

Autoreferat

dr Ewa Anna Dembowska

Uniwersytet Mikołaja Kopernika
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Zakład Hydrobiologii

Toruń 2018

SPIS TREŚCI

1.	IMIONA I NAZWISKO.....	3
2.	TYTUŁY I STOPNIE NAUKOWE	3
3.	INFORMACJE O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH	3
4.	OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE ZGŁOSZONE DO POSTĘPOWANIA HABILITACYJNEGO, O KTÓRYM MOWA W ART. 16 UST. 2 USTAWY Z DNIA 14.03.2003 R. O STOPNIACH NAUKOWYCH I TYTULE NAUKOWYM ORAZ O STOPNIACH I TYTULE W ZAKRESIE SZTUKI (DZ. U. 2016 R. POZ. 882 ZE ZM. W DZ. U. Z 2016 R. POZ. 1311.....	4
4.1.	TYTUŁ OSIĄGNIĘCIA NAUKOWEGO.....	4
4.2.	WYKAZ PUBLIKACJI WCHODZĄCYCH W SKŁAD OSIĄGNIĘCIA NAUKOWEGO.....	4
4.3.	WSKAŹNIKI BIBLIOMETRYCZNE PRAC WCHODZĄCYCH W SKŁAD OSIĄGNIĘCIA	5
4.4.	OMÓWIENIE CELU NAUKOWEGO WW. PRAC I OSIĄGNIĘTYCH WYNIKÓW WRAZ Z OMÓWIENIEM ICH EWENTUALNEGO WYKORZYSTANIA.....	5
5.	OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO- BADAWCZYCH.....	25

1. IMIONA I NAZWISKO: Ewa Anna Dembowska

2. TYTUŁY I STOPNIE NAUKOWE

1989-1994 studia wyższe Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, kierunek Biologia, specjalność Biologia Środowiskowa

29.06.1994 magister biologii

praca magisterska „Fitoplankton jeziora Gościąż”, wykonana w Zakładzie Hydrobiologii UMK pod kierunkiem prof. dr. hab. Andrzeja Gizińskiego, recenzent prof. dr hab. Marian Rejewski

07.06.2002 doktor nauk biologicznych

rozprawa doktorska. „Fitoplankton Zbiornika Włocławskiego w latach 1994-2000”, wykonana w Zakładzie Hydrobiologii UMK pod kierunkiem prof. dr. hab. Andrzeja Gizińskiego, recenzenci: prof. dr hab. Lubomira Burchardt (Uniwersytet Adama Mickiewicza w Poznaniu) i prof. dr hab. Iwo Wojciechowski (Akademia Rolnicza w Lublinie)

04.07.2015 dyplom ukończenia studiów podyplomowych

studia podyplomowe w zakresie „Menedżer Projektu Badawczo-Rozwojowego”, Wyższa Szkoła Bankowa w Toruniu, Wydział Finansów i Zarządzania

3. INFORMACJE O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH

01.10.1994 – 31.03.2005 asystent

Zakład Hydrobiologii, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, pod kierunkiem prof. dr. hab. Andrzeja Gizińskiego

01.04.2005 – 30.09.2015 adiunkt

Zakład Hydrobiologii, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi (od 2012 Wydział Biologii i Ochrony Środowiska), Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, pod kierunkiem dr. hab. Andrzeja Kentzera

07.2013-07.2014 roczna przerwa

zwolnienie lekarskie/urlop na poratowanie zdrowia

od 01.10.2015 asystent

Zakład Hydrobiologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, pod kierunkiem dr. hab. Tomasza Kakareko




4. OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE ZGŁOSZONE DO POSTĘPOWANIA HABILITACYJNEGO, O KTÓRYM MOWA W ART. 16 UST. 2 USTAWY Z DNIA 14.03.2003 R. O STOPNIACH NAUKOWYCH I TYTULE NAUKOWYM ORAZ O STOPNIACH I TYTULE W ZAKRESIE SZTUKI (Dz. U. 2016 R. POZ. 882 ZE ZM. W DZ. U. Z 2016 R. POZ. 1311)


4.1. TYTUŁ OSIĄGNIĘCIA NAUKOWEGO

Wpływ warunków hydrologicznych na kształtowanie zbiorowisk fitoplanktonu w starorzeczach dolnej Wisły

Osiągnięcie naukowe stanowi 5 publikacji naukowych z lat 2013-2017. We wszystkich pracach jestem pierwszym autorem. Kopie publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego znajdują się w **Załączniku 4**. Oświadczenia współautorów publikacji zawarte są w **Załączniku 5**.

4.2. WYKAZ PUBLIKACJI WCHODZĄCYCH W SKŁAD OSIĄGNIĘCIA NAUKOWEGO

- [I] **Dembowska E.** , 2013, New and rare Volvocaceae (Chlorophyta) species in Polish phycoflora. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 82(4): 259-266.
[IF₂₀₁₃=1,195; 5-letni IF₂₀₁₃=0,835; MNiSW 15], udział 100%
- [II] **Dembowska E.**, Napiórkowski P., 2015, A case study of the planktonic communities in two hydrologically different oxbow lakes (Vistula River, Central Poland). *Journal of Limnology* 74(2): 346-357.
[IF₂₀₁₅=1,725; 5-letni IF₂₀₁₅=1,645; MNiSW 25], udział 50%
- [III] **Dembowska E.** , 2015, Seasonal variation in phytoplankton and aquatic plants in floodplain lakes (Lower Vistula River, Poland). *Wetlands Ecology and Management* 23(3): 535-549.
[IF₂₀₁₅=1,407; 5-letni IF₂₀₁₅=1,765; MNiSW 30], udział 100%
- [IV] **Dembowska E.** , Kubiak-Wójcicka K., 2017, Influence of water level fluctuations on phytoplankton communities in an oxbow lake. *Fundamental and Applied Limnology* 190(3): 221-233.
[IF₂₀₁₆=1,170; 5-letni IF₂₀₁₆=1,167; MNiSW 20], udział 80%

[V] **Dembowska E.** , 2017, The impact of an extreme flood spring/summer 2010 on phytoplankton communities in oxbow lakes (the lower Vistula river, central Poland). *Annales de Limnologie-international journal of limnology* 53: 19-26.

[IF₂₀₁₆=1,161; 5-letni IF₂₀₁₆=1,427; MNiSW 20], udział 100%

4.3. WSKAŹNIKI BIBLIOMETRYCZNE PRAC WCHODZĄCYCH W SKŁAD OSIĄGNIĘCIA

Liczba wybranych publikacji stanowiących podstawę przewodu habilitacyjnego: **5**

Udział procentowy habilitantki wynosi **86%**

Sumaryczny *Impact Factor* (wg *JCR*, zgodny z rokiem opublikowania): **6,658**

Sumaryczny 5-letni *Impact Factor* (wg *JCR*, zgodny z rokiem opublikowania): **6,636**

Sumaryczna liczba punktów MNiSW: **110**

4.4. OMÓWIENIE CELU NAUKOWEGO WW. PRAC I OSIĄGNIĘTYCH WYNIKÓW WRAZ Z OMÓWIENIEM ICH EWENTUALNEGO WYKORZYSTANIA

WSTĘP

Jednotematyczny cykl 5 publikacji naukowych, w tym 3 jednoautorskich, zatytułowany

Wpływ warunków hydrologicznych na kształtowanie zbiorowisk fitoplanktonu w starorzeczach dolnej Wisły

zawiera wyniki badań zbiorowisk fitoplanktonu starorzeczy dolnej Wisły wykonanych w latach 2005-2010.

Starorzecza to zbiorniki, które powstają z odcięcia fragmentu koryta rzecznego (najczęściej meandru) wskutek procesów erozyjno-akumulacyjnych. Naturalne starorzecza cechuje półkolisty wydłużony kształt. Niektóre starorzecza mogą osiągać długość kilku kilometrów. Pod względem morfologicznym są to zbiorniki płytkie, zwykle o głębokości sięgającej kilku metrów. Istnienie starorzeczy jest zależne od poziomu wód rzecznych oraz od poziomu wód gruntowych. W porównaniu do jezior naturalnych, zmienność stanów wód w starorzeczach jest zdecydowanie wyższa. Obniżenie poziomu tych wód skutkuje szybszym wypływaniem i zarastaniem starorzeczy, co nieuchronnie prowadzi do ich zanikania. Rejestrowane w ostatnich dekadach zmiany klimatyczne prowadzą do niespotykanych dotychczas zmian hydrologicznych. Zjawiska hydrologiczne, takie jak wyżówki i niżówki, dotąd traktowane jako naturalna, cykliczna zmienność poziomu wody w rzekach, przybierają

charakter zjawisk ekstremalnych o większym nasileniu i częstotliwości występowania. Gwałtowne zmiany warunków hydrologicznych bezpośrednio oddziałują na biocenozy starorzeczy i mogą zakłócać naturalne warunki ich rozwoju. Starorzecza są siedliskami zagrożonymi wyginięciem, co było jedną z przyczyn wprowadzenia ich ochrony poprzez włączenie do sieci Natura 2000.

Wszystkie badane przeze mnie zbiorniki powstały wskutek prac regulacyjnych prowadzonych w dolnym biegu Wisły pod koniec XIX wieku (Makowski 1998; Cyberski *et al.* 2006). W ciągu 5. letniego okresu moich badań występowały istotne różnice w zasilaniu starorzeczy w wodę. Podczas badań obserwowałam stany wody typowe (średnie stany wody - SSW) dla dolnego odcinka Wisły (lata 2008-2009) i wyraźnie odbiegające od normy, tzn. ekstremalnie wysokie stany wody (rok 2010), jak też niżówki (rok 2007). Obserwowane zmiany hydrologiczne miały decydujący wpływ na kształtowanie zbiorowisk glonów planktonowych. Niniejszy autoreferat przedstawia moje osiągnięcia naukowe zawarte w publikacjach **I-V**.

Występujące w dolinach rzecznych różnorodne podmokłe ekosystemy uzależnione są od okresowego zalewania przez wodę rzeczną. Środowiska te funkcjonują w dynamicznym układzie interakcji między wodami powierzchniowymi, gruntowymi i systemami zalewowymi (Ward & Tockner 2001). Charakterystycznym elementem dolin rzecznych są płytkie zbiorniki zwane starorzeczami bądź jeziorami przyrzecznymi (Starmach *et al.* 1976; Żmudziński *et al.* 2002; Jezierska-Madziar 2005; Bovo-Scomparin & Train 2008). Geneza tych zbiorników uzależniona jest od typu, położenia i sposobu funkcjonowania rzeki (Dembowska & Napiórkowski 2012). W dolinach rzek uregulowanych, które spotykane są powszechnie w Europie, wiele starorzeczy powstało wskutek prac hydrotechnicznych (Dynesius & Nilsson 1994; Makowski 1998). Zbiorniki te są fragmentami dawnych koryt rzecznych i często mają stałe połączenie z rzeką.

Interakcje pomiędzy rzeką i zbiornikami w jej dolinie przedstawia wprowadzona przez Junka *et al.* (1989) koncepcja *flood-pulse* (FPC). FPC zmieniła podejście do badań rzek i ich zlewni. Wcześniej badania biologiczne w ciekach prowadzono głównie w nurcie, a zmiany biocenoz rozpatrywano zgodnie z koncepcją *River Continuum* (RCC) (Vannote *et al.* 1980). W takim ujęciu siedliska przyrzeczne, okresowo zalewane, traktowano jako odrębne ekosystemy, jedynie czasowo zaburzane przez wylewy rzeczne. Teoria FPC ujmuje rzekę wraz z obszarami okresowo zalewanymi w całość, jako system rzeczno-zalewowy (*river-floodplain system*). Wymiana materii, często rozumiana jako przemieszczanie organizmów

między sąsiadującymi siedliskami, powoduje zmiany w różnorodności biologicznej. Interakcje pomiędzy doliną i głównym nurtem rzeczny, podobnie do FPC, traktuje teoria metaekosystemu (Loreau *et al.* 2003; Massol *et al.* 2011). Teoria ta wskazuje na integrację sąsiednich ekosystemów poprzez łączący je specyficzny czynnik. W dolinach rzecznych tym czynnikiem jest okresowe zalewanie przez wodę rzeczną podczas wyżówek hydrologicznych.

Starorzecza funkcjonują naprzemiennie w dwóch odmiennych fazach (Neiff 1996). Pierwsza to okres hydrologicznie wysokiej wody w rzece i wylewania się tej wody poza główne koryto. W tym czasie starorzecza podlegają zalewaniu wodą rzeczną i następuje *potamofaza*. Odmienna sytuacja notowana jest podczas niskich stanów wody, gdy w dolinie rzecznej poziom wody ulega obniżeniu. Starorzecza znajdują się wówczas w *limnofazie*, tracą kontakt z rzeką i funkcjonują jako zbiorniki niezależne od niej. Zmiany hydrologiczne zidentyfikowano jako główną siłę kształtującą zbiorowiska fitoplanktonu jezior zalewowych (e.g. Garcia de Emiliani 1997; Hein *et al.* 1999; de Oliveira & Calheiros 2000; Paidere *et al.* 2007). Powódź przynosi przeogromne zmiany w jakości ekosystemów wodnych dolin, poprzez zwiększenie poziomu wody i nanoszenie zawiesiny najczęściej nieorganicznej (Wetzel 2001). Dotychczasowe badania wskazują, że w okresach wysokiej wody, starorzecza charakteryzują się niskimi wartościami biomasy fitoplanktonu, lecz wysoką różnorodnością gatunkową i odwrotnie, podczas niskich stanów wody biomasa glonów bywa najwyższa, a różnorodność gatunkowa najniższa (Huszar & Reynolds 1997). Przytoczone powyżej badania dotyczą starorzeczy dorzecza Amazonki. Ze względu na różnice klimatyczne, morfologiczne i biologiczne, nie można dokonywać bezpośrednich porównań tych badań z badaniami starorzeczy występujących w Europie Środkowej. Z kolei podczas niżówek w niektórych starorzeczach mogą obficie rozwijać się rośliny naczyniowe, podobnie jak w płytkich jeziorach (Scheffer & Jeppesen 1998). W takich sytuacjach rozwój fitoplanktonu może być ograniczony poprzez wpływ allelopacyjny, zacienienie oraz konkurencję o składniki odżywcze, podobnie jak ma to miejsce podczas stanu czystej wody, zgodnie z teorią alternatywnych stanów stabilnych płytkich jezior eutroficznych (e.g. Lau & Lane 2002; Gross 2003; Gross *et al.* 2007; Mulderij *et al.* 2007). Roślinność naczyniowa ponadto spełnia rolę refugium dla zooplanktonu. Wysokie liczebności dużego filtrującego zooplanktonu skorupiakowego dodatkowo przyczyniają się do obniżenia liczebności i biomasy fitoplanktonu.

Starorzecza, jako miejsca zastoiskowe, o wolniejszym prądzie wody niż w rzece a czasem pozbawione przepływu wody, spełniają funkcje rozwoju, rozrodu i żerowania wielu

organizmów wodnych. Są to miejsca schronienia zwierząt, pozwalające na odtworzenie biocenoz po ustąpieniu zjawisk ekstremalnych (np. powodzi). Jako siedliska podmokłe (tzw. *wetlands*), są barierą geochemiczną dla spływających do rzeki zanieczyszczeń i nadmiaru biogenów. Fitoplankton starorzeczy może pobierać i przekształcać te substancje w pokarm zooplanktonu, a w przypadku substancji toksycznych (np. metali ciężkich), eliminować z obiegu biologicznego (Souza *et al.* 2012). Starorzecza stanowią centra różnorodności biologicznej, czyli tzw. gorące plamy różnorodności (ang. „*hot spots*” of diversity), są korytarzami migracji organizmów oraz mogą być miejscami przestankowymi dla gatunków inwazyjnych (Kosiba *et al.* 2017). Wielu autorów wskazuje, że starorzecza są siedliskiem wielu rzadkich i zagrożonych gatunków (Schmidt *et al.* 2003; Řezáčová *et al.* 2004; Wojciechowska *et al.* 2006; Hindák & Hindáková 2008).

Większość badań dotyczących reakcji fitoplanktonu na wahania poziomu wody w starorzeczach prowadzono w rejonach tropikalnych i subtropikalnych w Ameryce Południowej (e.g. Garcia de Emiliani 1997; Huszar & Reynolds 1997; Ibañez 1998; Train & Rodrigues 1998; de Oliveira & Calheiros 2000; Zalocar de Domitrovic 2003; Nabout *et al.* 2006; Bortolini *et al.* 2016), Ameryce Północnej (Schemel *et al.* 2004), Afryce (Okoguwu & Ugwumba 2012), Australii (Townsend 2006; Butler *et al.* 2007) i na południu Europy (Angler *et al.* 2010; Sevindik *et al.* 2014).

W Europie ze względu na prowadzone prace rewitalizujące badano starorzecza Dunaju (Hein *et al.* 1999). W starorzeczach Renu badano sukcesję roślinności naczyniowej (van Geest *et al.* 2005). W starorzeczach rzeki Cisy (Tiszy) badano relacje pomiędzy różnymi zbiorowiskami makrofitów i fitoplanktonem (Krasznai *et al.* 2010). Badania fitoplanktonu dwóch starorzeczy Dźwiny prowadzono tylko w okresie wiosennym (Paidere *et al.* 2007). Naturalne starorzecza niewielkiej rzeki Lużnicy (dopływ Wełtawy o długości 208 km) badano pod kątem czasowego i przestrzennego zróżnicowania fitoplanktonu (Pithart *et al.* 2007). Najwięcej informacji o wpływie zmian hydrologicznych na fitoplankton dostarczają prace prowadzone w naturalnym starorzeczu Sakadaš, (o powierzchni 0,15 km²) które położone jest w Chorwacji, w zachodniej części doliny zalewowej Dunaju (Mihaljević *et al.* 2009, 2010, 2013; Stević *et al.* 2013).

W Polsce badania fykologiczne starorzeczy miały miejsce na wschodzie kraju, gdzie występują naturalne starorzecza Bugu (Wojciechowska *et al.* 2005, 2007; Pasztaleniec *et al.* 2013; Pasztaleniec & Poniewozik 2013) i na południu, gdzie występują poregulacyjne zbiorniki w dolinie Wisły (Wilk-Woźniak & Ligęza 2005; Ligęza & Wilk-Woźniak 2011;

Wilk-Woźniak *et al.* 2014). W północnej części kraju badano fitoplankton starorzeczy Biebrzy (Grabowska *et al.* 2014).

Przedstawiona przeze mnie praca obejmuje badania długoterminowe, prowadzone przez kilka okresów wegetacyjnych na tym samym obszarze – w różnych warunkach hydrologicznych. Obszar badań zlokalizowany jest w dolinie Wisły, w jej dolnym biegu. Badany fragment doliny jest zmieniony ze względu na regulację koryta. Na tym odcinku Wisła, która wcześniej była rzeką typu roztokowego, miejscami anastomozująca, została dwukrotnie zwężona, obwałowana i w znacznej mierze wyprostowana (Kordowski *et al.* 2014). Starorzecza powstały na skutek odcięcia drugorzędnych koryt i bocznych ramion rzecznych. Różnią się one zatem funkcjonalnie i morfologicznie od zbiorników powstałych w naturalny sposób. Przyspieszony, w porównaniu z okresem przedregulacyjnym, odpływ wód wiślanych w uregulowanym korycie powoduje coraz większe wcinanie się rzeki w głąb doliny i coraz większą izolację starorzeczy od rzeki. Ze względu na niedobór wody (deficyty opadów atmosferycznych) w tej części kraju (Bąk & Kubiak-Wójcicka 2017), w ostatnich dekadach ulegają zmianie warunki funkcjonowania badanych starorzeczy. Analiza kartograficzna map pomiędzy Toruniem i Solcem Kujawskim wykazała, że w ciągu 100 lat nastąpiło zwiększenie liczby tych zbiorników ze 157 do 267, przy ciągle zmniejszającej się ich powierzchni z 241 do zaledwie 96 ha (Kubiak-Wójcicka 2003), co jest efektem ich wypłykania, wysychania i coraz większej izolacji od rzeki.

Z przeglądu piśmiennictwa z ostatnich kilku dziesięcioleci wynika, że tylko prace dotyczące jeziora Sakadaś przedstawiają wyniki badań wieloletnich, umożliwiające ocenę różnych oddziaływań hydrologicznych na funkcjonowanie fitoplanktonu starorzecza. Zróżnicowanie fitoplanktonu starorzeczy dużych uregulowanych rzek w Europie pod wpływem parametrów hydrologicznych jest wciąż niewystarczająco opracowane. Dotychczasowa wiedza na temat wpływu hydrologii na kształtowanie się fitoplanktonu starorzeczy jest fragmentaryczna i obejmuje zwykle tylko jeden wybrany aspekt, bądź dotyczy starorzeczy małych rzek, w których zmiany hydrologiczne przebiegają inaczej niż w rzekach dużych.

W poszukiwaniu możliwości uzupełnienia tej luki przystąpiłam do bliższej wieloaspektowej analizy tego problemu badawczego. Analizowałam oddziaływanie różnych stanów hydrologicznych na fitoplankton różnych starorzeczy. **Nowatorstwo mojej pracy polega na wieloaspektowym podejściu do problemu zmian hydrologicznych, tzn. uwzględnieniu wielu zbiorników, które w normalnych warunkach hydrologicznych**

(średnie stany wody) są stale połączone z rzeką lub stale izolowane od rzeki, ale warunki w nich podlegają zmianom w ekstremalnych sytuacjach hydrologicznych (wysokie i niskie stany wody, powódź). Zmiany te dotyczą poziomu wód, a w zbiornikach połączonych z rzeką – stopnia tego połączenia i wymiany wód z wodami rzecznyymi. Porównywałam fitoplankton starorzeczy mętnowodnych (zdominowanych przez fitoplankton) i czystowodnych (zdominowanych przez roślinność naczyniową) oraz porównywałam fitoplankton starorzeczy z fitoplanktonem rzeczny.

CELE PRACY

Nadrzędnym celem moich badań była ocena oddziaływania warunków hydrologicznych panujących w dolnej Wiśle i jej dolinie na rozwój fitoplanktonu starorzeczy. Głównemu celowi podporządkowane były następujące cele szczegółowe:

1. Ocena zbiorowisk fitoplanktonu starorzeczy odizolowanych od rzeki, stale lub wskutek długotrwałej limnofazy.
2. Ocena zbiorowisk fitoplanktonu starorzeczy połączonych z rzeką, stale lub wskutek długotrwałej potamofazy.
3. Ocena wpływu silnej powodzi na zbiorowiska fitoplanktonu w starorzeczach.
4. Ocena zbiorowisk fitoplanktonu w okresie średnich stanów wody w Wiśle, gdy możliwe są niewielkie krótkotrwałe okresy połączenia starorzeczy z rzeką, przeplatane z krótkotrwałymi okresami izolacji.

HIPOTEZY

Przyjęłam założenie, że zmieniające się warunki hydrologiczne w rzece kształtują warunki rozwoju fitoplanktonu w starorzeczach, głównie w wyniku oddziaływania na przezroczystość i temperaturę wody oraz rozwój makrofitów. Efektem tego jest kształtowanie się określonych w danych warunkach zbiorowisk fitoplanktonu pod względem wielkości biomasy i struktury dominujących gatunków oraz funkcjonalnych grup fitoplanktonu.

1. Starorzecza odizolowane od rzeki, niezależnie czy izolacja jest stała, czy nastąpiła wskutek długotrwałej limnofazy, stwarzają warunki sprzyjające rozwojowi roślinności naczyniowej. Fitoplankton jest odmienny pod względem składu gatunkowego i wielkości biomasy do fitoplanktonu rzeczny, co wynika z wykształcania się specyficznych dla każdego starorzecza warunków. W tych starorzeczach na rozwój fitoplanktonu ograniczająco wpływa allelopatia i konkurencja makrofitów, dlatego

- pod względem bogactwa gatunkowego i różnorodności gatunkowej, fitoplankton będzie ubogi i mniej zróżnicowany niż w rzece i starorzeczach połączonych z rzeką
2. W starorzeczach połączonych z rzeką, niezależnie czy połączenie jest stałe, czy nastąpiło wskutek długotrwałej potamofazy, warunki są niesprzyjające dla rozwoju makrofitów. Fitoplankton jest zbliżony składem gatunkowym i wielkością biomasy do fitoplanktonu rzecznoego, co wynika z napływu wody wiślanej bogatej w okrzemki centryczne i drobne zielenice kokalne. Pod względem ilościowym fitoplanktonu w potamofazie będzie mniej niż w limnofazie, z uwagi na większą dynamikę wód, dużą ilość zawiesiny (resuspensja osadów dennych) i rozcieńczenie wody w starorzeczu wodami z rzeki. Jednak pod względem bogactwa gatunkowego i różnorodności gatunkowej, fitoplankton powinien być bogatszy i bardziej zróżnicowany w starorzeczach związanych z Wisłą niż w starorzeczach odizolowanych. Zjawiska ekstremalne, w szczególności powodzie będą powodowały zaburzenia w środowisku starorzeczy i gwałtowne zmiany w rozwoju fitoplanktonu.
 3. W okresie średnich stanów wody w Wiśle, gdy możliwe są niewielkie krótkotrwałe okresy połączenia starorzeczy z rzeką, przeplatane z krótkotrwałymi okresami izolacji od rzeki, fitoplankton będzie się rozwijał w sposób najbardziej optymalny. Biomasa będzie odpowiadała stanowi umiarkowanej eutrofii, bogactwo gatunkowe i różnorodność biologiczna będą najwyższe. Zgodnie z teorią *Intermediate Disturbance Hypothesis* (IDH) (Ward & Stanford 1983; Reynolds *et. al.* 1993), rozwój fitoplanktonu powinien być najbardziej zrównoważony podczas okresów łagodnego wlewania wody rzecznej.

WYNIKI

ZBIOROWISKA FITOPLANKTONU STARORZECZY ODIZOLOWANYCH OD RZEKI

Suche, ciepłe i bezśnieżne zimy oraz względnie niska ilość opadów rocznych wielokrotnie objawiała się spadkiem poziomu wody w polskich rzekach. W roku 2007 w dolnej Wiśle występowały stany wody w granicach niskich, bądź dolnych stanów średnich [III, IV]. W takich warunkach hydrologicznych niektóre starorzecza pozostawały w stanie izolacji od głównego nurtu rzeki oraz były odizolowane względem siebie (stan limnofazy). Takie warunki sprzyjają rozwojowi roślinności naczyniowej. W wielu opracowaniach podkreślana jest rola makrofitów w zarastaniu i zanikaniu starorzeczy, wskutek ich

intensywnego rozwoju pojawia się konkurencja i allelopatyczne oddziaływanie na fitoplankton. W moich badaniach zaobserwowałam, że procesowi zarastania podlegają także niektóre starorzecza położone w dolinie Wisły [II, III]. W zbiornikach tych istotne znaczenie dla rozwoju fitoplanktonu miały makrofity rozwijające się na dnie (elodeidy) lub na powierzchni (pleustofity).

Zgodnie z przypuszczeniem (hipoteza 1.), **w starorzeczach odizolowanych od rzeki odnotowałam najmniej gatunków fitoplanktonu, w porównaniu do starorzeczy połączonych z rzeką oraz w porównaniu z rzeką.**

Starorzecza zdominowane przez elodeidy charakteryzowały się niewielką liczbą gatunków okrzemek [IV], natomiast były siedliskiem wielu gatunków kryptofitów, które najczęściej dominowały pod względem liczebności (ich znaczenie w biomacie zwykle było mniejsze z powodu względnie małych objętości) i silnie wpływały na indeksy różnorodności gatunkowej. Uzyskane wyniki potwierdziły **niską różnorodność biologiczną podczas limnofazy w starorzeczach izolowanych, która jest spowodowana silną dominacją zaledwie kilku (najczęściej 2-3) gatunków.** Wyniki te wskazują na negatywny wpływ izolacji (limnofazy) na różnorodność zbiorowisk fitoplanktonu. W jednym z badanych starorzeczy wszystkie wskaźniki różnorodności gatunkowej i liczba gatunków były najniższe, ale liczebność najwyższa spośród wszystkich przebadanych starorzeczy.

Liczebność fitoplanktonu starorzeczy w limnofazie była silnie zdeterminowana przez sezonowość występowania makrofitów. W okresie wczesnowiosennym liczebność fitoplanktonu była najwyższa w starorzeczach, w których później (tj. w okresie letnim) rozwijały się pleustofity. Od czerwca liczebność fitoplanktonu drastycznie spadała, co związane było z pojawianiem się gęstego kożucha pleustofitów na powierzchni lustra wody. W starorzeczach, w których obficie rozwijały się elodeidy, maksimum rozwoju fitoplanktonu przypadało na okres letni.

W moich badaniach [III] wykazałam, że dominacja różnych grup fitoplanktonu starorzeczy izolowanych („makrofitowych”) jest uzależniona od stopnia pokrycia zbiornika przez roślinność naczyniową. Przy niewielkim udziale makrofitów (<50%) w fitoplanktonie dominują Chrysophyceae lub Chlorophyta. Wysoki udział Chrysophyceae w fitoplanktonie charakterystyczny jest dla okresu wczesnej wiosny, gdy wegetacja makrofitów jeszcze się nie rozpoczęła. Przy umiarkowanym udziale makrofitów (≈50%) fitoplankton zdominowany jest przez okrzemki. Przy dalszym wzroście udziału makrofitów rośnie udział Cryptophyta,

których zdolność do miksotrofii pozwala na przeżycie w warunkach silnego zacienienia i konkurencji, natomiast udział Bacillariophyceae maleje.

Starorzecza izolowane odznaczały się innymi gatunkami dominującymi w porównaniu do starorzeczy połączonych z rzeką. **Fitoplankton starorzeczy izolowanych zdominowany był przez kryptofity [II, III], podczas gdy w starorzeczach połączonych z rzeką dominowały okrzemki [II] lub sinice [V].**

Z porównania fitoplanktonu starorzeczy w okresie limnofazy z fitoplanktonem rzeczonym wynika, że zbiorowiska te są do siebie wzajemnie mało podobne [IV], indeks podobieństwa gatunkowego Jaccard'a był bardzo niski i wahał się w granicach 0,181 do 0,375, natomiast wskaźnik różnorodności Shannona-Weavera w rzece był prawie trzykrotnie wyższy niż w starorzeczach.

ZBIOROWISKA FITOPLANKTONU STARORZECZY POŁĄCZONYCH Z RZEKĄ

Najistotniejszą cechą starorzeczy, które połączone są z rzeką jest niewielki udział lub całkowity brak makrofitów. W tych zbiornikach decydującą rolę w kształtowaniu struktury fitoplanktonu odgrywa dynamika napływającej wody rzecznej. W swoich badaniach uwzględniłam dwa takie zbiorniki. W małym starorzeczu połączonym krótkim kanałem z rzeką [II, IV] dominowały niewielkich rozmiarów okrzemki planktonowe naniesione z wodami rzeki. W odmienny sposób rozwijało się zbiorowisko planktonowe w dużym zbiorniku o powierzchni około 70 ha [V], (Dembowska *et al.* 2012). To starorzecze stale połączone jest z Wisłą poprzez kanał o długości 1500 m i szerokości ok. 60-70 m. Jednak usytuowanie kanału (pod prąd rzeki) umożliwia napływ wód wiślanych tylko wtedy, gdy podnosi się poziom wody w rzece. Ze względu na dużą objętość i specyficzne usytuowanie kanału, wymiana wody zachodzi znacznie wolniej niż w małym starorzeczu. Niewielka dynamika wody umożliwia dominację sinicom z rzędu Nostocales, głównie *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault i *Dolichospermum planctonicum* (Brunnthaler) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek.

Brak oddziaływania makrofitów, częstsza wymiana wody i tym samym większa dostępność biogenów sprzyjały większemu bogactwu gatunkowemu i większej różnorodności biologicznej fitoplanktonu. **Po raz pierwszy wykazałam, że wpływ wód rzecznych może obniżyć lub zwiększać różnorodność fitoplanktonu, w zależności od siły tego oddziaływania.**

Tak jak przypuszczałam (hipoteza 2.) **stopień kontaktu starorzecza z rzeką macierzystą wpływa na skład gatunkowy, liczebność i biomasę występującego w takim zbiorniku fitoplanktonu.** Istotnie, badania w których porównałam starorzecze izolowane od wód Wisły ze starorzeczem okresowo łączącym się z Wisłą, potwierdziły to założenie [III]. W starorzeczu izolowanym od Wisły stwierdziłam (różnica była istotna statystycznie) mniejszą liczbę gatunków fitoplanktonu (109) w porównaniu ze starorzeczem połączonym z Wisłą (188). **Liczebność fitoplanktonu na stanowisku izolowanym była ponad 4 razy mniejsza, niż na stanowisku połączonym z Wisłą. Stężenie chlorofilu *a* (odpowiadające biomase fitoplanktonu) na stanowisku izolowanym było niższe o około 25%, niż na stanowisku połączonym z rzeką.**

Także z porównania fitoplanktonu Wisły z fitoplanktonem starorzeczy [III] wynika, że: **fitoplankton rzeczny był zdecydowanie bogatszy pod względem liczby występujących gatunków i liczby współdominujących gatunków.** Jednak dynamika rozwoju fitoplanktonu rzecznoego przebiegała inaczej, niż w starorzeczach. W rzece występowały dwa szczyty rozwojowe – pierwszy wiosną, kolejny jesienią. **Pomiędzy stanem wody i liczebnością fitoplanktonu wystąpiła istotna pozytywna korelacja, gdy poziom wody kształtował się w granicach stanów niskich i średnich.** Pozwala to sądzić, że **dla rozwoju fitoplanktonu rzecznoego są to najbardziej optymalne warunki. Względnie niewielkie zaburzenia związane ze słabym przepływem wody w rzece wywołują efekt wysokiej różnorodności biologicznej.** Zatem hipoteza IDH znajduje odzwierciedlenie w strukturze fitoplanktonu rzecznoego w czasie występowania tzw. niżówek. Ciągłe zmiany są naturalne dla rzek i są siłą napędową dla wciąż zmieniających się współdominantów. Występujące w rzece gatunki muszą w ciągły sposób przystosowywać się do niestabilnych warunków, a dość wysokie w porównaniu ze starorzeczami wartości wskaźnika różnorodności biologicznej wskazują na współdominację wielu gatunków glonów w tych warunkach.

WPLYW SILNEJ POWODZI NA ZBIOROWISKA FITOPLANKTONU W STARORZECZACH

W 2010 roku w centralnej Europie wystąpiła dramatyczna w skutkach powódź wywołana dużą ilością opadów atmosferycznych. Badania przeprowadzone wkrótce po ustąpieniu wysokiej wody (w okresie 1 i 2 miesięcy po powodzi) porównałam z poprzednim okresem wegetacyjnym, tzn. latem 2009, gdy poziom wody Wisły kształtował się w granicach stanów średnich i niskich [V]. W okresie przedpowodziowym liczebność i biomasa

oraz stężenie chlorofilu *a* fitoplanktonu w małych izolowanych starorzeczach były relatywnie niskie, z dominującymi drobnymi nanoplanktonowymi wiciowcami. Zdecydowanie większe wartości liczebności, biomasy i chlorofilu *a* (mające cechy zakwitów) stwierdziłam w dużym starorzeczu, gdzie dominowały sinice z rzędu Nostocales.

W roku 2010, po przejściu powodzi, liczebność i biomasa fitoplanktonu w małych izolowanych starorzeczach gwałtownie wzrosła (nawet kilkunastokrotnie), a liczba gatunków zmalała. W małych zbiornikach poza typowymi gatunkami nanoplanktonowymi pojawiły się sinice nitkowate (*Dolichospermum* sp.div.), eugleniny i bruzdnice. W dużym starorzeczu po powodzi odnotowałam wzrost liczby gatunków, spadek liczebności o blisko 60%, a biomasy o około 75%. Nastąpiła też zmiana wśród dominujących glonów. Pod względem biomasy sinice zostały zastąpione przez kryptofity oraz drobne zielenice (*Chlamydomonas* sp. div.) i różnowiciowce (*Heterothrix stichococcoides* Pascher). **Silna powódź wywołała ogromny stres środowiskowy, który objawił się zmianą w rozwoju fitoplanktonu. Powódź wywołała zmiany w obrębie alternatywnych stanów stabilnych** (wg Scheffera 1998), tzn. w zbiornikach wcześniej izolowanych od rzeki nastąpiła zmiana stanu „czystowodnego”, w którym dominowały makrofity zanurzone w stan „mętnowodny” z dominacją glonów planktonowych i odwrotnie. Powódź zniszczyła makrofity, które w naturalny sposób konkurują z fitoplanktonem. Resuspensja osadów dennych wywołana powodzią spowodowała uwolnienie zdeponowanych wcześniej form przetrwalnych glonów, w szczególności sinic. Ich akinety mają zdolność przeżywania w osadach nawet do kilkudziesięciu lat (Kaplan-Levy *et al.* 2010), a wzrost sinic w warunkach niedostatku światła może być szybszy niż wzrost glonów eukariotycznych (Mur *et al.* 1999). Po powodzi nastąpił również kilkunastokrotny spadek liczebności zooplanktonu skorupiakowego (Napiórkowski & Napiórkowska 2014). Konsekwencją tych zdarzeń były zakwity wody. Z kolei zbiornik wcześniej „mętnowodny” przeszedł w stan „czystowodny”. W tym starorzeczu, przed powodzią, dominującą rolę w fitoplanktonie odgrywały sinice z grupy Nostocales. Intensywny rozwój gatunków z tej grupy uzależniony jest od m. in. stabilnych warunków hydrologicznych, niewielkiego mieszania, stabilnych warunków termicznych itp. Nostocales po powodzi zostały zastąpione przez niewrażliwe na mieszanie mas wodnych zielenice kokkalne i różnowiciowce typowe dla wód Wisły oraz kryptofity. Z powodu niewielkich rozmiarów tych glonów biomasa w badanym starorzeczu była niewielka, natomiast przezroczystość wody znacznie wzrosła.

Zakładana początkowo homogenizacja środowiska po powodzi, zgodna z teorią metaekosystemu, w dolinie Wisły nie znalazła potwierdzenia. Poszczególne starorzecza po powodzi charakteryzowały się dużą odmiennością i wykazywały swój indywidualny charakter.

Najmniej „wrażliwa” na powódź okazała się rzeka, w której dwa miesiące po ustąpieniu powodzi fitoplankton powrócił do stanu sprzed powodzi. Liczebność, biomasa i wskaźniki różnorodności gatunkowej były zbliżone w okresie przed i po powodzi. Jedynym odnotowanym skutkiem powodzi był wzrost liczby gatunków w potamoplanktonie.

Jednym z nieoczekiwanych efektów oddziaływania powodzi na starorzecza okazało się zwiększenie obfitości występowania pewnych gatunków należących do zielenic z rodziny Volvocaceae [I]. **Obok pospolitych gatunków toczkowców stwierdziłam występowanie trzech rzadko dotąd notowanych: *Eudorina cylindrica* Korshikov, *E. illinoisensis* (Kofoid) Pascher i *E. unicocca* G.M.Smith. Stwierdziłam także po raz pierwszy występowanie nowego dla polskiej flory gatunku, tj. *Pleodorina californica* W.R. Shaw.** W Europie występowanie tych gatunków było dotychczas notowane w kilku starorzeczach i eutroficznych stawach oraz niektórych rzekach. Jednak ekologia i wymagania środowiskowe wielu gatunków Volvocaceae są nadal słabo zbadane. Wiedza na temat wymagań tych gatunków może być pomocna w ocenie jakości ekosystemów wodnych, szybkości procesu eutrofizacji lub zmian klimatu na Ziemi [I]. Niedostateczna wiedza o Volvocaceae w Polsce wynika przede wszystkim z ich niskiej liczebności i małej częstości występowania. Moja praca stanowi podsumowanie dotychczasowego stanu wiedzy w zakresie rozmieszczenia i ekologii Volvocaceae w Polsce. Wobec licznych rewizji taksonomicznych dokonanych w ostatnich latach (Nozaki & Kuroiwa 1992; Nozaki *et al.* 2006; Coleman 2012) oraz doniesień o pojawieniu się pokrewnego gatunku z rodzaju *Pleodorina*, tj. *P. indica* (Iyengar) H. Nozaki w wodach śródlądowych w Polsce i na terenie Czech (Znachor & Jezberová 2005; Knysak & Żelazana-Wieczorek 2017), konieczne są szersze badania tych gatunków. **Obecność *Pleodorina californica* w polskich wodach może wskazywać na postępujące zmiany klimatyczne w naszym regionie, bowiem gatunek ten wcześniej odnotowano w rejonach o cieplejszym klimacie niż klimat w Polsce [I].** Jednak nie wykluczone są również adaptacje u tego gatunku do nowych warunków bytowania. Jest możliwe także, że gatunek ten nie był dotychczas poprawnie oznaczany, bądź nie był wcześniej spotykany ze względu na pobieżne, jak dotąd, badania starorzeczy. Ważnym elementem moich badań były opisy morfologiczne

oparte na własnych pomiarach biometrycznych oraz dokumentacja fotograficzna, które uzupełniły dotychczasową wiedzę o zmienności poszczególnych taksonów.

Wszelkie wątpliwości, które pojawiły się w trakcie tej części badań stanowią zachętę do podjęcia w przyszłości bardziej szczegółowych studiów (badania genetyczne i ultrastruktur komórkowych) nad powyższymi rzadkimi gatunkami Volvocaceae.

**ZBIOROWISKA FITOPLANKTONU W OKRESIE ŚREDNICH STANÓW WODY W WIŚLE, GDY
MOŻLIWE SĄ NIEWIELKIE KRÓTKOTRWAŁE OKRESY POŁĄCZENIA STARORZECZY Z RZEKĄ,
PRZEPLATANE Z KRÓTKOTRWAŁYMI OKRESAMI IZOLACJI**

Czwarty cel badań zrealizowałam w publikacji [IV]. Ze względu na to, że analizy fitoplanktonu są bardzo czasochłonne i pracochłonne, wybrałam jedno ze starorzeczy (modelowe ze względu na łatwość przechodzenia pomiędzy stanami limno- i potamofazy), lecz badania przeprowadziłam na dużej liczbie prób. W tej pracy analizuję 46 terminów badawczych. Podczas niskich stanów wody w rzece zdarzała się całkowita izolacja i zachodziła limnofaza. Prawie połowa, tj. 22 terminy badań, przypadały na okresy niskich stanów wody. W 24 terminach przy wyższych stanach wody w Wiśle poprzez krótki kanał napływała woda z rzeki i zachodził stan potamofazy. Obserwowane częste zmiany hydrologiczne były istotne dla kształtowania warunków życia fitoplanktonu. W fazie izolacji przezroczystość wody była niższa, a stężenie pierwiastków biogennych wyższe. Podczas limnofazy w fitoplanktonie wzrastał udział drobnych zielenic kokkalnych, głównie z grupy funkcjonalnej (FG) J. W czasie potamofazy w fitoplanktonie dominowały centryczne okrzemki z FG C i D (głównie *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Actinocyclus normanii* (W. Gregory ex Greville) Hustedt i *Stephanodiscus hantzschii* Grunow in Cleve & Grunow). **Różnice ilościowe fitoplanktonu pomiędzy często zmieniającą się limno- i potamofazą były mniejsze niż początkowo zakładałam.** Brak istotnych różnic statystycznych w stężeniu chlorofilu, liczebności i biomasy pomiędzy limno- i potamofazą może mieć podłoże nie tyle w zmianach poziomu wody, co w zróżnicowanej presji pokarmowej ze strony zooplanktonu. Badania Napiórkowskiego & Napiórkowskiej (2017) wskazują na trzykrotnie wyższy udział zooplanktonu skorupiakowego w badanym zbiorniku podczas limnofazy w porównaniu z potamofazą. Ze względu na dużą dynamikę warunków hydrologicznych panujących w starorzeczu, rozwijający się tutaj fitoplankton był bardziej zmienny, niż w starorzeczach pozostających przez dłuższy czas tylko w limnofazie [III]. W starorzeczu o dużej zmienności

hydrologicznej występowało aż 16 dominujących grup funkcjonalnych fitoplanktonu, podczas gdy w starorzeczach izolowanych zaledwie kilka. Od czasu opublikowania teorii grup funkcjonalnych (Reynolds *et al.* 2002) coraz większego znaczenia nabiera wykorzystywanie tych właśnie grup, a nie poszczególnych gatunków, jako wskaźników jakości środowiska. W skład każdej grupy funkcjonalnej wchodzi zwykle kilka gatunków, tak więc bogactwo gatunkowe **potwierdza zakładaną w hipotezach wysoką różnorodność biologiczną stymulowaną przez krótkotrwałe, częste zaburzenia (IDH).**

PODSUMOWANIE

Podczas badań realizowanych w latach 2005-2010 mogłam obserwować różne warunki hydrologiczne panujące w Wiśle. Przy niskich i średnich stanach wody, zbiorniki usytuowane w dolinie były zróżnicowane pod względem kontaktu z rzeką. Wśród starorzeczy odizolowanych wykształcały się różne zespoły roślinności naczyniowej (elodeidy, pleustofity), która kształtowała specyficzne zespoły fitoplanktonu składające się głównie z miksotroficznych wiciowców. W takich izolowanych zbiornikach zbiorowiska fitoplanktonu rozwijały się w stabilnych warunkach pod wpływem konkurencji i (najprawdopodobniej) allelopatii. Fitoplankton starorzeczy odizolowanych charakteryzował się bardzo niską różnorodnością gatunkową (mierzoną jako: bogactwo gatunkowe, indeks Shannona-Weavera, eveness), a zatem nie należy traktować tych zbiorników jako centrów różnorodności biologicznej. Mimo to, starorzecza mogą być siedliskami o dużym znaczeniu z powodu występowania gatunków rzadkich lub endemicznych.

Starorzecza połączone z rzeką podlegały większemu wpływowi wody rzecznej, zbiorowiska glonów były bogatsze pod względem liczby gatunków, liczebności i biomasy w porównaniu do starorzeczy izolowanych. Zbiorniki połączone charakteryzowały się cechami typowymi dla płytkich, eutroficznych jezior mętnowodnych. Fitoplankton był podobny do fitoplanktonu Wisły (okrzemkowo-zielonicy) lub typowy dla jezior hypertroficznych z pojawiającymi się latem zakwitami sinic (*Aphanizomenon flos-aquae*). Największą różnorodnością biologiczną mierzoną wieloma parametrami (bogactwo gatunkowe, wskaźnik Shannona-Weavera, eveness, różnorodność grup funkcjonalnych) charakteryzował się fitoplankton Wisły. W porównaniu do starorzeczy jest to (eko)system najbardziej dynamiczny, stale zaburzany i najbardziej zmienny.

Zaskakująco stabilne zbiorowisko fitoplanktonu występowało w zbiorniku, który poddawany był zmiennemu oddziaływaniu limno- i potamofazy. Częste, krótkotrwałe zmiany

warunków hydrologicznych wpływały na przezroczystość wody i przewodnictwo elektrolityczne. W konsekwencji zmieniała się struktura fitoplanktonu. Podczas limnofazy zwiększał się udział zielenic w biomacie fitoplanktonu, natomiast w potamofazie większy udział miały okrzemki. Jednak, pomiędzy limno- i potamofazą nie występowały istotne statystycznie różnice w koncentracji chlorofilu, całkowitej liczebności czy całkowitej biomacie fitoplanktonu.

Bardzo interesujące i niejako zaskakujące okazały się wyniki badań fitoplanktonu w krótkim okresie po przejściu powodzi w 2010 roku. Tak gwałtowne zmiany hydrologiczne spowodowały we wszystkich badanych starorzeczach zmianę tzw. alternatywnych stanów stabilnych. W starorzeczach wcześniej izolowanych z dominującymi makrofitami („czystowodnych”) pojawiły się zakwity fitoplanktonu, natomiast w starorzeczach wcześniej połączonych z rzeką („mętnowodnych”) znikły zakwity, a na dnie rozwinęła się roślinność naczyniowa i zbiorniki przeszły w stan „czystowodny”. Jedynie sytuacja w Wiśle pozostała niezmienna, i już w ciągu dwóch miesięcy po przejściu fali powodziowej rozwój fitoplanktonu był zbliżony do tego, który notowałam przed powodzią. Powódź przyniosła także inne zmiany, chociażby pojawienie się rzadkich i jednego nowego gatunku z rodziny Volvocaceae. Gatunki te znajdowałam wcześniej sporadycznie w fitoplanktonie Wisły i jej starorzeczy, lecz w 2010 roku występowały częściej i w większych liczebnościach.

Przedstawione powyżej wyniki badań starorzeczy doliny Dolnej Wisły pozostają w zgodzie z *Flood Pulse Concept* autorstwa Junka *et al.* (1989). Badany system rzeczno-zalewowy funkcjonuje jako zintegrowany obszar, gdzie dochodzi do okresowej wymiany organizmów i przemieszania biocenoz. Jednak wyniki badań nie dostarczają argumentów potwierdzających słuszność teorii metaekosystemowej (Loreau *et al.* 2003; Massol *et al.* 2011). W moich badaniach nie stwierdziłam ujednoczenia zespołów na poziomie fitoplanktonu pod wpływem wód powodziowych. Niemniej zagadnienie to wymaga bardziej dogłębnego zbadania.

Wyniki badań zbiorowisk fitoplanktonu wskazują, że zastosowanie metody udrożniania starorzeczy (połączenia z rzeką macierzystą) zwiększyłyby ich różnorodność biologiczną. Dotychczas metodę tę zastosowano z powodzeniem w kilku starorzeczach, w celu zwiększenia bogactwa makrozoobentosu, ryb i zooplanktonu (Obolewski *et al.* 2015, 2016; Goździejewska *et al.* 2016). Udrożnione starorzecze powinno mieć charakter semi-lotyczny, tak aby doprowadzana woda rzeczna łagodnie zasilala zbiornik, a przepływ nie

powodował zniszczenia mikrosiedlisk dla rozwoju makrofitów. Oczekiwany efekt udrożnienia powinno być zwiększenie bogactwa gatunkowego i różnorodności gatunkowej fitoplanktonu.

NAJWAŻNIEJSZE OSIĄGNIĘCIA MOICH BADAŃ:

- Wykazanie negatywnego wpływu izolacji od rzeki na różnorodność biologiczną zbiorowisk fitoplanktonu w starorzeczach
- Wykazanie, że wpływ wód rzecznych może obniżać lub zwiększać różnorodność fitoplanktonu, w zależności od siły tego oddziaływania, a stopień kontaktu starorzecza z macierzystą rzeką ma wpływ na skład gatunkowy, liczebność i biomasę występującego w takim zbiorniku fitoplanktonu
- Wykazanie, że silna powódź wywołuje silny stres środowiskowy, powodujący zmianę w rozwoju roślinności makrofitowej i fitoplanktonu. Bezpośrednim efektem oddziaływania powodzi na zbiorowiska roślinne są zmiany w obrębie alternatywnych stanów stabilnych (zmiana stanu „czystowodnego” w „mętnowodny” i odwrotnie)
- Stwierdzenie, że homogenizacja środowiska po powodzi, zgodna z teorią metaekosystemu, w dolinie Wisły nie znalazła potwierdzenia
- Odkrycie nowego dla polskiej flory gatunku toczkowca *Pleodorina californica* oraz stwierdzenie występowanie trzech rzadko notowanych gatunków: *Eudorina cylindrica*, *E. illinoisensis* i *E. unicocca*
- Stwierdzenie, że różnice ilościowe fitoplanktonu w zbiorniku poddawanych częstym zmianom pomiędzy limno- i potamofazą są niewielkie, natomiast wysoka różnorodność biologiczna jest stymulowana przez krótkotrwałe, częste zaburzenia (zgodnie z teorią *Intermediate Disturbance Hypothesis*)

LITERATURA

- Angler D.G., Alvarez-Cobelas M., Rojo C., Sánchez-Carrillo S., 2010, Phytoplankton community similarity in a semiarid floodplain under contrasting hydrological connectivity regimes. *Ecological Research* 25: 513-520.
- Bąk B., Kubiak-Wójcicka K., 2017, Impact of meteorological drought on hydrological drought in Toruń (central Poland) in the period of 1971–2015. *Journal of Water and Land Development* 32 (I–III): 3-12.
- Bortolini J.C., Moresco G.A., Magro de Paula A.C., Jati S., Rodrigues L.C., 2015, Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. – *Hydrobiologia* 767 (1): 151-163.

- Bovo-Scomparin V.M., Train S., 2008, Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia*, 610, 331-344.
- Butler J., Croome R., Rees G.N., 2007, The composition and importance of the phytoneuston in two floodplain lakes in south-eastern Australia. *Hydrobiologia*. 579:135-145.
- Coleman AW., 2012, A comparative analysis of the Volvocaceae (Chlorophyta). *J Phycol.* 48(3): 491-513.
- Cyberski J., Grześ M., Gutry-Korycka M., Nachlik E., Kundzewicz, Z.W., 2006, History of floods on the River Vistula. – *Hydrological Sciences Journal* 51(5): 799-817.
- de Oliveira M.D., Calheiros D.F., 2000, Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*. 427:101-112.
- Dembowska E., Napiórkowski P., 2012, Dlaczego warto chronić starorzeczca? *Kosmos Problemy Nauk Biologicznych* 61(2): 341-349.
- Dembowska E., Głogowska B., Dąbrowski K., 2012, Dynamics of algae communities in an oxbow lake (Vistula River, Poland) *Arch. Pol. Fish.* 20: 27-37.
- Dynesius M., Nilsson C., 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the Northern Third of the World. *Science* 266: 753-762.
- Garcia de Emiliani M.O., 1997, Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia* 357 (1-3): 1-15.
- Goździejewska, A., Glińska-Lewczuk, K., Obolewski, K. Grzybowski M., Lew R., Kujawa S., Grabowska M., 2016, Effects of lateral connectivity on zooplankton community structure in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 774(1): 7-21.
- Grabowska M., Glińska-Lewczuk K., Obolewski K., Burandt P., Kobus S., Dunalska J., Kujawa R., Goździejewska A., Skrzypczak A., 2014, Effects of Hydrological and Physicochemical Factors on Phytoplankton Communities in Floodplain Lakes. *Pol. J. Environ. Stud.* 23(3): 713-725.
- Gross E.M., 2003. Allelopathy of aquatic autotrophs. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(3-4): 313-339.
- Gross E.M., Hilt S., Lombardo P., Mulderij G., 2007, Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton – state of art and open questions. *Hydrobiologia* 584: 77-88.
- Hein T., Baranyi C., Heiler G., Holarek C., Riedler P., Schiemer F., 1999, Hydrology as a major factor determining plankton development in two floodplain segments and the River Danube, Austria. *Arch. Hydrobiol. (Suppl. 115)*: 439-452.
- Hindák F., Hindáková A., 2008, Morphology and taxonomy of some rare chlorococcalean algae (Chlorophyta). *Biologia* 63/6: 781-790.
- Huszar V.L.M., Reynolds, C.S., 1997, Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian floodplain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): Responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia* 346 (1): 169-181.
- Ibañez M.-S.R., 1998, Phytoplankton composition and abundance of a central Amazonian floodplain lake. *Hydrobiologia*, 362: 79-83.

- Jezierska-Madziar M., 2005, Introduction – In: Oxbow lakes as a significant element of a river ecosystem (red.) M. Jezierska-Madziar, Agriculture Univ. of Poznań Press.
- Junk W., Bayley P.B., Sparks R.E., 1989, The flood pulse concept in river floodplain system. Canadian Special Publication of Fisheries Aquatic Sciences, 106: 110-127.
- Kordowski J., Gamrat W., Gierszewski P., Kubiak-Wójcicka K., Szmańda J.B., Tyszkowski S., Solarczyk A, 2014, Zapis procesów sedymentacji fluwialnej i biogenicznej w osadach dna Doliny Dolnej Wisły, Landform Analysis, 25: 77-93.
- Kaplan-Levy R.N., Hadas O., Summers M.L., Rücker J., Sukenik A., 2010, Akinetes: Dormant Cells of Cyanobacteria. In: Lubzens E., Cerda J., Clark M. (Eds.) Dormancy and Resistance in Harsh Environments. Topics in Current Genetics, vol 21. Springer, Berlin, Heidelberg
- Knysak P., Żelazna-Wieczorek J., 2017, Massive occurrence of the alien invasive species *Pleodorina indica* (Volvocales, Chlorophyta) in a reservoir located in urban areas of Central Poland. Oceanological and Hydrobiological Studies 46: 116-122.
- Kosiba J., Krztoń W., Wilk-Woźniak E., 2017, Effect of microcystins on proto- and metazooplankton is more evident in artificial than in natural waterbodies Microbial Ecology DOI 10.1007/s00248-017-1058-z
- Krasznai E., Borics G., Várbíró G., Abonyi A., Padisák J., Deák C., Tóthmérész B., 2010, Characteristics of the pelagic phytoplankton in shallow oxbows. Hydrobiologia 639: 173-184.
- Kubiak-Wójcicka, K., 2003, Changes in the area of ox-bow lakes near Toruń, based on cartographic sources. Limnological Review 3: 127-133.
- Lau S., Lane S., 2002, Nutrient and grazing factors in relation to phytoplankton level in a eutrophic shallow lake: The effect of low macrophyte abundance. Water Research 36(14): 3593-3601.
- Ligeza S., Wilk-Woźniak E., 2011, The occurrence of a *Euglena pascheri* and *Lepocinclis ovum* bloom in an oxbow lake in southern Poland under extreme environmental conditions. Ecological Indicators 11: 925-929.
- Loreau M., Mouquet N., Holt R.D., 2003, Meta-ecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. Ecology Letters 6: 673–679.
- Makowski J., 1998, Wały przeciwpowodziowe dolnej Wisły, historyczne kształtowanie, obecny stan i zachowanie w czasie znacznych wezbrań. Część druga: odcinek od Torunia do Białej Góry. Wydawnictwo Instytutu Budownictwa Wodnego PAN, Biblioteka Naukowa Hydrotechnika, Gdańsk, 469 p.
- Massol F., Gravel D., Mouquet N., Cadotte M.W., Fukami T., Leibold M.A., 2011, Linking community and ecosystem dynamics through spatial ecology. Ecology Letters 14: 313-323.
- Mihaljević M., Stević F., Horvatić J., Hackenberger Kutuzović B., 2009, Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (Kopački Rit Nature Park, Croatia). Hydrobiologia, 618: 77-88.

- Mihaljević M., Špoljarić D., Stević F., Cvijanović V., Hackenberger Kutuzović B., 2010, The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: shift to a clear state. *Limnologica*, 40: 260-268.
- Mihaljević M., Pfeiffer T.Ž., Stević F., Špoljarić D., 2013, Dynamics of phytoplankton and periphytic algae in a Danubian floodplain lake: a comparative study under altered hydrological conditions. *Fresenius Environ. Bull.* 22: 2516-2523.
- Mulderij G., Van Nes E.H., Van Donk E., 2007, Macrophyte-phytoplankton interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors. *Ecological Modelling* 204 (1-2): 85-92.
- Mur L.R., Skulberg O.M., Utkilen H., 1999. Cyanobacteria in the environment. W: Chorus I. and Bartram J. (red.), *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, E&FN Spon on behalf of WHO, London, 15-40.
- Nabout J.C., Nogueira I.S., Oliveira L.G., 2006, Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research* 28(2): 181-193.
- Napiórkowski P., Napiórkowska T., 2014, The impact of catastrophic flooding on zooplankton. *Pol. J. Environ. Stud.* 23: 409-417.
- Napiórkowski P., Napiórkowska T., 2017, Limnophase versus potamophase: how hydrological connectivity affects the zooplankton community in an oxbow lake (Vistula River, Poland) *Annales de Limnologie-international journal of limnology* 53: 147-151.
- Neiff J.J. 1996, Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 167-180.
- Nozaki H., Kuroiwa T., 1992, Ultrastructure of the extracellular matrix and taxonomy of *Eudorina*, *Pleodorina* and *Yamagishiella* gen. nov. (Volvocaceae, Chlorophyta). *Phycologia* 31(6): 529-541.
- Nozaki H., Ott F.D., Coleman A.W., 2006, Morphology, molecular phylogeny and taxonomy of two new species of *Pleodorina* (Volvoceae, Chlorophyceae). *J Phycol.* 42(5):1072-1080.
- Obolewski K., Glińska-Lewczuk K., Ożgo M., Astel A., 2015, Connectivity restoration of floodplain lakes: an assessment based on macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 774 (1): 23-37.
- Obolewski K., Glińska-Lewczuk K., Burandt P., Kobus S., Strzelczak A., Timofte C., 2016, Response of the fish community to oxbow lake restoration in a low-gradient river floodplain. *Environmental Engineering and Management Journal* 15 (6): 1269-1279.
- Okogwu O.I., Ugwumba A.O., 2012, Response of phytoplankton functional groups to fluctuating water level in two shallow floodplain lakes in Cross River, Nigeria *Inland Waters* 2: 37-46.
- Paidere J., Gruberts D., Škute A., Druvietis I., 2007, Impact of two different flood pulses on planktonic communities of the largest floodplain lakes of the Daugava River (Latvia). *Hydrobiologia* 592: 303-314.

- Pasztaleniec A., Karpowicz M., Strzałek M., 2013, The influence of habitat conditions on the plankton in the Białe oxbow lake (Nadbużański Landscape Park). *Limnological Review* 13(1): 43-50.
- Pasztaleniec A., Poniewozik M., 2013, The impact of free-floating plant cover on phytoplankton assemblages of oxbow lakes (The Bug River Valley, Poland). *Biologia* 68/1: 18-29.
- Pithart D., Pichlová R., Bílý M., Hrbáček J., Novitná K., Pechar L., 2007, Spatial and temporal diversity of small shallow waters in river Lužnice floodplain. *Hydrobiologia* 584: 265-275.
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S., 2002, Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Reynolds C.S., Padisák J., Sommer U., 1993, Intermediate disturbances in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia* 249: 183-188.
- Řezáčová M., Neustupa J., Šejnohová L., 2004, Five species of *Mallomonas* (Synurophyceae) new to the algal flora of the Czech Republic. *Preslia* 76: 175-181.
- Scheffer M., Jeppesen E., 1998. Alternative stable state. W: Scheffer M. (red.) *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, 357 p.
- Schemel L.E., Sommer T.R., Müller-Solger A.B., Harrell W.C., 2004, Hydrologic variability, water chemistry, and phytoplankton biomass in a large floodplain of the Sacramento River, CA, U.S.A. *Hydrobiologia* 513:129-139.
- Schmidt A., Fehér G., Padisák J., 2003, Some rare green algae occurring in the Danube river and its dead- and side-branches in Southern Hungary. *Biologia* 58(4): 475-481.
- Sevindik T.O., Tunca H., Önem B., Tamer S.A., 2014, Temporal fluctuations of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake (North Mollaköy Lake) of the Sakarya River (Northern Turkey). *Oceanological and Hydrobiological Studies* 43(4): 381-392.
- Souza P.O., Ferreira L.R., Pires N.R.X., Filho P.J.S., Duarte F.A., Pereira C.M.P., Mesko M.F., 2012, Algae of economic importance that accumulate cadmium and lead: A review. *Brazilian Journal of Pharmacognosy* 22(4): 825-837.
- Starmach K., Wróbel S., Pasternak K., 1976, *Hydrobiologia, limnologia*. PWN, Warszawa.
- Stević F., Mihaljević M., Špoljarić D., 2013, Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. *Hydrobiologia* 709: 143-158.
- Townsend S., 2006, Hydraulic phases, persistent stratification, and phytoplankton in a tropical floodplain lake (Mary River, Northern Australia). *Hydrobiologia* 556:163-179.
- Train S., Rodrigues L.C., 1998, Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361: 125-134.
- Van Geest G.J., Coops H., Roijackers R.M.M., Buijse A.D., Scheffer M., 2005, Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuation in floodplain lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 251-260.

- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980, The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1983, The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: Fontaine T.D., Bartell S.M. (Eds.). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan USA. s. 347-356.
- Ward J.V., Tockner K., 2001, Biodiversity: Towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biol.* 46: 807-819.
- Wetzel R., 2001, *Limnology: Lake and River Ecosystems*, Academic Press, San Diego, 1006 p.
- Wilk-Woźniak E., Ligęza S., 2005, Flora glonów zbiorników wodnych na starorzeczach Wisły. Różnice wynikające ze sposobu zagospodarowania i funkcjonowania zbiorników. In: Jezierska-Madziar M. (Ed.) *Starorzecza jako istotny element ekosystemu rzecznoego*. Wyd. Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu. 167 p.
- Wilk-Woźniak E., Ligęza S., Shubert E., 2014, Effect of Water Quality on Phytoplankton Structure in Oxbow Lakes under Anthropogenic and Non-anthropogenic Impacts. *CLEAN - Soil Air Water* 42(4):421-427.
- Wojciechowska W., Pasztaleniec A., Solis M., 2007, Diversity and dynamics of phytoplankton in floodplain lakes (Bug River, eastern Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies* 36: 199-208.
- Wojciechowska W., Pasztaleniec A., Solis M., Poniewozik M., 2006, Różnorodność biologiczna glonów pro- i eukariotycznych w jeziorach rzecznych. W: Wojciechowska W. (red.) *Jeziora rzeczne doliny Środkowego Bugu. Różnorodność biologiczna i krajobrazowa*. Wyd. KUL Lublin 117 p.
- Wojciechowska W., Pasztaleniec A., Solis M., Turczyński M., Dawidek J., 2005, Phytoplankton of two river lakes in relation to flooding period (River Bug, eastern Poland). *Pol. J. Ecol.* 53(3): 419-425.
- Zalocar de Domitrovic Y., 2003, Effect of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Paraná River floodplain (Argentina). *Hydrobiologia* 510: 175-193.
- Znachor P., Jezberová J., 2005, The occurrence of a bloom-forming green alga *Pleodorina indica* (Volvocales) in the downstream reach of the River Malse (Czech Republic). *Hydrobiologia*. 541(1): 221-228.
- Żmudziński L., Kornijów R., Bolałek J., Górniak A., Olańczuk-Neyman K., Pęczalska A., Korzeniowski K., 2002, *Słownik Hydrobiologiczny, Terminy pojęcia interpretacje*. PWN, Warszawa.

5. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO-BADAWCZYCH

DZIAŁALNOŚĆ PRZED UZYSKANIEM STOPNIA DOKTORA

W latach 1989-1994 studiowałam biologię na wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu. Po trzecim roku studiów obrałam specjalizację

biologia środowiskowa i wybrałam Zakład Hydrobiologii jako jednostkę do realizacji pracy magisterskiej. W lipcu 1992 roku odbyłam miesięczną praktykę terenową w Stacji Limnologicznej UMK w Iławie i pod opieką dr. Wojciecha Zawislaka prowadziłam badania zooplanktonu jeziora Jeziorak. Zagadnienia związane z moją pracą magisterską dotyczyły oceny struktury taksonomicznej i ilościowej oraz produktywności fitoplanktonu Jeziora Gościąż. Zbiornik ten był w latach osiemdziesiątych i dziewięćdziesiątych obiektem wielu szeroko zakrojonych badań paleolimnologicznych, hydromorfologicznych i hydrobiologicznych. Powodem tego zainteresowania była dobrze zachowana laminacja osadów dennych. Pracę magisterską pt. „Fitoplankton Jeziora Gościąż” realizowałam pod kierunkiem prof. dr. hab. Andrzeja Gizińskiego, natomiast bezpośrednią opiekę sprawowała dr Marta Luścińska. Recenzentem był prof. dr hab. Marian Rejewski. W czerwcu 1994 roku odbyła się obrona mojej pracy. Studia ukończyłam z wynikiem bardzo dobrym. Niektóre wyniki badań prowadzonych w czasie realizacji pracy magisterskiej zostały zacytowane w monografii „Lake Gościąż, central Poland, A monographic study” 1997, red. Ralska-Jasiewiczowa M., Goslar T., Madeyska T., Starkel L., W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, na stronach 52-53. W 2005 roku opublikowałam wyniki badań fitoplanktonu jeziora Gościąż w pracy: Dembowska E., 2005, The phytoplankton of the lake Gościąż (Fitoplankton jeziora Gościąż) *AUNC Limnol. Pap.* XXIV 45-59 (Zał. 3a, pkt II, D7).

Po ukończeniu studiów, w 1994 roku zostałam zatrudniona na stanowisku asystenta w Zakładzie Hydrobiologii UMK, gdzie pod kierunkiem prof. dr. hab. Andrzeja Gizińskiego, od momentu zatrudnienia do zakończenia pracy doktorskiej, prowadziłam badania fitoplanktonu dolnego odcinka Wisły, ze szczególnym uwzględnieniem Zbiornika Włocławskiego.

W tym czasie badania były finansowane z grantów: KBN (No. 6 PO4 F 007 13) i UMK (402-B/1996, 350-B/1997), w których uczestniczyłam jako wykonawca (Zał. 3a, pkt II, I2 – I4). W 1996 roku nawiązałam współpracę z mgr Małgorzatą Tarczyńską z Katedry Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego. Badania fitoplanktonu Zbiornika Włocławskiego w 1996 roku były częściowo finansowane ze środków Uniwersytetu Łódzkiego dzięki umowie, która została zawarta pomiędzy oboma uniwersytetami (Zał. 3a, pkt II, I1). W 1997 roku otrzymałam grant KBN (No. 6 PO4 G 048 12) *Ekologia fitoplanktonu dolnej Wisły na odcinku Płock-Toruń* (Zał. 3a, pkt II, I5).

Prowadzone przeze mnie badania obejmowały:

1. Poznanie składu jakościowego fitoplanktonu Zbiornika Włocławskiego i odcinka dolnej Wisły poniżej zapory od Włocławka do Torunia, ocenę ilościową (liczebność i biomasa) zbiorowisk fitoplanktonu Zbiornika Włocławskiego (zmiany ilościowe pod wpływem spowolnienia przepływu wody w zbiorniku w porównaniu do rzeki swobodnie płynącej oraz ocenę ilościową fitoplanktonu jako bazy pokarmowej zooplanktonu).
2. Analizę czynników fizyczno-chemicznych mogących oddziaływać na rozwój określonego typu zbiorowiska fitoplanktonowego, a zwłaszcza ocenę wpływu podpiętrzenia rzeki na zmiany struktury fitoplanktonu w Wiśle poniżej zapory.

Ponadto, w badaniach prowadzonych we współpracy z mgr Tarczyńską celem było intensywne monitorowanie (próby pobierałam z częstotliwością co 7 dni) rozwoju fitoplanktonu i śledzenie ew. pojawiania się zakwitów sinicowych. Pobierany przeze mnie materiał służył również do oceny stopnia toksyczności występujących w Zbiorniku Włocławskim sinic. Badania sinic wykazały, że w tak silnie reolimnicznym zbiorniku dynamika wody utrudnia powstawanie zakwitów, a fitoplankton składa się głównie z taksonów tolerujących szybki przepływ, tj. okrzemek centrycznych, a przy wyższych temperaturach także zielenic kokkalnych. Wyniki tej części badań opublikowałam w 2002 roku (Zał. 3a, pkt II, D4).

Z badań fitoplanktonu Zbiornika Włocławskiego płyną następujące wnioski:

- Badania składu gatunkowego wykazały bardzo wysoką liczbę taksonów w porównaniu z innymi zbiornikami zaporowymi.
- Okrzemki i zielenice kokkalne są podstawowym składnikiem zbiorowiska fitoplanktonowego Zbiornika Włocławskiego.
- Na podstawie badań ilościowych stwierdzono dość wysoką średnią liczebność fitoplanktonu $6,5 \cdot 10^6 \text{ ind.dm}^{-3}$ i najwyższą w Polsce średnią biomasa $14,2 \text{ mg dm}^{-3}$.
- W Zbiorniku Włocławskim (pomiędzy stanowiskiem Płock i stanowiskiem Dobiegniewo-nurt) następuje spadek ilości (liczebności i biomasy) glonów średnio o 85%, co jest skutkiem spowolnienia prędkości prądu wody i przyspieszonej sedymentacji gatunków rzecznych, takich jak *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Fragilaria crotonensis* Kitton.

- W Zbiorniku Włocławskim kryptofity i sinice miały większy udział w fitoplanktonie, niż na stanowiskach „rzecznych” powyżej zbiornika, ale sytuacje takie zdarzały się rzadko i były związane z niskimi stanami wody i niewielkim natężeniem przepływu.
- Rola fitoplanktonu w tworzeniu autochtonicznej materii organicznej badanego zbiornika była niewielka, udział w sestonie ogólnym średnio wynosił zaledwie 3% (maksymalnie 20%).
- Udział N i P pochodzącego z komórek fitoplanktonu był niewielki, jednak z powodu ogromnej sedymentacji glonów, ich rola w kumulacji azotu i fosforu w zbiorniku okazała się zaskakująco wysoka. Kumulacja „fitoplanktonowego” azotu sięgała 70%, a fosforu 20% całkowitej kumulacji
- Fitoplankton nie stanowił bazy pokarmowej dla zooplanktonu. Prawdopodobnie głównym pokarmem zooplanktonu w Wiśle i Zbiorniku Włocławskim jest sestonowa materia organiczna, stanowiąca nawet 50% zawiesiny.

W roku 2000 brałam udział w Polish-Swiss Summer School in Environmental Natural Sciences *Anthropogenic transformation and management of the lower Vistula river basin and its interface with the Baltic Sea on Gdańsk area (Poland)*. Szkoła Letnia była zorganizowana dla studentów Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu, Uniwersytetu w Genewie oraz Uniwersytetu w Lozannie. W ramach prowadzonych podczas szkoły zajęć wygłosiłam wykład „Phytoplankton of the lower Vistula River” (Zał. 3a, pkt III, A1).

DZIAŁALNOŚĆ PO UZYSKANIU STOPNIA DOKTORA

Stopień doktora nauk biologicznych otrzymałam w czerwcu 2002 roku, a w kwietniu 2005 roku zostałam mianowana na stanowisko adiunkta. W tym czasie moje zainteresowania naukowe zaczęły koncentrować się nad zagadnieniem interakcji pomiędzy makrofitami i fitoplanktonem w płytkich jeziorach. W okresie 2003-2005 prowadziłam badania nad zmianami alternatywnych stanów stabilnych w jeziorach Pojezierza Iławskiego. Pierwsze wyniki tych badań były przedstawione na posterze podczas Zjazdu Hydrobiologów Polskich w Toruniu w 2006 roku, a później opublikowane w 2 artykułach (Zał. 3a, pkt. III B19; pkt. II D9, D11). W ostatnim czasie przygotowałam (wspólnie z pracownikami z Zakładu Hydrobiologii) manuskrypt przedstawiający wczesne symptomy zmiany stanu „czystowodnego” (z dominacją makrofitów) w „mętnowodny” (z dominacją fitoplanktonu) w Jeziorze Zielonym. Badania z lat 2002-2003 zostały powtórzone po 10 latach, gdy stan

„mętnowodny” został utrwalony. Praca ta została opublikowana w 2018 roku w czasopiśmie *Environmental Monitoring and Assessment* (Zał. 3a, pkt. II A8).

Od 2005 roku rozpoczęłam badania starorzeczy doliny Dolnej Wisły w okolicach Torunia. Badania te zostały opublikowane w czasopismach polskich z listy B oraz w czasopismach indeksowanych przez *Thomson Reuters* i stanowią podstawę mojej rozprawy habilitacyjnej (Zał. 3a, pkt I, B1-B5). Badania fitoplanktonu starorzeczy prowadziłam głównie pod kątem oceny różnych stanów hydrologicznych na rozwój tego zgrupowania. Obserwowane i udokumentowane zmiany klimatyczne na naszym globie wiążą się pośrednio także z poważnymi zaburzeniami hydrologicznymi. W konsekwencji z większą częstotliwością i intensywnością pojawiają się zjawiska ekstremalne: niżówki jak i gwałtowne powodzie. W krótkim kilkuletnim okresie moich badań miałam okazję analizować wpływ niskich stanów wody jak też wyjątkowo intensywnej powodzi (z 2010 roku) na fitoplankton. Moje badania prowadziłam razem z dr. Napiórkowskim, który badał zooplankton. Dzięki temu mogliśmy przeanalizować dodatkowo relacje biocenotyczne w obrębie planktonu.

W ostatnich latach w Polsce prowadzone były intensywne badania skutkujące opracowaniem indeksów do oceny stanu ekologicznego jezior i rzek. Postanowiłam przetestować te wskaźniki, wykorzystując je w swoich badaniach. Przeprowadziłam ocenę jeziora Jeziorak w ujęciu horyzontalnym, co potwierdziło moje przypuszczenia, że duże akweny, o zróżnicowanej morfometrii mogą charakteryzować się zróżnicowanym stanem ekologicznym w różnych częściach zbiornika. Dokonałam ponadto porównania polskiego indeksu PMPL (wówczas jeszcze opracowywanego przez prof. dr hab. A. Hutorowicza i dr A. Pasztaleniec) z węgierskim indeksem Q (autorstwa prof. J. Padisák). Okazało się, że indeks Q zawiera istotną wadę, ponieważ nie uwzględnia sinic nitkowatych z grupy *Oscillatoriales* (np. *Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann) Komárek, *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert). W wielu płytkich, eutroficznych, silnie mieszanych jeziorach sinice te często są głównymi producentami biomasy w planktonie. W takich jeziorach nieuwzględnienie tych gatunków może prowadzić do uzyskania błędnej oceny stanu ekologicznego (Zał. 3a, pkt II, A4). Porównałam także stan ekologiczny jeziora Jeziorak w okresie intensywnej presji turystycznej z okresem poza sezonem turystycznym. Spodziewałam się istotnych różnic, których przyczyna powinna być związana z większym obciążeniem jeziora zanieczyszczeniami w okresie letnim, ale także powinny wynikać z naturalnych zmian fenologicznych (niższe biomasy fitoplanktonu wiosną czy w czasie jesiennej miksji). Jednak takich różnic nie

stwierdziłam (Zał. 3a, pkt II, A3). W innej pracy (Zał. 3a, pkt II, D16) poddałam pod wątpliwość słuszność wyboru jedynie dużych jezior do oceny stanu ekologicznego. Zrozumiałe są względy praktyczne, które ograniczają Państwowy Monitoring Środowiska (PMS) do 1051 jezior. Należy jednak, w mojej ocenie, badać także te mniejsze zbiorniki, które wykorzystywane są przez lokalne społeczności np. do celów rekreacyjnych. Zła jakość wód może być groźna dla zdrowia użytkowników tych akwenów.

W trakcie prowadzonych badań fitoplanktonu w różnych ekosystemach wodnych, zwróciłam uwagę na problem pojawiania się obcych gatunków dla rodzimej flory. Pierwszy znaleziony (po raz pierwszy w Polsce) przeze mnie obcy gatunek to bruzdnica *Peridiniopsis kevei* Grigorszky & Vasas, występująca w wodach dolnej Wisły i Zbiornika Włocławskiego (Zał. 3a, pkt III, B18). Wcześniej gatunek ten nie był notowany w polskich wodach. Gatunek ten został zidentyfikowany przez dr. Pawła Owsianego (Zakład Hydrobiologii, obecnie Zamiejscowy Ośrodek Dydaktyczny w Pile Uniwersytetu Adama Mickiewicza w Poznaniu). Okresowo współpracuję z dr. Pawłem Owsianym, z którym konsultuję zebrane okazy dinoflagellata. Inny gatunek, który został przeze mnie stwierdzony po raz pierwszy w Polsce to *Pleodorina californica*. Jej występowanie i znaczenie w środowisku opisałam w pierwszej części autoreferatu. W badaniach z ostatnich lat (materiały niepublikowane) ciekawym zagadnieniem jest masowy rozwój (mający charakter inwazji) obcej dla polskich wód rośliny naczyniowej *Elodea nuttallii* (Planch.) St John (Zał. 3a, pkt III, B28). W tym przypadku, podjęłam współpracę z dr. Dariuszem Kamińskim (Katedra Geobotaniki i Planowania Krajobrazu UMK). Planujemy w najbliższym czasie opublikowanie materiału zebranego w latach 2013-2015, pod kątem oddziaływania inwazji *E. nuttallii* na fitoplankton.

W latach 2008 i 2010 uczestniczyłam w dwóch wyprawach naukowych na wyspę Bornholm w ramach współpracy Natur Bornholm z Polskim Towarzystwem Fykologicznym. Dalszym etapem wypraw były prace studyjne nad oznaczeniem zebranego materiału. Ścisłe współpracowałam przy tym zadaniu z dr. Martą Luścińską, (obecnie pracownikiem emerytowanym Zakładu Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody UMK). Pierwszym efektem naszych badań była wystawa plakatów dokumentujących prace terenowe i laboratoryjne. Wystawa gościła na wszystkich uniwersytetach, z których pochodzili członkowie wyprawy, a następnie była eksponowana w NaturBornholm Museum (Aakirkeby, Dania). Obecnie przygotowywana jest monografia na temat różnorodności fykologicznej wyspy.

Od 2006 roku aktywnie współpracuję z pracownikami Katedry Hydrologii i Gospodarowania Wodą UMK (dr. hab. Włodzimierzem Marszelewskim, dr Katarzyną Kubiak-Wójcicką i dr. Adamem Solarczykiem). Efekty dotychczasowej współpracy to: opracowanie materiału ze zbiorników pokopalnianych w okolicach Turku (Zał. 3a, pkt. II A5), badania terenowe i opracowanie materiałowe kilku starorzeczy okolic Torunia, współpraca badawcza na obszarze jezior zlewni Strugi Toruńskiej (Zał.3a, pkt. III B11, B12, B32).

W roku 2016 nawiązałam współpracę z dr hab. Agatą Wojtał (Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie) w celu zweryfikowania opracowanego i udokumentowanego przeze mnie fotograficznie materiału okrzemkowego Wisły (w przygotowaniu atlas okrzemek dolnej Wisły). Materiał ten kolekcjonowałam od najwcześniejszych badań wód Wisły, tj. od 1994 roku i kolekcjonuję nadal. Przygotowywana publikacja byłaby cenną pomocą dla osób zajmujących się oceną stanu środowiska wodnego (w szczególności rzek) oraz pomocą dydaktyczną dla studentów kierunków biologia i ochrona środowiska.

W 2016 roku podjęłam także współpracę z dr Marzenną Wiśniewską z Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy, z którą przygotowujemy publikacje naukowe dotyczące fitoplanktonu Jeziora Charzykowskiego (Zał. 3a, pkt. II A6, pkt. III B34).

Aktywnie uczestniczę w konferencjach naukowych i sympozjach towarzystw naukowych o zasięgu krajowym i międzynarodowym. Brałam udział w 20 takich spotkaniach, z których 11 miało rangę konferencji krajowych, a 9 międzynarodowych. Wyniki swoich badań przedstawiałam w formie 22 posterów i 12 referatów. Spośród wystąpień konferencyjnych połowa (17) została wygłoszona języku angielskim (Zał. 3a, pkt. III B1, B4-6, B10, B17-18, B22-27, B29-31, B33-34). Jeden z referatów był wygłoszony na zaproszenie organizatorów konferencji, jako plenarny (jestem współautorką tego referatu), a pięć referatów wygłosiłam osobiście (Zał. 3a, pkt. II K1-K5).

W moim dorobku naukowym, wraz z jednotematycznym cyklem publikacji stanowiących rozprawę habilitacyjną, znajdują się **62** publikacje naukowe i doniesienia konferencyjne. Wśród tych prac występuje 29 artykułów, w tym 13 oryginalnych prac opublikowanych w czasopiśmie indeksowanym przez *Thomson Reuters (JCR)*, a 16 prac (w tym jedna przeglądowa) znajduje się na liście B MNiSW.

Spośród 13 publikacji znajdujących się na liście *JCR* w 10 jestem pierwszym autorem (5 publikacji jest wyłącznie mojego autorstwa), a w 8 jestem autorem korespondencyjnym.

Sumaryczna **liczba punktów MNiSW** za te prace, zgodnie z rokiem opublikowania, wynosi **360**, natomiast sumaryczny **Impact Factor** wynosi **17,520**.

Od początku mojego zatrudnienia podnoszę swoje kwalifikacje poprzez udział w konsultacjach naukowych, kursach i studiach podyplomowych. Odbylałam szkolenie z oznaczania barwników fotosyntetycznych (1996 r.). W 1998 roku konsultowałam swoje wyniki badań z prof. dr hab. Haliną Bucką (w zakresie ekologii fitoplanktonu zbiorników zaporowych). W latach 1999-2001, 2004-2005 oraz 2013 uczestniczyłam w tygodniowych szkołach letnich organizowanych przez prof. dr hab. Lubomirę Burchardt. Każdego roku tematyka szkoły poświęcona była innej grupie glonów, uczestniczyłam w szkoleniach z oznaczania okrzemek, euglenin, zielenic, desmидii oraz pikoplanktonu pod kierunkiem światowej klasy specjalistów, m. in. prof. J. Komárka, prof. F. Hindáka, prof. H. Lange-Bertalota, prof. H. Marshalla. W 2009 roku brałam udział w szkoleniu z oznaczania sinic i toksyn produkowanych przez tę grupę organizmów, organizowanym przez Laboratorium Toksycznych Sinic Zakładu Biologii i Ekologii Morza Uniwersytetu Gdańskiego. W 2014 roku uczestniczyłam w szkoleniu z zakresu obsługi oprogramowania platformy GIS – MapInfo Professional 11.5, a w latach 2014-2015 odbyłam dwa etapy kursu doszkalającego w zakresie języka angielskiego dla celów akademickich w ramach programu „Wzrost”. W latach 2015/2016 ukończyłam dwusemestralne studia podyplomowe Menedżer Projektu Badawczo-Rozwojowego w Wyższej Szkole Bankowej w Toruniu (Zał. 3a, pkt III, L1-L12).

W ramach mojej działalności naukowej mieści się także recenzowanie publikacji w czasopismach międzynarodowych i krajowych. Dotychczas wykonałam 15 recenzji, w tym 12 artykułów w czasopismach indeksowanych w *JCR* oraz 3 dla czasopism umieszczonych na liście B MNiSW (Zał. 3a, pkt III, P1-P11).

Brałam udział w wykonaniu 16 opinii/opracowań/expertyz (Zał. 3a, pkt III, M1-M16). Mój udział polegał na oznaczeniu składu taksonomicznego i biomasy, opracowaniu indeksów jakości wody oraz zinterpretowaniu uzyskanych wyników dotyczących fitoplanktonu, fitobentosu, a w jednym opracowaniu liczebności i biomasy pierwotniaków heterotroficznych. Dotychczas współpracowałam z firmami takimi jak: Eu Ro Pol Gaz S.A. w Warszawie, Janikowskimi Zakładami Sodowymi Janikosoda S.A. i Inowrocławskimi Zakładami Sodowymi Soda-Mątwy S.A. (obecnie Zakładami Sodowymi Ciech S.A), Prote-Technologie dla Środowiska sp. z o. o. Poznań, Centrum Działalności Inżynierskiej In Simp Sp. k. Poznań, Kopalnią Węgla Brunatnego „ADAMÓW” S.A. w Turku, ECO-ANALYSE

Biurem Analiz Środowiska w Toruniu, GOBIO-Usługi Przyrodnicze Michał Mięsikowski w Toruniu, Ansee consulting Michał Jaśkiewicz, Wrocław. Wykonywałam także opinię jako biegły sądowy *ad hoc* dla Prokuratury Rejonowej w Radziejowie. Warto podkreślić, że niektóre wyniki badań były publikowane, np. Marszelewski *et al.* (2017) w czasopiśmie *Mine Water Environ* (IF₂₀₁₆=1,278, 15 pkt. MNiSW) (Zał. 3a, pkt. II A5).

W trakcie mojej pracy sprawowałam bezpośrednią opiekę naukową podczas realizacji 26 prac magisterskich (Zał. 3a, pkt III, J1-J26) oraz 7 licencjackich (Zał. 3a, pkt III, J1'-J7'). Tematyka prac zawsze była związana z aktualną problematyką moich badań. Wszystkie prace magisterskie były pracami badawczymi, natomiast prace licencjackie to prace teoretyczne - oparte o przegląd aktualnej literatury. Warto podkreślić, że wyniki uzyskane podczas realizacji niektórych prac magisterskich były publikowane (Zał. 3a, pkt. II, A3, A4, D10, D12, D14, D16).

Ponadto biorę udział w recenzowaniu prac licencjackich o tematyce hydrobiologicznej (Zał. 3a, pkt III Q2).

Prowadziłam liczne zajęcia dydaktyczne w formie wykładów, ćwiczeń, zajęć laboratoryjnych oraz zajęć terenowych dla studentów kierunków: Biologia, Ochrona środowiska oraz Biologia sądowa. Prowadzone przeze mnie przedmioty to m. in.: Algologia, Bioindykacja środowisk wodnych, Ekologia ekosystemów wodnych, Ekologia i ochrona mórz, Ekologia rzek i zbiorników zaporowych, Ekologiczne skutki regulacji cieków, Fitocenotyczna waloryzacja wód, Funkcjonowanie drobnych zbiorników w ekosystemie, Hydrobiologia, Hydrobotanika, Identyfikacja niebezpiecznych gatunków glonów, Ochrona i rekultywacja jezior, Plankton i bentos w typologii siedlisk wodnych – znaczenie w ekspertyzach sądowych, Pracownia dyplomowa, Pracownia specjalizacyjna, Pracownia magisterska, Toksykologia środowisk wodnych, Zasady gospodarowania wodami śródlądowymi (Zał. 3a, pkt III, I1-I3).

Aktywnie uczestniczę w działalności organizacyjnej na rzecz towarzystw naukowych oraz uczelni na której pracuję. Byłam członkiem komitetów organizacyjnych: Międzynarodowej Szkoły Letniej dla studentów Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu, Uniwersytetu w Genewie oraz Uniwersytetu w Lozannie, a także trzech konferencji naukowych (Zał. 3a, pkt III, C1-C4). Uczestniczyłam w wielu imprezach popularyzujących naukę, organizowanych przez Uniwersytet Mikołaja Kopernika oraz Wydział BiOŚ UMK, m. in. w 5 edycjach Toruńskiego Festiwalu Nauki i Sztuki, w trzech imprezach w ramach Nocy Biologów, w warsztatach podczas Fascynującego Dnia Roślin oraz dwukrotnie w Dniu

Otwartym WBiOŚ. Uczestniczyłam wielokrotnie w Szkołach Letnich w stacji terenowej w Iławie, podczas których realizowałam autorskie zajęcia nauczania biologii dla uczniów liceów ogólnokształcących z Malborka i Gorzowa Wielkopolskiego. Brałam udział w organizacji (także jako współautor wyników) wystawy przyrodniczej pt. Glony wyspy Bornholm. W latach 2011 i 2012 brałam udział w letnich obozach Sekcji Hydrobiologicznej Studenckiego Koła Naukowego Biologów UMK w Stacji Limnologicznej w Iławie, podczas których prowadziłam zajęcia terenowe i laboratoryjne dotyczące badań hydrobiologicznych (Zał. 3a, pkt III, II'-I8')

Aktywnie działałam w towarzystwach naukowych poprzez regularne uczestnictwo w zjazdach i sympozjach naukowych. W latach 1999-2006 byłam członkiem Polskiego Towarzystwa Botanicznego. W roku 2006 członkowie Sekcji Fykologicznej PTB podjęli uchwałę o powołaniu Polskiego Towarzystwa Fykologicznego. Od tego momentu (byłam w gronie współzałożycieli) jestem aktywnym członkiem PTF, a w maju 2017 roku zostałam wybrana na członka Głównej Komisji Rewizyjnej Towarzystwa. Jestem również członkiem Polskiego Towarzystwa Hydrobiologicznego w którym pełnię funkcję skarbnika oddziału toruńskiego (Zał. 3a, pkt III, H1-H3).

PLANY BADAWCZE

Po zakończeniu postępowania habilitacyjnego zamierzam dokonać rewizji taksonomicznej Volvocaceae (szczególnie *Pleodorina* i *Yamagishiella*). W tym celu planuję przeprowadzenie badań genetycznych (we współpracy z dr hab. Adrianą Szmidt-Jaworską, Katedra Fizjologii Roślin i Biotechnologii UMK). Po drugie, niezmiernie interesujący wydaje się problem inwazji *Elodea nuttallii* i jej oddziaływania na rozwój fitoplanktonu, w tym ograniczenie zakwitów sinic. Badania przeprowadzone w latach 2007-2009 (przed inwazją, gdy notowałam coroczne długotrwałe zakwity wody, a fitoplankton zdominowany był przez *Aphanizomenon flos-aquae*) i 2013-2015 (w czasie inwazji, gdy zakwity zanikły) będą wkrótce opublikowane, jednak planuję dalsze obserwacje tego zjawiska oraz bardziej szczegółowe badania środowiskowe i eksperymenty laboratoryjne z wykorzystaniem *Elodea nuttallii*.

Ewa Demborska