednak, obszerną bazą danych, obejmującą listy gatunkowe biomasy z szerokiego spektrum trofii, w oparciu o częstotliwość występowania taksonu i osiąganą biomasę w danym jej zakresie, możliwe jest wyliczenie wartości optymalnych, przy których takson osiąga największe zagęszczenie (Ptacnik i in. 2009). W ostatnich latach tego typu próby podjęto na przykład dla zbiorowisk fitoplanktonu zasiedlających jeziora norweskie, angielskie i niemieckie (**H4**). W literaturze polskiej natomiast brak było dotychczas tego typu analiz zbiorowiska fitoplanktonu przeprowadzonych na dużą skalę. Dysponując danymi pochodzącymi z badań prowadzonych na blisko 400 jeziorach, podjęłam próbę opracowania preferencji taksonów fitoplanktonu (na poziomie rodzaju) wobec stwierdzanych stężeń fosforu i azotu ogólnego w wodzie (**H4**). W celu wyeliminowania temperatury, jako czynnika generującego zmienność zbiorowiska fitoplanktonu, analizy przeprowadziłam jedynie na próbach pochodzących z miesięcy letnich (od lipca do września). Istotnym argumentem wyboru okresu badań jest również względna stabilność struktury taksonomicznej i duża różnorodność charakteryzująca fitoplankton w tym okresie (Eloranta 1986, Padišák i in. 2006). **Analiza kowariancji ANCOVA, z zastosowaniem stężenia fosforu ogólnego jako zmiennej towarzyszącej, wykazała istotne statystyczne ($p < 0.001$) zróżnicowanie w nachyleniu prostej regresji stężenia chlorofilu a w jeziorach o różnym typie mieszania wód (jeziora polimiktyczne i stratyfikowane) (**H4**).** Biorąc pod uwagę wyniki badań własnych, a także doniesienia literaturowe, wartości optimum troficznych opracowałam osobno dla puli danych z jezior polimiktycznych i stratyfikowanych. Częściowe wyeliminowanie wpływu temperatury, jak również pośrednie uwzględnienie czynników fizycznych kształtujących strukturę fitoplanktonu wynikających z morfologii jezior, zastosowane w moich pracach, stanowi nowatorskie podejście do wyznaczenia preferowanych stężeń związków biogenych przez taksony fitoplanktonu.

W jeziorach polimiktycznych, zostało zidentyfikowanych 229 rodzajów fitoplanktonu, a ich liczba wahała się od min. 6 do maks. 72 w próbie. Spośród nich, 35 nie wystąpiło w ogóle w jeziorach stratyfikowanych lub częstotliwość ich występowania była niewielka (zidentyfikowane w mniej jak w 10 próbach). W 179 jeziorach stratyfikowanych, zostało zidentyfikowanych 202 rodzaje (od 4 do 69 w próbie), wśród nich 21 wystąpiło tylko w tym typie miktycznym. Oba typy miktyczne różniły się liczbą taksonów (test U Manna-Whitneya, $p < 0.001$), a podobieństwo struktury taksonomicznej fitoplanktonu na poziomie rodzaju (współczynnik Jaccarda) wynosiło 76% (**H4**).

W dotychczasowych pracach światowych, mających na celu określenie preferencji troficznych jeziornych glonów planktonowych, jako parametr wyrażający stopień zeutrofizowania wód stosowano stężenie fosforu ogólnego. Przez wiele lat ugruntowało się

bowiem przekonanie, że dostępność fosforu jest kluczowa dla rozmnażania fitoplanktonu i zagrożenia skutkami eutrofizacji, a fosfor jest podstawowym pierwiastkiem limitującym rozwój glonów (Schindler 1977). Limitacji spowodowanej przez azot poświęcano mniej uwagi, a jego rola jako czynnika modyfikującego strukturę fitoplanktonu jest mniej znana. W wielu jednak przypadkach jak donoszą m.in. Dolman i in. (2012), azot w znaczący sposób wpływa na biomasę i skład taksonomiczny fitoplanktonu, także w środowiskach żyznych, a jego przyswojenie przez gatunki sinic wiążące azot atmosferyczny często nie jest możliwe z powodu ograniczonej dostępności światła. Dlatego, uznałam za zasadne opracowanie wartości optimów troficznych dla taksonów fitoplanktonu, zarówno w oparciu o stężenie fosforu jak i azotu całkowitego. Podejście takie zastosowałam w pracy **(H4)**, wchodzącej w skład cyklu stanowiącego osiągnięcie naukowe. **Zestawiony w formie aneksu do pracy, ranking preferencji troficznych glonów należących do różnych rodzajów najpowszechniej występujących w jeziorach Polski, zawiera ponadto wyniki analiz statystycznych, wskazując na zróżnicowanie wartości optimów dla tych samych rodzajów w jeziorach o różnych typach miktycznych. Z drugiej strony, podobne preferencje troficzne wykazywały rodzaje fitoplanktonu należące do różnych grup taksonomicznych.** Do rodzajów wrażliwych, licznych w mniej żyznych zbiornikach, należały chryzofity - *Chrysococcus* i *Dinobryon* (preferujące niskie stężenia fosforu) oraz *Synura* i *Erkenia* (preferujące niskie stężenia azotu), okrzemki - np. *Gomphonema*, *Amphora*, *Cymatopleura*, czy *Stauroneis*, ale także niektóre rodzaje sinic (*Radiocystis*, *Aphanothece*, *Chroococcus*, *Merismopedia*, *Snowella*) i zielenic (głównie rodzaje rzędu Volvocales) **(H4)**. Sinice i zielenice, to grupy taksonomiczne o największym zróżnicowaniu preferencji troficznych należących do nich gatunków. Zakres stężenia fosforu ogólnego, w którym mieściły się wartości optymalne dla taksonów fitoplanktonu, zmieniał się w granicach od 10 do ponad 100 µg/l. Najwyższe wartości charakteryzowały takie rodzaje jak: *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Planktolyngbya* i *Aphanizomenon*, ponad 40 i ponad 70µgP/l, odpowiednio, w jeziorach stratyfikowanych i niestratyfikowanych. Przy podobnych stężeniach fosforu wysokie zagęszczenie osiągały takie rodzaje zielenic jak: *Actinastrum*, *Ankistrodesmus*, *Schroederia* (w jeziorach stratyfikowanych) oraz *Actinastrum*, *Coenococcus*, *Coelastrum* (w jeziorach polimiktycznych). Wartości optymalne lokujące się w przy górnej granicy zakresu stężenia azotu należały do rodzaju *Gomphosphaeria*, *Limnothrix*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Planktolyngbya* i *Aphanizomenon* (>1mg/l w jeziorach stratyfikowanych) oraz *Limnothrix*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon* i *Anabenopsis* (>1,5mg/l w jeziorach polimiktycznych). **Generalnie, wartości optymalne stężenia fosforu i azotu, były wyższe w zbiornikach polimiktycznych, przy czym taksony wrażliwe na wzrost trofii, charakteryzowały podobne preferencje w stosunku do stężenia fosforu i azotu, niezależnie od tego, czy analizowano jeziora uwarstwione termicznie czy mieszane w całej kolumnie wody (H4).**

Rozpoznanie zależności pomiędzy biomasą fitoplanktonu i jego składem taksonomicznym a wzrostem żyzności w jeziorach zróżnicowanych typologicznie

Powszechnie stosowanymi parametrami fizyczno-chemicznymi, wyrażającymi stopień eutrofizacji są stężenie fosforu lub azotu całkowitego, a także widzialność krążka Secchiego. Istnienie zależności pomiędzy tymi parametrami opisywali w odniesieniu do charakterystyk wyrażających cechy ilościowe fitoplanktonu (liczebność glonów, biomasę całkowitą, stężenie chlorofilu *a*) m.in. Carlson (1977) czy Kufel (1999). W pewnym zakresie stężeń i w niektórych zbiornikach relacja między elementami abiotycznymi i zagęszczeniem glonów

planktonowych, może być dość silna, w dużym jednak stopniu zależy od morfologii jeziora oraz składu taksonomicznego zbiorowiska fitoplanktonu. Zagęszczenie fitoplanktonu w jeziorach strefy umiarkowanej wykazuje silne wahania w czasie. Maksymalne wartości lub przeciętne roczne wartości mogą być względnie stałe lub zmieniać się kierunkowo (Lampert i Sommer 2001). Odpowiedź na nasilającą się presję może wykazywać nieciągłość. Taka nieciągłość często wskazuje na istnienie wartości granicznej pomiędzy warunkami niezaburzonymi a stanem ekosystemu zmienionym pod wpływem działalności człowieka. W pracy **H3** przedstawiłam przegląd sytuacji ekologicznych, w których stężenie nutrientów i przezroczystość wód jest skorelowana ze zmiennością zagęszczenia glonów lub też taka zależność nie występuje. Analizując dane jezior polskich, z uwzględnieniem zróżnicowania typologicznego, stwierdziłam stosunkowo wysoką korelację pomiędzy stężeniem chlorofilu α , a stężeniem fosforu ogólnego w wodzie, współczynnik korelacji Spearmana wskazywał na silniejszą zależność w jeziorach polimiktycznych ($r=0,65$; $p<0,001$) niż w stratyfikowanych ($r=0,53$; $p<0,001$). **Współczynniki korelacji, pomiędzy testowanymi przeze mnie wskaźnikami fitoplanktonowymi opartymi o optima troficzne a parametrami fizykochemicznymi wody, wahały się od $r=0,38$ do $0,68$ i wszystkie wykazywały wysoką istotność statystyczną (H4).**

Szczególnie interesujące wyniki uzyskałam, analizując zależność pomiędzy wzrostem biomasy sinic w jeziorach stratyfikowanych a zmiennością wartości wskaźnika troficznego TI_{TP+TN} , opartego o wartości optimum taksonów glonów wobec stężenia fosforu i azotu ogólnego. Na podstawie modelu regresji LOWESS, stwierdziłam punkt przegięcia krzywej regresji w pobliżu wartości wskaźnika wynoszącej 0,45, powyżej tej wartości średnia biomasa sinic w lecie w 60% badanych jezior nie przekraczała 1 mg/l, a dla 95% 2 mg/l. **Wartość ta, w 80% przypadków odpowiadała średniej widzialności krążka Secchiego nie większej niż 2,5m i może stanowić wartość graniczną pomiędzy dobrym stanem ekosystemu a stanem pogarszającym się w wyniku presji ze strony eutrofizacji.** W jeziorach polimiktycznych gwałtownemu wzrostowi biomasy sinic, towarzyszyło załamanie biomasy form tworzących drobną frakcję fitoplanktonu ($<30\mu m$) (H4). **Badając relacje pomiędzy wskaźnikiem troficznym TI_{TP+TN} a biomasą sinic stwierdziłam, że poniżej jego wartości wynoszącej ok. 0,8, średnia biomasa sinic w lecie w zdecydowanej większości jezior (ok. 80%) przekraczała 0,5mg/l, czemu towarzyszył spadek udziału procentowego ($<20\%$) drobnych form fitoplanktonu w biomacie ogólnej. Opisana nieciągłość jest bliska wartości 75 percentyla rozkładu wskaźnika TI_{TP+TN} w badanych jeziorach referencyjnych i może wskazywać na zakłócenia pojawiające się w ekosystemie mimo iż pozostaje on nadal w dobrym stanie ekologicznym.**

Opracowanie metod oceny stanu ekologicznego ekosystemów jeziornych na podstawie fitoplanktonu uwzględniających wymogi Ramowej Dyrektywy Wodnej

Wprowadzenie przez zapisy Ramowej Dyrektywy Wodnej nowego podejścia do oceny jakości wód, opartego przede wszystkim na kryteriach biologicznych, stanowiło ogromne wyzwanie dla środowisk naukowych związanych w swych badaniach z ekosystemami wodnymi a przede wszystkim z ich ekologią. Zaistniała konieczność wypracowania naukowych podstaw do metodyk mających charakter aplikacyjny. Jak już wspomniano wcześniej, fitoplankton pełni kluczową rolę jako producent materii organicznej w ekosystemach wodnych i metody oparte o tę formację ekologiczną mają szczególne znaczenie dla oceny stanu ekologicznego ekosystemu.

Od początku podjęcia pracy zawodowej moje zainteresowania były skoncentrowane na ekologii fitoplanktonu zbiorników śródlądowych znajdujących się w różnych stanach troficznych. Wprowadzenie RDW i ukazanie się pierwszych publikacji zagranicznych, podejmujących problem zastosowania wyników badań fitoplanktonu, jako podstawy oceny stanu ekosystemu, zainspirowało mnie do wykonania analiz porównawczych pierwszych metodyk fitoplanktonowych. Interesującym zagadnieniem było, czy wyniki oceny stanu ekologicznego jezior dokonane metodami wykorzystującymi odmienne podejście metodologiczne są zbliżone. Wybrane fitoplanktonowe metodyki oceny stanu ekologicznego, przetestowałam na danych własnych (**H1**). Do analiz porównawczych wybrałam niemiecką metodę PSI (Phyto-See-Index) opracowaną przez Mischke i współautorów (2008), bazującą na kilku parametrach składowych: biomase ogólnej fitoplanktonu, stężeniu chlorofilu *a*, biomase wybranych grup taksonomicznych i wskaźniku troficznym opartym o gatunki uznane za wskaźnikowe oraz węgierską metodę – wskaźnik Q określany jako „assemblage index” (Padisák i in 2006) wykorzystujący biomasę i udział procentowy grup funkcjonalnych opisanych przez Reynoldsa (1980). Wymienione metody zastosowałam do oceny stanu ekologicznego czterech polskich jezior eutroficznych położonych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Pomimo, iż wszystkie badane jeziora klasyfikowane są jako eutroficzne, to reprezentują zróżnicowany stan ekologiczny (od stanu dobrego poprzez umiarkowany i słaby po zły). Oceny stanu, niezależnie od zastosowanego podejścia, były zbieżne w przypadku zbiorników wykazujących stan dobry i zły, bardziej problematyczna okazała się klasyfikacja jezior w stanach pośrednich. Jednym z istotnych wniosków wyływających z przeprowadzonych analiz jest konieczność uprzedniego zaliczenia jeziora do określonego (prawidłowego) typu ze względu na warunki abiotyczne, oraz duża wrażliwość obu metodyk na błędną identyfikację dominujących gatunków fitoplanktonu.

Zebrane doświadczenia wykorzystałam współpracując z prof. dr hab. Andrzejem Hutorowiczem (Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie) przy opracowywaniu polskiej metody oceny stanu ekologicznego jezior, opartej o dane fitoplanktonowe. Pokłosiem prowadzonych wspólnie prac, było opracowanie fitoplanktonowego wskaźnika oceny stanu ekologicznego jezior – PMPL (Phytoplankton Metric for Polish Lakes) (**H2**). Indeks ten, obejmuje trzy parametry składowe: średnie stężenie chlorofilu *a* i średnią biomasę ogólną (z okresu od marca do października) oraz średnią biomasę sinic w lecie. Wymienione komponenty, charakteryzują obfitość fitoplanktonu oraz w pewnym zakresie umożliwiają ocenę ryzyka zakwitami sinicowymi. Opracowanie metody PMPL w jej obecnym kształcie, było procesem długotrwałym. Pierwsza wersja z roku 2009, została włączona do pan-europejskiego ćwiczenia interkalibracyjnego, nadzorowanego przez Komisję Europejską, mającego na celu uzyskanie porównywalności wyników oceny stanu ekologicznego jezior w skali europejskiej. W latach 2008-2011 jako przedstawiciel Polski w grupie eksperckiej do spraw interkalibracji metod opartych o fitoplankton, brałam udział w analizach porównywalności metodyk europejskich i związanej z tym weryfikacji metody PMPL. **Wyniki ćwiczenia interkalibracyjnego wskazały, że wartość graniczna indeksu PMPL pomiędzy stanami dobry/umiarkowany dla jezior stratyfikowanych i niestratyfikowanych jest porównywalna z przyjętymi w innych krajach Europy.** Analizy prowadzone w zespole roboczym, wykazały natomiast zasadność weryfikacji wartości granicznej wskaźnika dla jezior niestratyfikowanych, na granicy stanu bardzo dobry i dobry. W wyniku weryfikacji wartości granicznych, dla składowych wskaźnika PMPL w grupie jezior niestratyfikowanych, zmienione zostały wartości graniczne dla biomasy sinic oraz sposób liczenia wskaźnika dla jezior niestratyfikowanych poprzez przyjęcie średniej ważonej. Przeprowadzony proces walidacji

zweryfikowanej metodyki na niezależnej bazie danych, opisany został w pracy **H2**. Na podkreślenie zasługuje fakt, że opracowana z moim współudziałem metoda PMPL została bardzo dobrze oceniona w raporcie końcowym ćwiczenia interkalibracyjnego (Phillips i in. 2014). Wypracowane i zweryfikowane wartości graniczne dla klas stanu ekologicznego w odniesieniu do wskaźnika PMPL znalazły się w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. Nr 2014, poz. 1482).

Metoda fitoplanktonowa oceny stanu ekologicznego jezior - PMPL, uwzględnia jednak skład taksonomiczny fitoplanktonu w bardzo ograniczonym zakresie. W celu uwzględnienia w większym stopniu wyników analiz florystycznych zbiorowiska fitoplanktonu, w latach 2012-2015 opracowałam metodę oceny stanu ekologicznego jezior z wykorzystaniem taksonomicznego indeksu troficznego opartego na wartościach preferencji troficznych rodzajów fitoplanktonu wobec fosforu i azotu - TI_{TP+TN} (**H4**). Indeks TI_{TP+TN} , został opracowany odrębnie dla dwóch typów miktycznych jezior (stratyfikowanych i polimiktycznych). Analiza rozkładu wartości fitoplanktonowego wskaźnika troficznego TI_{TP+TN} , opartego o preferencje troficzne poszczególnych rodzajów fitoplanktonu, w grupie jezior referencyjnych i podlegających presji ze strony działalności człowieka, wskazuje na wyraźne, istotne statystycznie zróżnicowanie wartości wskaźnika pomiędzy wymienionymi grupami ($p < 0,0001$; test Tukey'a). Wartości graniczne umożliwiające zaklasyfikowanie badanych jezior do jednej z pięciu klas stanu ekologicznego wyprowadziłam w oparciu o metody statystyczne po rozpoznaniu zależności pomiędzy biomasa fitoplanktonu i jego składem taksonomicznym a wzrostem żyzności wód jezior. Walidację metody opartej na wskaźniku TI_{TP+TN} przeprowadziłam na niezależnej bazie danych i przedstawiłam w pracy **H4**. **Wykazałam w niej silną korelację pomiędzy testowanym wskaźnikiem a parametrami trofii i jego użyteczność dla oceny zmian zachodzących w zbiorowisku fitoplanktonu w jeziorach poddanych presji eutrofizacji. Na podkreślenie zasługuje fakt, że metoda łączy w jednym indeksie aspekt ilościowy i jakościowy zbiorowiska glonów.** Wskaźnik troficzny TI_{TP+TN} , może stanowić cenne uzupełnienie oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o fitoplankton.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Problematyka badawcza, którą podejmowałam w trakcie mojej dotychczasowej pracy koncentrowała się na kilku odmiennych zagadnieniach. Przed uzyskaniem stopnia doktora w centrum moich zainteresowań, były **zagadnienia z zakresu immunotoksykologii, związane z działaniem pestycydów owadobójczych na odpowiedź odpornościową u owadów**. W badaniach prowadzonych pod kierunkiem prof. dr hab. Jana Jarosza, analizowałam interakcje DDT, malationu i deltametryny (insektycydów z różnych grup chemicznych o zróżnicowanym mechanizmie działania toksycznego) z humoralną odpowiedzią odpornościową dwóch gatunków owadów holometabolicznych: barciaka większego *Galleria mellonella* (Lepidoptera, Pyralidae) i bielinka kapustnika *Pieris brassicae* (Lepidoptera, Pieridae). W rozprawie doktorskiej zatytułowanej "Immuntoksyczne działanie pestycydów owadobójczych na odporność humoralną owadów" wykazałam, że dysfunkcje układu odpornościowego w zatruciach pestycydami są efektem zaburzeń procesów fizjologicznych i ogólnego zatrucia organizmu owadów pod wpływem insektycydów, nie są jednak następstwem działania selektywnego. Wszystkie zastosowane insektycydy w dawce subletalnej powodowały zaburzenia w syntezie białek hemolimfy w ciele tłuszczowym

i utratę zdolności obronnych organizmu owadów przeciw bakteriom entomopatogennym. Materiały zebrane podczas przygotowywania rozprawy doktorskiej opublikowałam w formie artykułów oryginalnych (załącznik 3, pkt. IID poz. 1, 2, 3).

Po ukończeniu studiów doktoranckich i uzyskaniu stopnia doktora, otrzymałam propozycję pracy w Katedrze Botaniki i Hydrobiologii Katolickiego Uniwersytetu Lubelskiego Jana Pawła II. Od momentu rozpoczęcia pracy w tej jednostce, moje badania obejmowały przede wszystkim zagadnienia z dziedziny ekologii fitoplanktonu ekosystemów słodkowodnych, w tym:

1. **zmienność zbiorowisk glonów planktonowych w czasie, cykle sezonowe i wieloletnie, prace prowadzone na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego;**
2. **różnorodność i dynamika zbiorowisk fitoplanktonu starorzeczy doliny Bugu;**
3. **ekologia fitoplanktonu jeziornego w aspekcie postępującej eutrofizacji środowiska wodnego; opracowanie metod oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o fitoplankton.**

Z podstawami warsztatu badań fykologicznych zapoznawałam się od pierwszego roku mojej pracy zawodowej w Katedrze Botaniki i Hydrobiologii KUL JP II pod kierunkiem prof. dr hab. Władysławy Wojciechowskiej. Wiedzę z zakresu taksonomii glonów słodkowodnych pogłębiłam dzięki odbyciu staży naukowych w Instytucie Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu (pod kierunkiem dr Marty Luścińskiej) oraz w Instytucie Botaniki Czeskiej Akademii Nauk w Trzeboniu (pod kierunkiem prof. Jaromira Lukavského), a także uczestnicząc w kursach fykologicznych organizowanych przez Zakład Hydrobiologii Uniwersytetu Adama Mickiewicza (prowadzący: prof. dr hab. František Hindák, prof. dr hab. Teresa Mrozińska-Broda) oraz przez Brytyjskie Towarzystwo Fykologiczne (prowadzący: prof. Eileen Cox, prof. Eliot Shubert, dr Laurence Carvalho). Przez cały okres mojej dotychczasowej pracy aktywnie uczestniczyłam w corocznych sympozjach naukowych Sekcji Fykologicznej Polskiego Towarzystwa Botanicznego, a następnie powołanego w 2006 roku, Polskiego Towarzystwa Fykologicznego, którego jestem członkiem (jestem autorem lub współautorem 3 referatów i 13 komunikatów naukowych).

Pierwsze badania fitoplanktonu, podjęte w roku 2000, realizowałam na jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. **Prace zespołowe w których brałam udział, były skoncentrowane na zmienności zbiorowiska glonów w cyklach sezonowych i wieloletnich w jeziorach reprezentujących różne stany troficzne.** Badania te uwzględniały zmienność czynników fizyczno-chemicznych w jeziorach i reakcję fitoplanktonu na zmiany tych czynników, np.: zmiany w strukturze dominacji, eliminację gatunków i zmniejszanie się bioróżnorodności, zmienność liczebności i/lub biomasy oraz stężenia chlorofilu *a*. Wyniki przeprowadzonych prac zostały opublikowane w szeregu artykułów (załącznik 3, pkt. IIA poz. 2; pkt. IID poz. 4, 5, 6). Jednym z nurtów badawczych, jakie podjęłam na jeziorach zlokalizowanych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, były **badania zbiorowiska fitoplanktonu prowadzone zimą**. Rozpoznanie ilościowej i jakościowej struktury fitoplanktonu dotyczyło zróżnicowania zbiorowiska glonów w czasie (w kolejnych miesiącach zimowych) oraz w kolumnie wody, z uwzględnieniem warunków świetlnych (grubość pokrywy lodowej i warstwy śniegu) trzech stratyfikowanych jezior. Badania prowadzone w tym okresie były tym bardziej cenne, że jak dotychczas, doniesienia na temat fitoplanktonu zimowego są ciągle nieliczne. Wyniki badań własnych zbiorowiska fitoplanktonu zimowego opublikowałam wspólnie ze współpracownikami (załącznik 3,

pkt. IIA poz. 8; załącznik 3, pkt. IID poz. 8). W trakcie analiz florystycznych glonów planktonowych eutroficznego jeziora Sumin, zidentyfikowałam rzadki gatunek - *Pediastrum orientale* (Skuja) V.Jankovská et J.Komárek, nienotowany wcześniej w wodach jezior Polski. Duża różnorodność gatunków z rodzaju *Pediastrum*, występujących w tym jeziorze, była impulsem do przygotowania artykułu poświęconego temu rodzajowi, który ukazał się w czasopiśmie *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* (załącznik 3, pkt. IIA poz. 1).

Pierwsze doświadczenia w pracy w szerokim, interdyscyplinarnym zespole badawczym zdobyłam, uczestnicząc jako wykonawca w projekcie badawczym "Znaczenie starorzeczy w dolinie środkowego Bugu w zachowaniu różnorodności biologicznej, siedliskowej i krajobrazowej" (projekt finansowany przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, nr 2PO4F 02726). Brałam udział we wszystkich etapach przygotowania wniosku oraz realizacji projektu. Zagadnieniu badawczemu, któremu poświęciłam szczególnie dużo uwagi, był **wpływ wylewu wód rzeki do leżących w dolinie starorzeczy, na strategię rozwojowe zasiedlających je glonów planktonowych**. Efektem projektu było opublikowanie w polskich czasopismach znajdujących się w bazie JCR (*Polish Journal of Ecology* i *Oceanological and Hydrobiological Studies*) dwóch artykułów, których jestem współautorką, oraz wydanie monografii naukowej w której jestem współautorką trzech rozdziałów (załącznik 3, pkt. IIA poz. 3,5; pkt. IID poz. 9, 10, 11).

Realizację tematyki badawczej, związanej z glonami starorzeczy Bugu, kontynuowałam w samodzielnych projektach badawczych, realizowanych w ramach działalności statutowej Instytutu Ochrony Środowiska - Państwowego Instytutu Badawczego. Prace prowadziłam na starorzeczach doliny dolnego Bugu położonych w obrębie Nadbużańskiego Parku Krajobrazowego. Tematyka badawcza obejmowała: **rozpoznanie różnorodności zbiorowisk fitoplanktonu starorzeczy Bugu na poziomie taksonomicznym i funkcjonalnym** z uwzględnieniem grup funkcjonalnych *sensu* Reynolds (1980, 2000, 2006) oraz morfo-funkcjonalnych, opracowanych przez Salmaso i Padisák (2007), dynamikę zmian liczebności i biomasy glonów w czasie oraz rolę makrofitów zanurzonych i pływających w kształtowaniu zespołów fitoplanktonu. **W publikacjach, powstałych w wyniku przeprowadzonych analiz, wykazałam, że na strukturę taksonomiczną i funkcjonalną glonów planktonowych badanych starorzeczy kluczowy wpływ miał charakter roślinności zasiedlającej jeziora, podczas gdy zasobność w związki fosforu i azotu nie była czynnikiem limitującym**. Znaczne zróżnicowanie fitoplanktonu, zależne od typu roślinności, stwierdzone było nie tylko pomiędzy jeziorami, ale również w obrębie jednego zbiornika. Istotną modyfikację warunków środowiskowych poprzez ograniczenie dostępu światła, powodowały w starorzeczach płaty roślinności pływającej składającej się głównie z gatunków należących do rodzajów *Lemna* i *Spirodela*. Interesującym wynikiem, było stwierdzenie wysokich stężeń chlorofilu *a* na stanowiskach zacienionych przez makrofity, będących wynikiem dominacji drobnych gatunków prokaryotycznych fitoplanktonu (m.in. *Synechococcus mundulus* Skuja, *Merismopedia insignis* Skorbatov, *M. tenuissima* Lemmerm., *Arthrospira* sp.) przystosowanych do złych warunków świetlnych i częściowej lub całkowitej anoksji (załącznik 3, pkt. IIA poz. 13; pkt. IID poz. 15).

Jednocześnie, rozpoczęłam **badania nad rolą fitoplanktonu jeziornego jako wyznacznika jakości wód w aspekcie postępującej eutrofizacji środowiska wodnego**. Zagadnieniem tym zajęłam się uczestnicząc w dwóch międzynarodowych projektach, w ramach Polsko-Norweskiego Funduszu Badań Naukowych "*Development and validation of methods for integrated assessment of ecological status of rivers and lakes to support river basin management plans – DeWELopment*" oraz 7 Programu Ramowego UE "*Water Bodies*

in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery – WISER". W obu wymienionych projektach, miałam okazję współpracować z szeregiem czołowych limnologów z wiodących ośrodków hydrobiologicznych w Europie. W projekcie DeWELopment, badaniami objęto ekosystemy wodne zlewni rzeki Wel. Wyniki badań fitoplanktonu jezior tego terenu, w których brałam udział, przedstawiłam na konferencji Polskiego Towarzystwa Hydrobiologicznego i Polskiego Towarzystwa Fykologicznego (załącznik 3, pkt. IIK poz. 3 i 4). Badania zbiorowisk glonów jezior welskich, zaowocowały również dwoma artykułami oryginalnymi w czasopiśmie Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego oraz Journal of Elementology (załącznik 3, pkt. IIA poz. 9; pkt. IID poz. 12), a także stanowią jeden z rozdziałów monografii naukowej, podsumowującej rezultaty projektu (załącznik 3, pkt. IID poz. 13). W ramach projektu WISER wykonałam porównawcze analizy zróżnicowania biomasy i struktury taksonomicznej fitoplanktonu na różnych stanowiskach badawczych trzech jezior polskich, a następnie wzięłam udział w pracach zespołowych dotyczących szacowania niepewności ocen stanu ekologicznego opartych o fitoplankton. Wyniki prac zespołu zostały opublikowane w międzynarodowych czasopiśmiech o wysokim wskaźniku Impact Factor (Hydrobiologia, IF=2,212 i Ecological Indicators IF=3,23) (załącznik 3, pkt. IIA poz. 10, 12). Kolejnym wątkiem badań, podjętym w efekcie współpracy w projekcie WISER, były analizy zbiorowiska fitoplanktonu europejskich jezior nizinnych różnych typów jezior, w warunkach niezakłóconych lub w minimalnym stopniu zakłóconych działalnością człowieka, opublikowane w czasopiśmie Hydrobiologia (załącznik 3, pkt. IIA poz. 11).

Równolegle z działaniami prowadzonymi w wymienionych projektach, byłam zaangażowana (jako przedstawiciel Polski desygnowany przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska), w pan-europejskie ćwiczenie interkalibracyjne mające na celu uzyskanie porównywalności wyników oceny stanu ekologicznego jezior w skali europejskiej (załącznik 3, pkt. IIIA poz. 1). Prace w przedsięwzięciach międzynarodowych, korespondowały z moimi wcześniejszymi zainteresowaniami naukowymi, dotyczącymi zmienności zbiorowisk fitoplanktonu w cyklach sezonowych i wieloletnich w jeziorach o różnych stanach troficznych, były też inspiracją do poszukiwań miar odzwierciedlających cechy ilościowe i jakościowe zbiorowiska fitoplanktonu, które wyrażają funkcjonowanie i stan ekologiczny całego ekosystemu. Wybrane publikacje z tej dziedziny stanowią cykl prac wskazanych jako osiągnięcie naukowe i zostały przedstawione w części 4c autoreferatu.

W ramach pracy w Zakładzie Metod Oceny i Monitoringu Wód IOŚ-PIB, brałam udział **w projektach badawczo-aplikacyjnych i aplikacyjnych** realizowanych przez tę jednostkę. Do bardziej znaczących należały projekty dotyczące sformułowania ograniczeń w korzystaniu z wód jezior, weryfikacji wartości granicznych parametrów fizyczno-chemicznych dla oceny stanu ekologicznego, ustalenia celów środowiskowych oraz aktualizacji Programu Wodno-Środowiskowego Kraju i Planów gospodarowania wodami w zakresie jezior (projekty wymienione w załączniku 3, pkt IIIA poz. 4, 5, 6, 7, 8). Mój udział w wymienionych projektach polegał m.in. na weryfikacji oceny stanu ekologicznego jezior, określeniu dla zbiorników zidentyfikowanych jako zdegradowane lub podatne na degradację szczególnych działań dla poprawy stanu, określeniu warunków korzystania z zasobów wodnych oraz ograniczeń w użytkowaniu zlewni jezior. Wspólnie z zespołem Zakładu Metod Oceny i Monitoringu Wód IOŚ-PIB, brałam udział w opracowaniu fizyczno-chemicznych danych monitoringu państwowego i w analizach statystycznych mających na celu wypracowanie wartości granicznych tych parametrów oraz w opracowaniu metodyki wyznaczania celów środowiskowych dla jezior przy uwzględnieniu obecnie obowiązującego krajowego porządku

prawnego, prawa unijnego i dostępnych danych, a następnie wykonaniu kompleksowego zestawienia celów środowiskowych dla wszystkich jezior polskich o powierzchni powyżej 50 ha.

Podsumowując, efektem mojej działalności naukowo-badawczej jest ponad 90 pozycji wydawniczych różnej rangi, w tym 19 prac opublikowanych w czasopismach z listy Journal Citation Report posiadających *Impact Factor* (część A wykazu MNiSW), 13 prac w czasopismach nie posiadających współczynnika *Impact Factor* (część B wykazu MNiSW), 2 prace przeglądowe, 5 rozdziałów w monografiach naukowych oraz 54 doniesienia naukowe. Sumaryczny *Impact Factor* według listy Journal Citation Reports (JCR), zgodnie z rokiem opublikowania wynosi 18,56 a ogólna liczba punktów MNiSW wynosi 377. Łącznie moje prace były cytowane 137 razy (baza Web of Science), indeks Hirscha H = 8 (baza Web of Science).

Literatura

Burchardt L., Łastowski K., Szmajda P. 1994. Różnorodność ekologiczna a bioindykacja (Ecological diversity and bioindication), [w:] Burchardt L. (red.), Teoria i praktyka badań ekologicznych, Idee Ekol. 4, 3: 27-44.

Carlson R.C. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.
Codd G. A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrophication control. *Ecological Engineering* 16: 51-60.

Dolman A. M., Rucker J., Pick F. R., Fastner J. I in. 2012. Cyanobacteria and cyanotoxins: The influence of nitrogen versus phosphorus. *PLoS ONE* 7 (6), e3875.

EC 2000. Directive 2000/60 of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *OJEC L* 327/1.

Eloranta P., 1986. Phytoplankton structure in different lake types in central Finland *Ecography* 9, 3: 214–224.

Hörnström E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica* 13, 2: 249-261.

Huisman J., Matthijs P. M., Visser P. M. (red.) 2005. Harmful cyanobacteria. Springer SBM, Heidelberg.

Hutorowicz A. 2004 – Metoda poboru prób i analiza ilościowo-jakościowa fitoplanktonu w jeziorach. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Olsztyn, manuskrypt.

Kawecka B., Eloranta P. V. 1994. Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 415 str.

Kolada A., Soszka H., Cydzik D., Gołub M. 2005. Abiotic typology of Polish lakes, *Limnologia* 35: 145-150.

Kufel L. 1999. Dimictic versus polymictic Masurian lakes: similarities and differences in chlorophyll-nutrients-SD relationships. *Hydrobiologia* 408/409: 389-394.

Lampert W. Sommer U. *Ekologia wód śródlądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, 416 str.

Lyche-Solheim A., Feld C.K., Birk S., Phillips G., Carvalho L., Morabito G., Mischke U., Willby N., Søndergaard M., Hellsten S., Kolada A., Mjelde M., Böhmer J., Miler O., Pusch M., Argillier C., Jeppesen E., Lauridsen T., Poikane S. 2013. Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia* 704: 57-74.

Mankiewicz J., Tarczyńska M., Walter Z., Zalewski M. 2003. Natural toxins from cyanobacteria. *Acta Biologica Cracoviensia. Series Botanica* 45: 9-20.

Mischke U., Riedmüller U., Hoehn E. Schönfelder I., Nixdorf B. 2008. Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD). Chapter IN: Mischke, U. & B. Nixdorf (editors), *Gewässerreport 10, Aktuelle Reihe 2/2008* ISBN 978-3-940471-06-2: 117-146 p., University Cottbus. Link: <http://opus.kobv.de/btu/volltexte/2009/953/>

Moss B., Johnes P., Phillips G. 1996. The monitoring of ecological quality and the classification of standing waters in temperate regions: a review and proposal based on worked scheme for British waters. *Biol. Rev.* 71: 301-339.

Moss B. 2007. Shallow lakes, the water framework directive and life. What should it all be about? *Hydrobiologia* 584: 381-394.

Padisák J., Borics G., Grigorszky I., Soróczki-Pintér E. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1-14.

Phillips G., Free G., Karottki I., Laplace-Treytore Ch., Maileht K., Mischke U., Ott I., Pasztaleniec A., Portielje R., Søndergaard M., Trodd W., Van Wichelen J. 2014. *Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Central Baltic Lake Phytoplankton ecological assessment methods*. JRC. 184 str.

Ptacnik R., Solimini A., Brettum P. 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 633: 75-82.

Reynolds C. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake ecosystems. *Holarctic Ecology* 3: 141-159.

Reynolds C. 2000. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now ? *Hydrobiologia* 424: 147-152.

Reynolds C. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 535 str.

Rosén G. 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologia* 13: 2263–2290.

Rott H. E. 1984. Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterization of lakes. *Verh. int. Ver. Limnol.* 22: 1078-1085.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. *Dz. U. Nr 2014 poz. 1482.*

Salmaso N., Padisák J. 2007. Morpho-Funtional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578: 97–112.

Schindler D. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262.

Soszka H., Gołub M., Kolada A., Cydzik D. 2008. Chlorophyll *a* based assessment of Polish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30, 3: 416-418.

Trifonova I.S. 1989. Changes in community structure and productivity of phytoplankton as indicators of lake and reservoir eutrophication. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 33: 363-371.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik - Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.

Van den Hoek C., Mann D. G., Jahns H. M. 1995. *Algae. An introduction to phycology.* Cambridge University Press, Cambridge, 163 str.

Agnieszka Pasztaleniec