

**Uniwersytet Kazimierza Wielkiego w Bydgoszczy**



**mgr Monika Magdalena Szymańska – Walkiewicz**

Wpływ różnych stresorów na hydrobionty w ujęciu  
zdrowia ekosystemów

Rozprawa doktorska wykonana w Katedrze Hydrobiologii

opieka naukowa:

dr hab. Krystian Obolewski, prof. uczelni

Bydgoszcz, 2023

*Chciałabym podziękować mojemu promotorowi Profesorowi Krystianowi  
Obolewskiemu za poświęcony mi czas, cenne sugestie, zaangażowanie  
i merytoryczną opiekę podczas pisania rozprawy doktorskiej.*

*Pragnę wyrazić wdzięczność moim Koleżankom i Kolegom z Katedry Hydrobiologii  
oraz Katedry Rewitalizacji Dróg Wodnych UKW za cenne wskazówki  
oraz ogromne wsparcie podczas powstawania pracy.*

*Podziękowania kieruję również do moich najbliższych,  
Wasza miłość dała mi siłę w trudnych momentach.  
Szczególne podziękowania należą się mojemu Mężowi Bartłomiejowi,  
pokłady cierpliwości mieszczące się w Twoim sercu są nieograniczone.*

## **SPIS TREŚCI**

<b>ARTYKUŁY WCHODZĄCE W SKŁAD CYKLU PUBLIKACJI .....</b>	<b>4</b>
<b>WPROWADZENIE .....</b>	<b>5</b>
<b>CELE PRACY .....</b>	<b>11</b>
<b>HIPOTEZY BADAWCZE .....</b>	<b>11</b>
<b>MATERIAŁY I METODY .....</b>	<b>12</b>
Obiekty badawcze .....	12
Elementy i definicje procedury postępowania w ocenie stanu zdrowia ekologicznego ...	14
Procedura postępowania w ocenie stanu zdrowia ekologicznego .....	16
Identyfikacja czynników zaburzających .....	17
Metody badań .....	18
Analizy danych .....	20
<b>WYNIKI .....</b>	<b>21</b>
<b>DYSKUSJA .....</b>	<b>26</b>
<b>WNIOSKI .....</b>	<b>41</b>
<b>LITERATURA .....</b>	<b>42</b>
<b>ZAŁĄCZNIKI .....</b>	<b>55</b>

## ARTYKUŁY WCHODZĄCE W SKŁAD CYKLU PUBLIKACJI

W skład cyklu publikacji, stanowiących spójny tematycznie zbiór artykułów naukowych pt. „**Wpływ różnych stresorów na hydrobionty w ujęciu zdrowia ekosystemów**” zaliczono 4 opracowania, w tym 2 opublikowane i 2 w trakcie procedury wydawniczej:

- A1. Szymańska, M.,** Burandt, P., Bąkowska, M., Sowiński, P., Mrozińska, N., Obolewski, K. (2020). *Long-term effects of hydromorphological stream restoration on changes in microhabitats of Ephemera danica (Ephemeroptera) and its population.* Ecological Indicators, 109, 105810. doi:10.1016/j.ecolind.2019.105810;
- A2. Szymańska-Walkiewicz, M.,** Obolewski, K. (w recenzji). *Implications of floodgate operation for phytoplankton structure in a coastal lagoon (short-term vs mid-term).* Ecological Engineering, 000-000;
- A3. Szymańska-Walkiewicz, M.,** Glińska-Lewczuk, K., Burandt, P., Obolewski, K. (2022) *Phytoplankton sensitivity to heavy metals in Baltic coastal lakes.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 4131. <https://doi.org/10.3390/ijerph19074131>;
- A4. Szymańska-Walkiewicz, M.,** Matela, M., Obolewski, K. (po recenzjach). *Patterns of effects of land-use structure on lake water quality in coastal lake catchments of the southern Baltic Sea.* Ecohydrology & Hydrobiology, 000-000.

W tabeli 1 zamieszczono metryki dotyczące powyższych publikacji, zaś pełne teksty artykułów dodano, jako załączniki do pracy doktorskiej.

**Tabela 1.** Informacje dotyczące wskaźników bibliometrycznych artykułów wchodzących w skład cyklu publikacji do rozprawy doktorskiej (\* po opublikowaniu wszystkich prac)

Nr publikacji w załączeniu (odwołanie do danej pozycji literaturowej)	Impact Factor	Liczba punktów	Udział doktoranta (%)
A1	4,958	140	50
A2	4,379	100	55
A3	4,614	140	55
A4	2,957	100	60
łącznie	9,572 (16,908*)	280 (480*)	

## WPROWADZENIE

Ponad dwie dekady temu Paul J. Crutzen i Eugene F. Stoermer (2000) stwierdzili, że żyjemy w antropocenie - epoce człowieka. Ludzie stali się komponentem biosfery o sprawczości globalnej, a ich ekspansja geograficzna od późnego plejstocenu wywołała kaskadę, w większości przypadków, niekontrolowanych zmian (Braje i Erlandson, 2013; Rockstrom i in., 2009). W antropocenie przekroczone lub zagrożone przekroczeniem wielu granic planetarnych dla środowiska wodnego, w tym spadkiem ilości dobrej jakości wody pitnej, obniżeniem różnorodności biologicznej oraz wzrostem tempa eutrofizacji (Steffen i in., 2015; Keppner i in., 2020). Ważną rolę w zrozumieniu, kontrolowaniu i przeciwdziałaniu tego rodzaju zagrożeniom pełni ekohydrologia, czyli transdyscyplinarna nauka o środowisku wodnym. Naukowe podstawy ekohydrologii zostały opracowane przez podejście WBSR (woda + bioróżnorodność + usługi (ekosystemowe) + odporność) oraz powiązanie zasad ekologii, hydrologii i inżynierii ekologicznej (Zalewski, 2020). Łączy więc ona biotechnologię środowiska z wkładem różnorodności kulturowej i rozwijających się koncepcji ekologicznych, ma także do odegrania kluczową rolę w kształtowaniu polityki środowiskowej w XXI wieku.

Nowe wyzwania środowiskowe spowodowały, że różnorodność biologiczna i bezpieczeństwo wodne stały się kluczowymi elementami w Agendzie 2030 (Strategia zrównoważonego rozwoju UE, 2018) i celach zrównoważonego rozwoju. Ich realizacja wymaga jednak holistycznego podejścia opartego na nauce, które w sposób zintegrowany zajmie się zrównoważoną gospodarką wodną i ochroną różnorodności biologicznej. W zakres tych ram wpisuje się podejście do zdrowia ekologicznego (=zdrowie ekosystemu, zdrowie środowiska, zdrowotność ekosystemu), czyli badanie reakcji naturalnych ekosystemów na różnego rodzaju czynniki zaburzające (stresory) związane z procesami naturalnymi i działalnością człowieka. Podstawą zdrowia ekologicznego są zaimportowane do ekologii elementy fizjologii organizmów (Selye, 1974; Rapport i in., 1985). Identyfikują one wspólne objawy oraz fazy adaptacji do czynników stresowych. W szerszym podejściu to, co stanowi "zdrowie", odzwierciedla perspektywę, z której oceniamy ekosystemy oraz wskaźniki, których do tego używamy. Schaeffer i in. (1988) zdefiniowali zdrowie ekosystemu jako brak choroby, przy czym choroba została tu opisana jako

funkcjonowanie ekosystemu poza akceptowalnymi granicami, co prowadzi do nieadekwatnego homeostatycznego mechanizmu naprawczego. Costanza (1992) uznał, że "zdrowie ekosystemu jest ściśle związane z ideą zrównoważonego rozwoju, który jest postrzegany jako wszechstronna, wielkoskalowa, dynamiczna miara odporności, organizacji i wigoru systemu". Mageau i in. (1995) zasugerowali, że zdrowy ekosystem to taki, który jest zrównoważony, czyli posiada zdolność do utrzymania swojej struktury i funkcji w obliczu zewnętrznego stresu.

Na początku lat 90. XX w. omawiano zdrowie ekosystemu (Costanza i in., 1992), a także przedstawiono "roboczą definicję" zdrowia ekosystemu w kategoriach cech charakterystycznych dla zrównoważonego rozwoju, który jest funkcją aktywności, organizacji i odporności. Stwierdzono, że *system ekologiczny jest zdrowy i wolny od "zespołu zaburzeń", jeśli jest stabilny i zrównoważony, czyli jeśli jest aktywny i utrzymuje swoją organizację i autonomię w czasie oraz jest odporny na stres* (Haskell i in., 1992). Podejście to wywodzi się z perspektywy ekologii stresu i jej pochodnych (np. Odum, 1969, 1985; Holling, 1973; Barrett i in., 1976), wskaźników ekologicznych oraz oceny ryzyka ekologicznego (np. Kelly i Harwell, 1989, 1990; Gentile i Slimak, 1990; Gentile i in., 1993; Harwell i in., 1999; Dale i Beyeler, 2001; Doren i in., 2009). W tym podejściu zdrowie ekologiczne środowiska jest wynikiem przyczynowej relacji stres-skutek, przejawiającej się w określonych wskaźnikach różnych komponentów ekosystemów. Syntezę takiego podejścia przedstawili np. Lu i in. (2015) oraz Harwel i in. (2016, 2019), definiując czynniki stresowe i ich wpływ na środowisko.

Niezależnie od zakresu stosowanych do oceny warunków środowiskowych, konkretne wskaźniki, które należy mierzyć, były również przedmiotem szeroko zakrojonych badań i dyskusji prowadzonych od końca XX wieku (MacKenzie i in., 1990; Kelly i Harwell, 1989, 1990; Gentile i Slimak, 1990; Hunsaker i Carpenter, 1990; Cairns i in., 1993). Jest oczywiste, że istnieje wiele wskaźników, które mogą być wykorzystane do scharakteryzowania zdrowia ekologicznego, ale głównym problemem jest zidentyfikowanie takich wskaźników, które są najskuteczniejsze w zrozumieniu stanu ekologicznego i informowaniu o zarządzaniu środowiskiem. Takim podejściem do zagadnień zdrowia ekologicznego środowiska można podjąć próbę wyjaśnienia mechanizmów przyczynowo-skutkowych, wynikających

z działalności człowieka na tle procesów naturalnych (=paradygmatów ekologicznych). W związku z tym jest to ściśle związane z badaniami naukowymi opartymi na hipotezach dotyczących reakcji ekosystemów i ich składników na wielorakie stresory środowiskowe. Zaletą podejścia opartego na ryzyku, stresie i skutkach jest jego skupienie się na definiowaniu związków przyczynowych pomiędzy stresorami a skutkami ekologicznymi, tj., w jaki sposób stresory środowiskowe powodują zmiany ważnych atrybutów ekologicznych. Ograniczeniem tego podejścia jest natomiast to, że może istnieć zbyt wiele czynników zaburzających funkcjonowanie środowiska, którymi należy zarządzać, co potęguje nakładanie się efektów stresor vs. zdrowie środowiska.

Zgodnie z aktualnym stanem wiedzy (Harwell i in., 2019) za czynnik stresowy uważa się czynniki fizyczne, chemiczne i/lub biologiczne, które mogą bezpośrednio wywołać skutki w środowisku. W tym ujęciu wydaje się, że główną rolę zaburzającą w ekosystemach lotycznych pełnią **przekształcenia hydromorfologiczne koryta** (traktowane jako *stresor fizyczny*), uzupełniane o **skład chemiczny** przepływającej wody (*stresor chemiczny*). Było to analizowane w trakcie badań nad renaturyzacją dotyczących głównie wzrostu **heterogeniczności siedlisk** (*stresor fizyczny*). Analiza tych stresorów w przypadku rzek często oparta jest na makrozoobentosie (Miller i in., 2010; Kail i in., 2015; Verdonschot i in., 2016), który jest traktowany jako bioindykator zmian w środowisku rzeczonym (Dyrektywa 2000/60/WE). Wśród tej grupy zwierząt szczególnie cenne są organizmy o wąskim zakresie tolerancji ekologicznej, do tej grupy zalicza się trzy rzędy larw owadów: Ephemeroptera, Plecoptera oraz Trichoptera. Można prowadzić analizy wszystkich wymienionych rzędów lub skupić się na najbardziej licznych ich reprezentancie. W niewielkiej, przymorskiej rzece Kwaczy (lewobrzeżny dopływ rzeki Słupi) wymogi stawiane gatunkowi wskaźnikowemu (Hellawell, 1986) spełniają przede wszystkim larwy *Ephemera danica* (Ephemeroptera), gdyż są pospolicie spotykane, łatwo je identyfikować oraz przechodzą długi okres rozwoju (Dolédec i in., 1999; de Pauw i Hawkes, 1993). Są to typowe zwierzęta bentosowe, związane z zespołem zasiedlającym dno. Larwy z gatunku *E. danica* przeważnie siedzą zakopane w mule, czatując na pokarm. Odżywiają się glonami i częściami roślin (Bennett, 2007). Przechodzą one przeobrażenie niezupełne, ich larwy charakteryzują się brakiem podobieństwa do

postaci dojrzałych oraz wykształceniem specyficznych organów larwalnych niewystępujących u owadów dorosłych (Bennett, 2007).

Szczególnym przykładem aktywności człowieka jest próba regulowania procesów hydrologicznych poprzez **ingerencję w poziomy łączności hydrologicznej** (*stresor fizyczny*) ekosystemów, będących od siebie zależnych, czego przykładem są Morze Bałtyckie i jeziora przybrzeżne. Na południowym wybrzeżu Bałtyku występuje szereg jezior mających większy lub mniejszy poziom łączności z morzem, wykształconej w trakcie ewolucji tych zbiorników (Cieśliński, 2010). Jest to więc dla nich istotny element funkcjonalny, nie zawsze współgrający z interesem społeczeństwa mieszkającego nad ich brzegami. Powoduje to próbę niwelowania wezbrań niosących za sobą wymierne straty materialne. Takie zjawisko obserwowano na jeziorze Jamno w 2009 roku, co skutkowało **budową wrót przeciwsztormowych** (*stresor fizyczny*) likwidujących możliwość napływu wód morskich do tego zbiornika. Takie działania spowodowały deregulację naturalnych procesów kształtowanych intruzją oraz stres dla poszczególnych biocenoz (np. Niekerk i in., 2005; Anandraj i in., 2008; Lawrie i in., 2010; Netto i in., 2012; Obolewski i in., 2018a, 2018b, 2018c). Zmiany poziomu łączności układu jezioro-morze zainicjowały pojawienie się szeregu powiązanych z nimi czynników zaburzających w postaci m.in. **spadku zasolenia** (*stresor chemiczny*) i **bioróżnorodności** (*stresor biologiczny*) w strefie przydennej (Obolewski i in., 2018c). Równocześnie musiało to też wywołać zmiany w toni wodnej, które objęły w głównej mierze organizmy fitoplanktonowe. W celu określenia kierunku trwałych zmian wywołanych fizycznymi stresorami (np. blokada swobodnej wymiany wód) można wykorzystać wiele grup hydrobiontów, chociaż w toni wodnej preferowaną grupą jest fitoplankton (Chen i in., 2010; Gillett i Steinman, 2011; Wu i in., 2019, 2023). Dopływający do strefy przybrzeżnej ładunek substancji odżywczych implikuje wzrost zmętnienia wód i zmniejszenie dostępności światła, a w konsekwencji przyspieszenie eutrofizacji (Cloern i Jassby, 2010). Procesowi temu w toni wodnej towarzyszy wzrost produkcji pierwotnej, utożsamiany z rozwojem fitoplanktonu oraz wzrostem znaczenia sinic i spadkiem obfitości okrzemek (Jöhnk i in., 2008). Zgodnie z dostępnymi danymi w jeziorach przybrzeżnych, w tym w Jamnie, głównym komponentem fitoplanktonu odpowiedzialnym za poziom produkcji pierwotnej są sinice z rodzaju *Microcystis*, które charakteryzują się wysoką



toksycznością w stosunku do innych grup hydrobiontów (WFOŚiGW, 2017). Poziom ich aktywności można oceniać na podstawie ilości pigmentów fotosyntetycznych, wśród których najbardziej aktywnym jest chlorofil *a* (Chl-*a*). Wpływa on na właściwości optyczne wody słodkiej i morskiej poprzez zwiększenie wstecznego rozpraszania światła (Blondeau - Patissier i in., 2014). Chl-*a* w środowisku wodnym (Cullen, 1982; Blondeau-Patissier i in., 2014) jest szeroko stosowany jako ważny wskaźnik jakości biotopu, skutków zanieczyszczenia i stanu biofizycznego zbiorników obrazujących zdrowie ekosystemu (np. Carpenter i in., 1998; Shi i in., 2013; Cheng i in., 2013; Woźniak i in., 2014).

**Niekontrolowane zakwity glonów** (*stresor biologiczny*), powiązane z obserwowanymi zmianami klimatycznymi, są coraz częściej identyfikowane jako główny czynnik zaburzający w ekosystemach lenticznych (jeziora). To zjawisko nie jest obojętne dla jakości siedlisk, w tym szczególnie dla **pogorszenia jakości wody** (*stresor chemiczny*) i **eliminacji innych grup organizmów** oraz **spadku poziomu bioróżnorodności** (*stresory biologiczne*). Nie bez znaczenia jest również **wzrost ilości metali ciężkich** (*stresor chemiczny*) w jeziorach stanowiących ostatni element lądowy zlewni. Dotyczy to głównie pierwiastków wykazujących działanie toksyczne, np. ołowiu, miedzi, niklu, cynku. Substancje te mogą być asymilowane przez organizmy planktonowe, które są jednymi z kluczowych elementów dynamiki troficznej ekosystemów wodnych (Kjerfve i Lacerda, 1993). Każda grupa tej formacji może być metabolicznie odrębna, w zależności od określonych pierwiastków chemicznych, z którymi miała styczność (Sigee i in., 1998). Metale w wodzie silnie wpływają na produkcję i **dominację w fitoplanktonie silnie odpornych komponentów** (*stresor biologiczny*) (Walve, 2014). Fitoplankton jest powszechnie wykorzystywany jako wskaźnik stanu troficznego i stanu ekologicznego ekosystemów wodnych (Walve, 2014; Konhauser i in., 2018; Mori i in., 2021). Stosowany jest do identyfikacji i opisu zmian fizjologicznych, biochemicznych i ekologicznych (Gonzalez-Davila, 1995; Luoma i in., 1998) wpływających na zdrowie ekosystemów. Ten fakt został wykorzystany również w badaniach kondycji płytkowodnych jezior (Zhou i in., 2022; Nguyen i in., 2015).

Jeziora nie są układami izolowanymi i na ich stan (zdrowie) wpływają nie tylko procesy wewnętrzne, ale także zjawiska zachodzące na obszarze zlewni, w tym

struktura jej zagospodarowania. Zwiększenie obszarów antropogenicznych w strukturze **użytkowania gruntów** (*stresor fizyczny*) ma swoje przełożenie w jakości siedlisk i kierunku ewolucji zbiorników wodnych, będących najniżej położonymi elementami zlewni, akumulującymi zanieczyszczenia obszarowe. Interesujące w tym kontekście wydają się być jeziora przybrzeżne, stanowiące ostatni element lądowy zlewni. Ich wspólną cechą jest **wysoka trofia wód** (traktowana jako *stresor biologiczny*). W wyniku gwałtownego spowolnienia dopływu cieku do zbiorników przybrzeżnych, dochodzi w nich do przyśpieszenia mineralizacji materii organicznej, z odkładaniem w osadach dennych materii allo- i autochtonicznej (Jarosiewicz i in., 2015). Z tego powodu wody napływające do morza, poprzez jeziora przybrzeżne, mogą być mniej zanieczyszczone składnikami pokarmowymi i materią organiczną (np. Stanford i in., 1988; Mashkova i in., 2022). Tym samym jeziora przymorskie odgrywają rolę basenów sedymentacyjnych redukujących **strumień zanieczyszczeń** (*stresor chemiczny*) spływający ze zlewni (Hatvani i in., 2017; Tian i in., 2017). Jednak z biegiem czasu stają się one przeciążone składnikami odżywczymi, co prowadzi do ich zamierania (Trojanowski i in., 1991; Obolewski, 2009; Astel i in., 2016). Zredukowanie komponentów biologicznych dodatkowo ogranicza zdolności buforujące jezior, stwarzając wymierne zagrożenie dla stanu ekologicznego morza (Teodoru i Wehrli, 2005; Jarosiewicz i in., 2015). Badania komponentów biologicznych w jeziorach, a szczególnie fitoplanktonu pozwalają ocenić prawidłowość prowadzenia gospodarki użytkowania terenu. W tym kontekście coraz częściej traktuje się zbiorniki wodne w zlewniach jako „monitor” procesów zachodzących w zlewni, gdyż stanowią one najniżej położony ich punkt i całość zanieczyszczeń deponuje się w ich misach.

Holistyczne podejście do analizy zdrowia ekosystemów może być istotne dla kształtowania przyszłych, prawidłowych praktyk zarządzania różnymi typami ekosystemów, szczególnie we wdrażaniu strategii łagodzenia skutków zmian klimatu. Metoda ta może przyczynić się do poprawy wiedzy na temat wzorców rozmieszczenia przestrzennego fauny i flory wzdłuż gradientów zasoleniowych i zrozumienia procesów ekologicznych leżących u ich podstaw (Abbate i in., 2017) oraz do opracowania narzędzi do oceny jakości ekologicznej i strategii łagodzenia skutków w zarządzaniu jeziorami przybrzeżnymi (np. Ghezzi i in., 2011; Astel i in., 2016).

## CELE PRACY

Nadrzędnym celem rozprawy doktorskiej jest identyfikacja stresorów fizycznych, chemicznych i biologicznych (stanowiących łącznie komponenty zdrowia ekosystemu) istotnie oddziałujących na biowskaźniki na poziomie producentów i konsumentów. W związku z tym wyznaczono następujące szczegółowe cele:

- 1) określenie znaczenia renaturyzacji w poprawie zdrowia ekologicznego małej rzeki nizinnej oraz określenie działania czynników fizycznych, chemicznych i biologicznych poprzez przeanalizowanie zmian struktury populacji larw jętki górskiej (*Ephemera danica*) **(A1)**;
- 2) określenie wpływu ograniczenia łączności hydrologicznej jeziora z morzem na strukturę glonów planktonowych, jako wskaźnika zdrowia ekologicznego ekosystemu przybrzeżnego **(A2)**;
- 3) ustalenie wpływu poziomu łączności hydrologicznej i koncentracji metali ciężkich w wodzie na skład, ilość i aktywność głównych grup fitoplanktonu w jeziorach przybrzeżnych **(A3)**;
- 4) określenie kondycji wód jezior przybrzeżnych na podstawie poziomu ich trofii implikowanej dopływem zanieczyszczeń, będących efektem sposobu użytkowania gruntów w zlewni **(A4)**.

## HIPOTEZY BADAWCZE

Główne założenia prezentowanej rozprawy doktorskiej oparto na poniższych hipotezach badawczych:

- 1) badania różnych poziomów troficznych w ekosystemach wodnych pozwalają na identyfikację stresorów biologicznych, fizycznych i/lub chemicznych wpływających na zdrowie ekosystemów wodnych **(A1-A4)**;
- 2) stresory w ekosystemach lotycznych łatwiej identyfikować na poziomie konsumentów, a w ekosystemach lentycznych na poziomie producentów **(A1-A4)**.

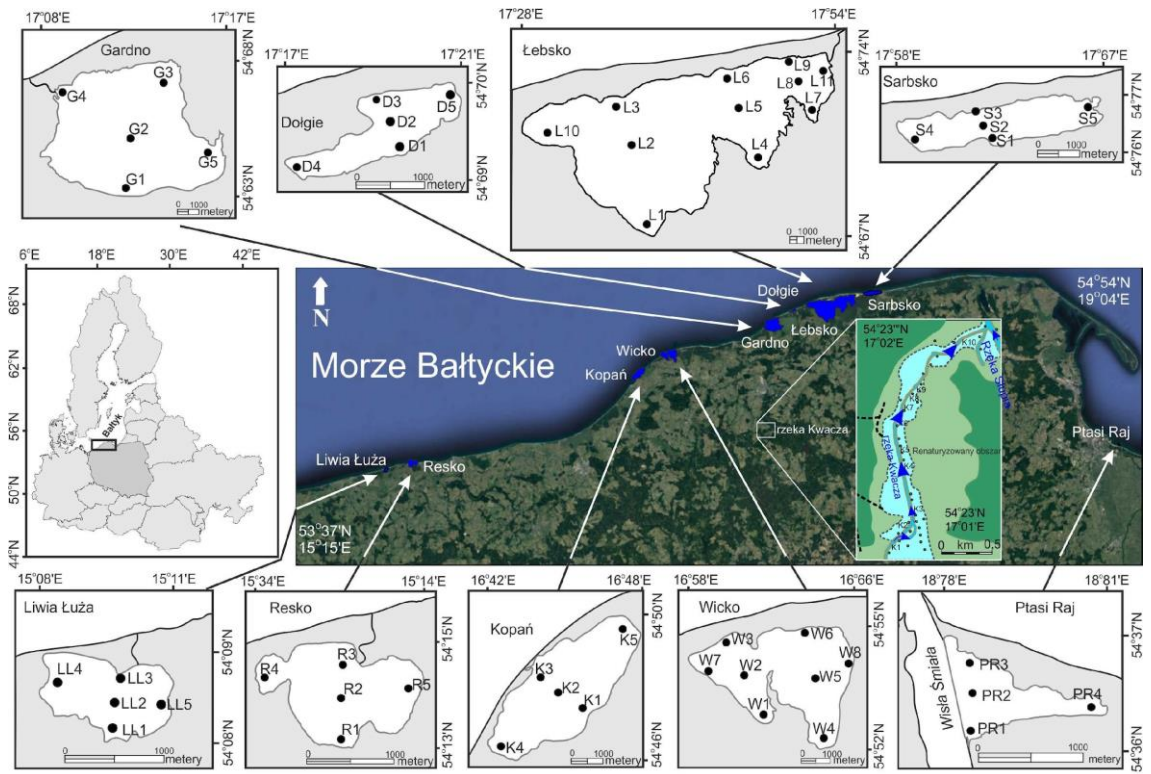
## MATERIAŁY I METODY

### Obiekty badawcze

Badania w ramach rozprawy doktorskiej prowadzone były na 10 obiektach badawczych – dziewięciu jeziorach i jednej rzece. Informacje o obiektach badawczych przedstawiono w tabeli 2, a ich lokalizację pokazano na rycinie 1. Próby zebrano w okresie od 2007 do 2020 roku.

**Tabela 2.** Informacje o obiektach badawczych

RZEKA	Ekosystem wodny	Położenie geograficzne	Długość rzeki (km)	Powierzchnia zlewni w km <sup>2</sup>	Wysokość n.p.m.	Zlewnia	Liczba punktów pomiarowych	Artykuły
		Kwacza	54°23'28"N 17°02'00"E	21	53,8	20,3	Słupia	10
JEZIORA	Ekosystem wodny	Położenie geograficzne	Max. Głębokość (m)	Średnia Głębokość (m)	Powierzchnia (ha)	Poziom zasolenia	Liczba punktów pomiarowych	Artykuły
	Jamno	54°17' N, 16°08' E	3,9	1,4	2231,5	słodkowodne	9	A2
	Dołgie	54°42' N, 17°12' E	2,9	1,4	131	słodkowodne	5	A3
	Liwia Łuża	54°05' N, 15°06' E	1,6	0,9	71,5	słodkowodne	5	A4
	Wicko	52°32'N 16°37'E	6,1	2,7	1031	słodkowodne	7	A4
	Sarbsko	54°22' N 18°48' E	3,2	1,2	614	przełściowe – z dominacją wód słodkich	5	A3, A4
	Kopań	54°29' N, 16°27' E	3,9	1,9	786,5	przełściowe - z dominacją wód słodkich	5	A4
	Gardno	4°39'N, 17°07'E	2,6	1,3	2337,5	przełściowe – z dominacją wód słonawych	5	A3, A4
	Łebsko	54°43' N, 17°25' E	6,3	1,6	7020	słonawe	11	A3
	Resko	54°09'N 15°22'E	2,6	1,3	559	słonawe	5	A4



Rycina 1. Lokalizacja obiektów badawczych wraz ze stanowiskami pomiarowymi

### **Elementy i definicje procedury postępowania w ocenie stanu zdrowia ekologicznego uwzględnione w rozprawie doktorskiej**

Procedura postępowania składa się z kombinacji czynników sprawczych, presji, czynników stresogennych (stresorów), zdrowia ekologicznego i odpowiedzi (tab. 4).

**Tabela 4.** Elementy i definicje podejścia wg Harwell i in. (2016)

<b>Czynniki sprawcze</b>	to podstawowe siły, naturalne lub antropogeniczne, które ostatecznie napędzają system.
<b>Presje</b>	to działania człowieka lub procesy naturalne, które generują stresory środowiskowe.
<b>Stresory</b>	to czynniki fizyczne, chemiczne lub biologiczne, które mogą bezpośrednio wywołać efekt ekologiczny.
<b>Zdrowie ekologiczne</b>	to stan środowiska oceniany na podstawie jakości struktury i funkcjonowania ekosystemu wodnego. Zdrowie ekologiczne porównuje się z pożądanym stanem ekologicznym.
<b>Odpowiedzi</b>	Wyróżniamy cztery rodzaje odpowiedzi: <ul style="list-style-type: none"><li>– redukcja źródeł stresorów,</li><li>– remediacja istniejących stresorów,</li><li>– odbudowa ekologiczna,</li><li>– regeneracja ekologiczna.</li></ul>

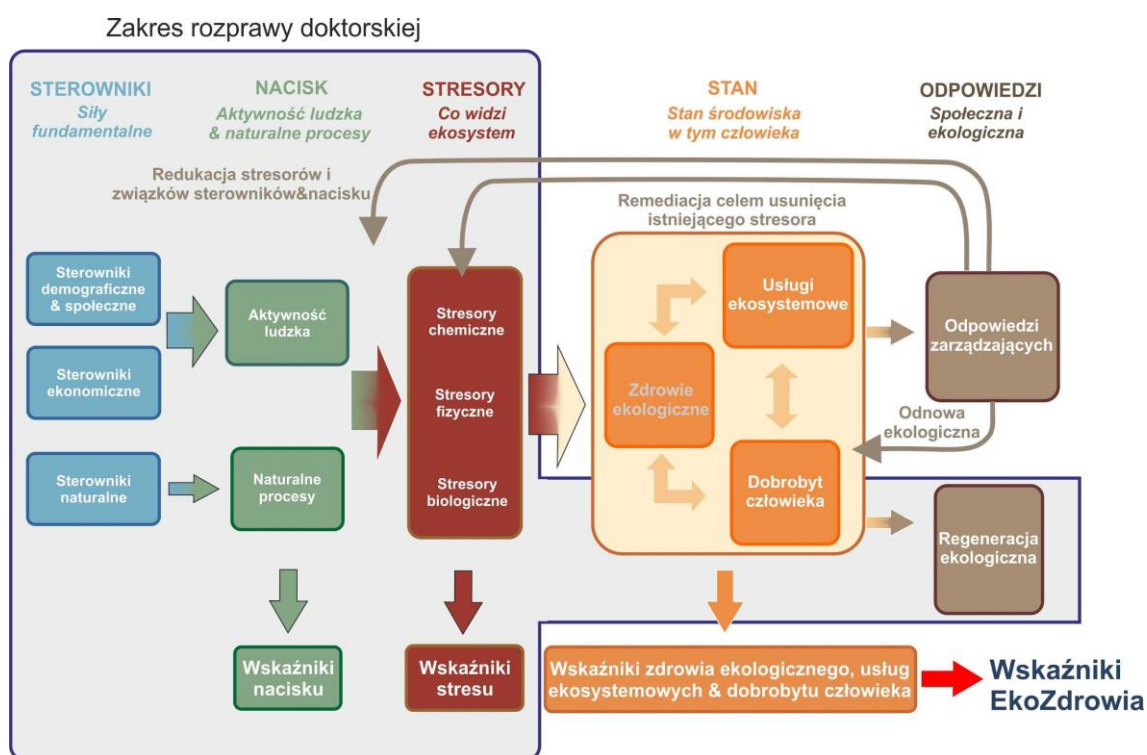
Terminologia, którą włączono do ram oceny, obejmuje terminy, które były używane w podobnych kontekstach, ale w literaturze często występuje niespójność w użyciu wielu z tych terminów. W związku z tym, aby zapewnić jasność Harwell i in. (2016) zdefiniowali każdy element, aby przedstawić konkretne znaczenie słów używanych w procedurze postępowania w ocenie stanu zdrowia ekosystemu. Dodatkowo przedstawiono kilka przykładów różnych elementów tego podejścia (tab. 5).

**Tabela 5.** Przykładowe elementy procedury wg Harwel i in. (2016)

<b>Czynniki sprawcze</b>	<b>Presje</b>	<b>Stresory</b>	<b>Stan ekologiczny</b>	<b>Odpowiedzi</b>	
<i>Naturalne i antropogeniczne</i>	<i>Działania człowieka i procesy naturalne</i>	<i>Antropogeniczne i naturalne</i>	<i>Stan środowiska naturalnego</i>	<i>Ekologiczne i społeczne</i>	
<b>Ekonomiczne</b>	<b>Działalność człowieka – eksploatacja zasobów</b>	<b>Stresory biologiczne</b>	<b>Ryby i dzika przyroda</b>	<b>Cel: Zrównoważone zbiorowiska ryb/dzikiej fauny i flory</b>	<b>Strategie ograniczania czynników stresogennych</b>
przemysł rolnictwo rozwój gospodarczy	rybołówstwo komercyjne i rekreacyjne wykorzystanie wód gruntowych i powierzchniowych	gatunki inwazyjne przełowienie zmieniona genetyka patogeny szkodliwe zakwity glonów	populacje rybackie gatunki zagrożone gatunki gospodarcze		zarządzanie czynnikami sprawczymi/ presją przepisy środowiskowe zarządzanie zagospodarowaniem terenu edukacja ekologiczna zachowanie miejsc o szczególnym znaczeniu
<b>Demograficzne i społeczne</b>	<b>Działalność człowieka - fizyczne</b>	<b>Stresory fizyczne</b>	<b>Siedliska</b>	<b>Cel: Odtworzyć i utrwalić produktywnie siedliska</b>	<b>Odbudowa ekosystemów</b>
wzrost liczby ludności urbanizacja	rozwój obszarów przybrzeżnych pogłębianie konstrukcje linii brzegowej transport kanalizacja zmiany w użytkowaniu gruntów zapory	zmiany siedliskowe zmiany hydrologiczne zmiany w zasoleniu zmiany klimatu hipoksja	tereny podmokłe torfowiska bagna		przywrócenie ekosystemów odtworzenie stref buforowych przywrócenie przepływu słodkiej wody zwiększenie liczby siedlisk na terenach podmokłych
<b>Naturalne</b>	<b>Procesy naturalne</b>	<b>Stresory chemiczne</b>	<b>Właściwości ekologiczne</b>	<b>Cel: Przywrócenie równowagi ekologicznej</b>	<b>Odbudowa ekologiczna</b>
	procesy klimatyczne dynamika ekosystemów wzrost poziomu morza	składniki odżywcze pestycydy wycieki chemiczne	łączność hydrologiczna mozaika krajobrazowa różnorodność biologiczna		procesy ekologiczne mające na celu powrót do zdrowych warunków

## **Procedura postępowania w ocenie stanu zdrowia ekologicznego**

Osią działań naukowych było przeanalizowanie i kwantyfikacja czynników zaburzających w celu zidentyfikowania stresorów wpływających na funkcjonowanie ekosystemów wodnych. Szczególnym przypadkiem ekosystemów wodnych narażonych na różne typy stresorów są zbiorniki przybrzeżne, w których dochodzi do ścierania się czynników lądowych i morskich oraz rzek, w których przeprowadza się zabiegi renaturyzacji. Opierając się na koncepcji zdrowia ekosystemów, dopasowałam schemat badań, który użyłam do osiągnięcia celu rozprawy doktorskiej (ryc. 2).



**Rycina 2.** Procedury postępowania w ocenie stanu zdrowia ekologicznego badanych obiektów wraz z elementami analizowanym w rozprawie doktorskiej w oparciu o Harwell i in. (2016)



## ***Identyfikacja czynników zaburzających***

Na podstawie literatury zidentyfikowano stresory oddziałujące na hydrobionty. Lista zidentyfikowanych stresorów w poszczególnych artykułach została przedstawiona w tabeli 6.

**Tabela 6.** Lista zidentyfikowanych stresorów w poszczególnych artykułach stanowiących podstawę rozprawy doktorskiej

<b>STRESORY</b>	<b>OPIS</b>	<b>ARTYKUŁ</b>
<b><i>fizyczne</i></b>	zmiany siedliskowe – m.in. mała heterogeniczność siedlisk, przebudowa koryta, zabudowa hydrotechniczna, struktura użytkowania zlewni	A1, A2, A4
	zmiany hydrologiczne – m.in. zmiany poziomu łączności pomiędzy ekosystemami zależnymi morze vs. jezioro, zmiany w przepływie wody	A1, A2
	zmiany parametrów fizycznych wód (np. temperatura, przewodnictwo, widzialność)	A2
<b><i>chemiczne</i></b>	zmiany hydrochemiczne – m.in. spadek zasolenia wód, obecność metali ciężkich w wodach jeziornych, napływ zanieczyszczeń ze zlewni rolniczych, przemysłowych i miejskich, wzrost uwalnianie materii organicznej do toni wodnej	A1 - A4
<b><i>biologiczne</i></b>	szkodliwe zakwity glonów	A2, A3, A4
	niski poziom bioróżnorodności, ograniczona dyspersja organizmów	A1, A2

## Metody badań

W ramach pracy nad zdrowiem ekologicznym badanych ekosystemów wodnych prowadzono badania terenowe i laboratoryjne. Ogólny opis wykonanych badań przedstawiono w tabeli 3. Szczegółowo omówiono je w artykułach stanowiących podstawę rozprawy doktorskiej (załączone artykuły i manuskrypty).

**Tabela 3.** Metody terenowe i laboratoryjne wykorzystane w pracy doktorskiej (poszczególne artykuły naukowe rozróżnione są kolorami)

PARAMETR	UŻYTY SPRZĘT	A1	A2	A3	A4	
<b>BADANIA TERENOWE</b>						
Widzialność (SD)	Krążek Secchiego					
Prędkość płynącej wody (v, m/s)	Flow Sens, model 801					
Temperatura wody (°C)	wieloparametryczna sonda YSI 6600R2 / AquaProbe 7000					
pH						
Zasolenie (PSU)						
Nasylenie tlenem (DO)						
Natlenienie wody (DO%)						
Przewodnictwo (EC)						
Potencjał oksydacyjno-redukcyjny (ORP)						
Całkowita ilość substancji rozpuszczonych (TDS)						
Chlorki (Cl <sup>-</sup> )						
Analiza fizyczna osadów dennych		Czerpak rurowy Kajaka				
Pobór prób planktonowych		Czerpak Patalasa				
Pobór prób bezkręgowców bentosowych	D-ramka z siatką z oczkami 500 µm					
<b>ANALIZY LABORATORYJNE</b>						
Azot azotanowy (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	DR-3900 (Hach)					
Azot amonowy (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )						
Ortofosforany (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )						
Fosfor całkowity (TP)						
Całkowity węgiel organiczny (TOC)	QbD1200 (Beckman Coulter)					
Całkowity węgiel nieorganiczny (TIC)						
Rozpuszczony węgiel organiczny (DOC)						
Skład jonowy próbek wody (Mg <sup>2+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Br <sup>-</sup> oraz SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	Chromatograf jonowy 881 Compact IC Pro (Metrohm)					
Metale ciężkie (Al, Ba, Bi, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb i Zn)	Spektrometr ICP-OES Agilent 5100					
Chlorofil <i>a</i>	AlgaeLabAnalyser (ALA) (BBE)					
Aktywność fotosyntetyczna (Genty, %)						
Stężenie głównych grup fitoplanktonu (zielenice (µg chl-a L <sup>-1</sup> ), sinice (µg chl-a L <sup>-1</sup> ), okrzemki (µg chl-a L <sup>-1</sup> ), kryptofity (µg chl-a L <sup>-1</sup> ))						

Analiza larw (izolacja larw z zebranego w terenie materiału, ustalenie ich frekwencji, liczebności, biomasy (z dokładnością do 0,01 g) oraz długość ciała (z dokładnością do 0,01 mm))	Waga laboratoryjna oraz suwmiarka	■	■	■	■
<b>DODATKOWE ANALIZY</b>					
Indeks kondycji larw EcoCon	Obliczone wg wzorów	■	■	■	■
Wskaźnik troficzny (TRIX)		■	■	■	■
Indeks stanu troficznego (TSI)		■	■	■	■
Stosunek terenów naturalnych względem przekształconych (N:A)		■	■	■	■
Analiza użytkowania obszaru zlewni	CORINE Land Cover (2018)	■	■	■	■

## ***Analizy danych***

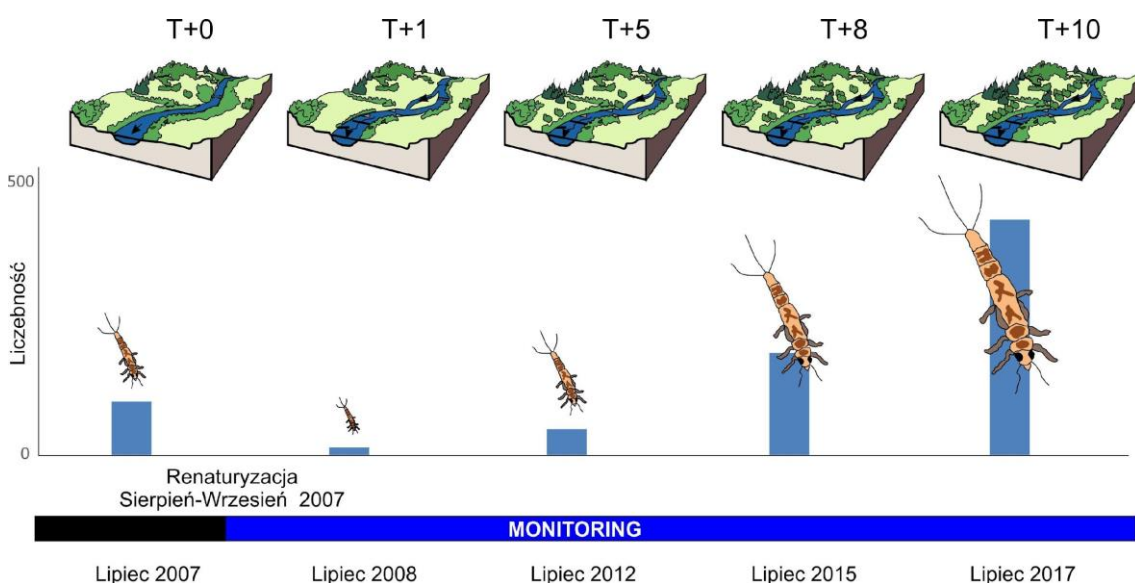
Surowe dane poddane były analizom wykonanym w programach CANOCO 5.10, Statistica 13, XLSTAT, PRIMER 7, GraphPadPrism 5.01, Excel. Dotyczyły one:

- testowania danych pod względem normalności i homogeniczności – test Shapiro-Wilk, test Levene - **artykuły A1-A4;**
- określenia różnic pomiędzy predyktorami środowiskowymi oraz biologicznymi - analiza wariancji (ANOVA), permutacyjna wieloczynnikowa analiza wariancji (PERMANOVA) – **A1-A4;**
- określenia związku między zmiennymi - współczynnik determinacji  $R^2$ , korelacji liniowej Pearsona ( $r$ ), analiza redundancji (RDA), ogólny model liniowy (GLM), test korelacji rang Spearmana, analiza głównych składowych (PCA) – **artykuły A1-A4;**
- oddziaływania predyktorów środowiskowych na hydrobionty – t-value biplots z okręgami Van Dobben, metoda cząstkowych najmniejszych kwadratów (PLS-R) – **artykuły A1, A2, A3;**
- analiz podobieństwa poprzez rozpoznanie i interpretacja wzorców - niemetryczne skalowanie wielowymiarowe (nMDS), analiza podobieństw (ANOSIM), hierarchiczna analiza skupień (HCA)– **artykuły A2, A3, A4.**

## WYNIKI

W rozdziale skupiono się na skrótowym przedstawieniu wyników badań. Szczegółowe wyniki znajdują się w oryginalnych publikacjach naukowych opublikowanych lub w trakcie procedury wydawniczej (**artykuły A1-A4**).

Przeprowadzone w **artykule A1** analizy wykazały, że renaturyzacja jest silnym stresorem oddziałującym na ekosystem rzeczny, prowadzącym w pierwszym etapie do rozchwiania równowagi biologicznej i wywołującym negatywne skutki w populacji gatunku jętki (*Ephemera danica*) (**tabela 3 w artykule A1**). Analizowane parametry populacji larw *E. danica* (n=762) w renaturyzowanej rzece różniły się istotnie w badanym okresie, osiągając maksymalne wartości w T+10 (**tabela 3 w artykule A1**). Poszczególne wartości wykazują tendencje wzrostowe w trakcie funkcjonowania zrenaturyzowanego odcinka rzeki Kwaczy. Tuż po wykonaniu prac hydrotechnicznych obfitość, ciężar i długość larw osiągnęły najniższe wartości w czasie badań (ryc. 3).



**Rycina 3.** Wartości mierzalne populacji larw *E.danica* w czasie dekady prowadzonych badań

Zestaw czynników determinujących rozwój populacji *E.danica* składał się, oprócz dość oczywistej roli czynnika hydrologicznego (**rycina 2 w artykule A1**), czyli prędkości przepływu, również z odczynu wody i jej mineralizacji (**rycina 5, tabela 2 i 6 w artykule A1**). Kolejnym zaskakującym wynikiem badań było znikome znaczenie struktury osadów dennych, mimo licznych dowodów takiej zależności w innych

doniesieniach (**tabela 1 w artykule A1**). W badaniach od T+0 do T+10 w składzie granulometrycznym osadów koryta rzeki Kwaczy następowało 10% zmniejszenie średniej zawartości frakcji piasku (**tabela 1 w artykule A1**). Zmalała także dwukrotnie zawartość frakcji żwiru, przy czym gwałtowny spadek miał miejsce w T+1, podczas gdy w kolejnych latach ilość tej frakcji utrzymywała się na względnie stałym poziomie. Równocześnie tym spadkom towarzyszył bardzo istotny wzrost średniej zawartość frakcji pyłu oraz ilości materii organicznej (odpowiednio K-W=20,21 i 23,45,  $p < 0,0001$ ). Analizowane osady charakteryzowały się dobrym wysortowaniem i małą różnoziarnistością (**tabela 1 w artykule A1**).

Analiza różnic w wybranych parametrach fizyczno-chemicznych w poszczególnych latach wykazała znaczną zmienność po renaturyzacji, wartości 6 z 11 analizowanych parametrów zmieniły się znacząco (**tabela 2 w artykule A1**). Większość parametrów uległa wyraźnemu zmniejszeniu w T+1, po czym ustabilizowały swoje wartości w kolejnych latach badań. Najwyraźniejsze spadki dotyczyły wartości  $\text{NO}_3\text{-N}$  (K-W=25,76,  $p < 0,0001$ ), którego początkowo wartość zmalała, o 34%, aby ostatecznie być niższa o 58% względem okresu przed renaturyzacją. Odwrotna sytuacja dotyczyła koncentracji  $\text{NH}_4\text{-N}$ , którego wartości po renaturyzacji uległy istotnemu wzrostowi (K-W=23,30,  $p < 0,0001$ ). Pogorszyły się natomiast warunki tlenowe wód (**tabela 2 w artykule A1**). W przypadku EC i pH odnotowano także istotne zmiany wartości (odpowiednio K-W=14,39 i 16,12,  $p < 0,001$ ), które charakteryzowały się znacznymi spadkami w T+1 i wzrostem w kolejnych okresach badawczych. Wykonane zabiegi renaturyzacyjne nie wpłynęły istotnie na termikę wód, ilość związków fosforu oraz poziom mineralizacji wód.

Jednak największym zaskoczeniem było powstanie refugium dla larw *Ephemera* w sekcji mającej teoretycznie najmniejsze szanse kolonizacji przez organizmy prądolubne (**tabela 4 w artykule A1**).

W **artykule A2** przedstawiono średnioterminowy wpływ sztucznego odcięcia jeziora przybrzeżnego (instalacja wrót sztormowych) od zasilania wodami morskimi na zmienność fitoplanktonu. Odizolowanie jeziora od intruzji wód Bałtyku traktowano jako stresor fizyczny. Dokonano oceny czasowej składu, liczebności i biomasy tego zgrupowania hydrobiontów tuż po blokadzie (efekt krótkoterminowy) i po upływie 5-6 lat (efekt średnioterminowy) w jeziorze Jamno (**rycina 2 w artykule**

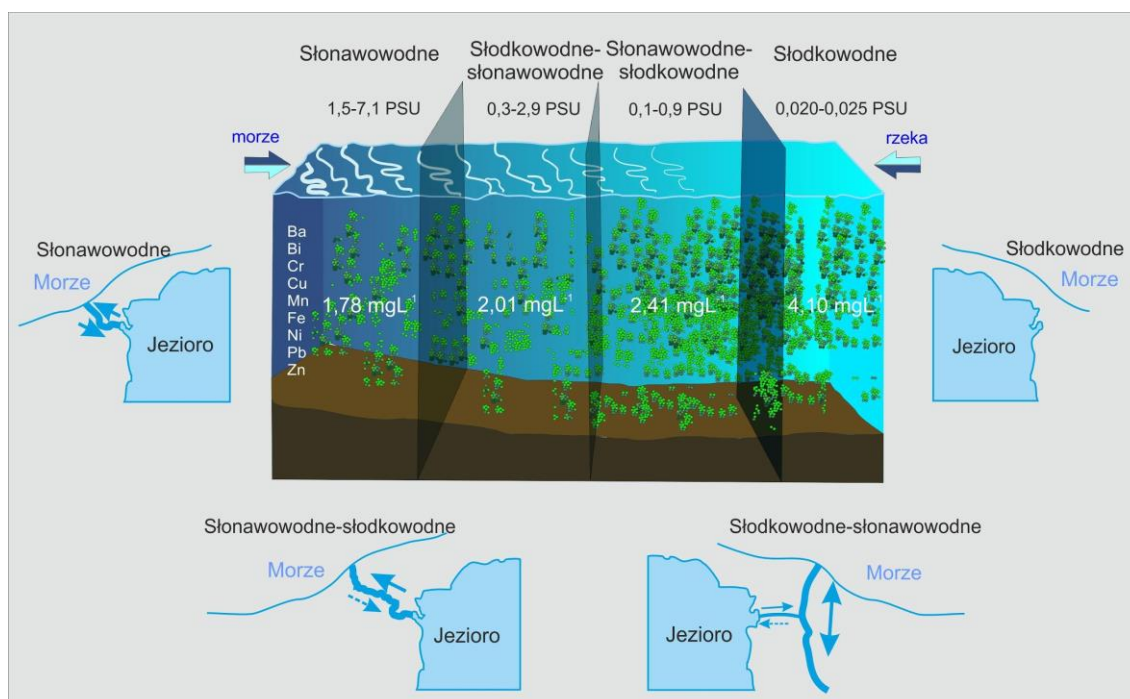
**A2).** Wszystkie parametry fizyczno-chemiczne wód były istotnie odmienne w obu badanych okresach, przy czym najistotniejsze zmiany dotyczyły spadku, w trakcie trwania badań, ilości  $\text{N-NO}_3^-$ , TOC i wzroście wartości TDS, DO,  $\text{P-PO}_4^{3-}$  i  $\text{N-NH}_4^+$  (**tabela 1 w artykule A2**). W ujęciu średnioterminowym zaburzenie w napływie wód morskich powodował blisko czterokrotny spadek obfitości fitoplanktonu połączonego z całkowitym wyeliminowaniem reprezentantów okrzemek i zielenic (**tabela 2 w artykule A2**). Równocześnie systematycznie wzrastała dominacja sinic od poziomu 91% tuż po instalacji wrót, do 93% w ujęciu średnioterminowym (**tabela 2 w artykule A2**), powodując silne zakwity glonów (ryc. 4).



**Rycina 4.** Jezioro Jamno w 2020 roku (po 6 latach od izolacji dopływu wód bałtyckich)

Przy silnej degradacji zbiornika dla obfitości glonów planktonowych nie ma znaczenia dostępność do biogenów ( $\text{N-NO}_3^-$  i  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ). Wyniki tego badania pokazały, że zgrupowania fitoplanktonu w jeziorze Jamno były przede wszystkim kształtowane przez zasolenie oraz w mniejszym stopniu przez pozostałe warunki fizyczno-chemiczne wody (**rycina 3 i 4 w artykule A2**).

Badania w **artykule A3** koncentrowały się na określeniu wpływu czynników abiotycznych (**stresor chemiczny**) - stężenia metali ciężkich (Ba, Bi, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, Pb i Zn) oraz łączności hydrologicznej na skład, biomasa i aktywność fotosyntetyczną fitoplanktonu (**zakwity = stresor biologiczny**) (ryc. 5). Wyniki badań wskazują, że skumulowane interakcje w tej formacji ekologicznej wymuszone przez czynniki abiotyczne (jakość wody oraz łączność hydrologiczna) prowadzą do zmian w strukturze i aktywności fotosyntetycznej fitoplanktonu (**tabela 4, rycina 4 w artykule A3**). Jeziora różniły się pod względem zasolenia: słodkowodne vs. słonawe vs. przejściowe (**rycina 2 w artykule A3**). Niezależnie od typu jeziora, dominującą grupą były sinice (~80%), natomiast ich udział procentowy był niższy w jeziorze słonawym (**tabela 4 w artykule A3**). Intruzja wody morskiej do Bałtyku spowodowała spadek stężenia metali ciężkich w wodzie jeziornej dla Fe, Zn, Pb i Bi (**tabela 3 w artykule A3**). Analiza redundancji (RDA) sugerowała pozytywny wpływ niektórych metali ciężkich na biomasa zielonicy i okrzemek. Tylko dla kryptofitów niewielki spadek biomasy był związany ze wzrostem stężenia metali w wodzie otwartej (**rycina 5 i 6 w artykule A3**).



**Rycina 5.** Koncentracja wybranych metali w wodzie i zmiany biomasy fitoplanktonu w jeziorach przymorskich o różnym poziomie łączności hydrologicznej z morzem



Oczywiście głównym źródłem zanieczyszczeń obserwowanych w jeziorach przybrzeżnych jest zlewnia. Powoduje to, że bałtyckie jeziora przybrzeżne (BCL's) mogą stanowić miejsce monitoringu migracji zanieczyszczeń w kierunku morza (**analiza stresora chemicznego**). Są one przy tym obarczone podatnością na degradację, która przejawia się wysoką trofią wód (**tabela 1 w artykule A4**). Wyniki wskazały istnienie trzech typów zlewni, z których każdy oprócz wysokiego udziału terenów rolniczych posiadał: (i) istotny udział terenów podmokłych oraz zbiorników wodnych (C1), (ii) duży udział obszarów leśnych i półnaturalnych (C2), lub (iii) terenów zurbanizowanych (C3) (**rycina 2 i 3 w artykule A4**). Zastosowana analiza korelacji wskazała związki pomiędzy typami pokrycia terenu, a poziomem trofii wody w jeziorach w oparciu o indeks trofii Carlsona ( $TSI_{chl}$ ,  $TSI_{TP}$ ,  $TSI_{SD}$ ,  $TSI_{TOC}$ ). Wyraźnie odmienny okazał się typ C2, w którym równocześnie poziom trofii jezior był najniższy (**tabela 5 w artykule A4**). Mimo wszystko równoważenie udziału tej formy użytkowania terenu w zlewniach przez obszary leśne i półnaturalne powoduje, że znajdujące się w nich jeziora przybrzeżne mają wody o niższym poziomie trofii. Pozostałe typy zlewni w podobny sposób powiązane są z żyznością wód jezior przybrzeżnych (**tabela 2 i 3 w artykule A4**). Struktura zlewni analizowana w oparciu o CORINE Land Cover (CLC) w istotny sposób wpływa na obniżenie wartości TP i TOC, natomiast nie ma przełożenia na widzialność krążka Secchiego i poziom chlorofilu w jeziorach. Jako główny komponent zlewni wpływający na redukcję koncentracji fosforu i węgla organicznego wskazano obszary mokradłowe (=torfowiska) (**tabela 3 w artykule A4**). Jeziora przybrzeżne są złożonymi ekosystemami wodnymi, ich odmienność wynika z różnych stosunków hydrologicznych ukształtowanych w wyniku przewagi czynnika lądowego bądź morskiego. Istotne są tu interakcje pomiędzy środowiskiem wód słodkich a środowiskiem morskim oraz wymiana wód pomiędzy dwoma obiektami hydrograficznymi pozostającymi w ścisłym związku. W tym kontekście jako zadziwiające należy uznać brak potwierdzenia w prezentowanych wynikach istotnego znaczenia intruzji wód Bałtyku (zasolenie) na poziom trofii wód badanych BCL's (**tabela 3 w artykule A4**). Wydaje się, że może to być specyficzna właściwość przybrzeżnych silnie zeutrofizowanych zbiorników, szczególnie ujawniająca się w przypadku ekosystemów powiązanych z zamkniętymi morzami jak np. Bałtyk.

## DYSKUSJA

Ekosystemy, które zostały dotknięte antropopresją, charakteryzują się deregulacją ich właściwości strukturalnych (takich jak skład gatunkowy i rozkład biomasy) oraz atrybutów funkcjonalnych (takich jak produktywność i obieg składników odżywczych) (Lu i in., 2015; Harwel i in., 2016, 2019). Ogólnie rzecz biorąc, gdy stres środowiskowy znacznie się nasila, obserwuje się zmiany w funkcjonowaniu ekosystemu, a po jego ustaniu rozpoczyna się proces regeneracji naturalnej bądź implikowanej przez człowieka (rekultywacja, renaturyzacja) (Bond i in., 2008). W przypadku rzeki Kwaczy odbudowa jej potencjału naturalnego została poprzedzona badaniami pilotażowymi zakończonymi wybraniem biowskaźnika efektów renaturyzacji. W kolejnym etapie wykonano liczne zabiegi hydrotechniczne, spójne z naturalnie zachodzącymi procesami ekologicznymi. W ten sposób wdrożono schemat działania: teoretyczna identyfikacja problemu → badania stanu „0” → wybór biowskaźnika → badania kontrolne → określenie uzyskanych efektów.

Prostoliniowy układ koryta, z niezróżnicowaną prędkością przepływu (~0,1m/s) z okresu przed renaturyzacją, nie sprzyjał dużej różnorodności biologicznej (*stresor biologiczny*). Było to wywołane małą heterogenicznością siedlisk (obecność *stresora fizycznego*). Ogólnie przyjmuje się, że silnie zmienione przez człowieka systemy rzeczne nie są dogodnym miejscem do egzystencji zróżnicowanych zoocenoz (Azrina i in., 2006). Dopiero odbudowa naturalnych komponentów ekosystemów stwarza dla nich okazję do zasiedlenia nowych obszarów. Taka sytuacja została zaobserwowana po renaturyzacji rzeki Kwaczy, gdzie doszło do wzrostu dyspersji larw *E. danica* w układzie przestrzennym i czasowym. Jeszcze przed wykonaniem zabiegów przedstawiciele *Ephemera* zasiedlały rzekę Kwaczę, ale ich obecność ograniczała się jedynie do 1/4 przebadanych miejsc. Po renaturyzacji nastąpiła kolonizacja nowych miejsc i po upływie dekady larwy *E. danica* były spotykane na prawie całym przebudowanym odcinku rzeki. Potwierdza to zatem dużą plastyczność fenologiczną tego gatunku, przejawiającą się szybką adaptacją do nowych warunków siedliskowych, a więc zniwelowanie czynnika stresowego ograniczającego ich ekspansję (Reznick i Ghilambor, 2001). Cecha ta pozwoliła larwom przetrwać nawet początkowo drastyczną redukcję liczebności populacji, traktowaną jako wskaźnik

stresu biologicznego, wraz z zachowaniem zdolności reprodukcyjnej, mimo stosunkowo krótkiego cyklu życiowego (Bennett, 2007). Niewątpliwie udało się temu gatunkowi wykorzystać szansę na ekspansję (tzw. „okno okazji”) wywołaną zmianami hydromorfologicznymi koryta (niwelowanie działania *stresora fizycznego*). Wzrost liczebności larw *E. danica* można wiązać z pojawieniem się nowych nisz ekologicznych, sprzyjających temu gatunkowi. Co zaskakujące, pojawiły się one nawet w miejscach niezbyt sprzyjających ich egzystencji, takich jak odcięty fragment koryta z jazem o niewielkiej prędkości przepływu wody (Bennett, 2007). Ponadto ten fragment stał się ostatecznie rodzajem refugium dla jętek w czasie gwałtownych zjawisk korytowych (*stresor fizyczny*), np. wezbrań powodujących znoszenie i/lub ich śmierć. Tym sposobem pozbawione kontaktu z nurtem fragmenty cieku, podobnie jak tereny przykorytowe, okazują się najbardziej istotnymi w zachowaniu puli genowej miejscami w systemie rzeczonym (Dittrich i in., 2016).

W trakcie renaturyzacji rzeki Kwaczy zastosowano wiele różnorodnych rozwiązań hydrotechnicznych, które oddziaływały na kondycję badanej populacji larw. Jednak stworzona mozaika siedlisk (heterogeniczność) sugerowała osiągnięcie zoptymalizowanego układu stymulującego rozwój badanego gatunku. Zostało to potwierdzone na podstawie wyliczonej współzależności biomasy vs. długości ciała organizmów (wskaźnik EcoCon), wskazującej ich kondycję w zasiedlanych habitatach (Froese 2006). Przed renaturyzacją wskaźnik osiągał niskie wartości (<1,0), a w ostatnim okresie badań jego średnia wartość wyraźnie wzrosła (>10). Uzyskanie wartości poniżej jedności należy traktować jako złą kondycję siedlisk wraz z rekomendacją do wykonania zabiegów renaturyzacyjnych. Zależność masa-długość osobnika można zatem wskazać jako dobrą miarę do oceny skutków renaturyzacji traktowanej jako metoda eliminacji stresorów.

Głównym czynnikiem odpowiedzialnym za rozwój badanej populacji larw i jej kondycji wydają się być warunki hydrologiczne. Początkowa destabilizacja, gwałtownie wymuszona zmianami prędkości przepływu wody w korycie rzeki, stanowiła stresor fizyczny implikujący obniżenie liczebności populacji bezkręgowców (np. Dewson i in., 2007; Marxsen i in., 2011). Po ustabilizowaniu się warunków hydrologicznych ten rodzaj czynnika zaburzającego stracił swoje znaczenie. W tym badaniu było to również widoczne, gdy w pierwszym roku po przeprowadzeniu

zabiegów renaturyzacyjnych liczebność (choć nie wielkość ciała) larw jętki była znacznie zmniejszona.

Dodatkowym stresorem dla populacji larw jętki były nagłe zmiany warunków środowiskowych na poszczególnych odcinkach rzeki, które mogły implikować reakcje fizjologiczne organizmów wodnych (Boaventura i in., 1997; Livingstone, 2003). W tym badaniu stwierdzono, że wzrost stężenia N-NO<sub>3</sub> wpływa niekorzystnie na liczebność i wielkość ciała larw *Ephemera*. Wzrost ten nie jest jednak spowodowany renaturyzacją strumienia, ale głównie hodowlą pstrągów w górnym biegu rzeki Kwaczy względem przebudowanego odcinka. Bożanić i in. (2018) wyraźnie wykazali, że odprowadzanie bogatej w nutrienty wody ze stawów rybnych, wykorzystywanych do hodowli pstrąga, wiąże się ze spadkiem liczebności jętki w ciekach. Z kolei wahania pH wody mają potencjalnie stymulujący wpływ na stan larwalny. Chociaż zakres wahań nadal mieścił się w najwyższej klasie jakości wody, wpływ pH wody na wiele procesów ekologicznych jest znaczący. Kontrastuje to z innymi doniesieniami, które nie wykazują takiego związku lub nawet sugerują, że pH i EC nie wpływają na rozwój jętki (Bispo i in., 2006).

Struktura dna cieku jest kolejnym przykładem działania czynnika fizycznego, wpływającego na egzystencję dużej grupy fauny bezkręgowej, w tym także na populację larw *Ephemera*. Jak podaje Bennett (2007), zamulenie i pojawienie się hydromakrofitów w siedliskach jest korzystnym zjawiskiem dla fauny bezkręgowej.

Mimo wszystko interakcje podłoże-organizm mają mniejszą rangę niż dynamika warunków hydrologicznych i jakość wody (identyfikowanych jako *stresory fizyczne i chemiczne*).

**Głównym osiągnięciem tej części opracowania w zakresie postawionego celu pracy doktorskiej było udowodnienie znaczenia wzrostu heterogeniczności siedlisk spowodowanych wymuszonymi zmianami hydrologicznymi w korycie. Działania renaturyzacyjne stanowią w pierwszej kolejności czynnik stresowy dla zoocenozy, który jednak z czasem ustępuje, dając impuls do rozwoju bogatych zgrupowań fauny bezkręgowej. W przypadku działania stresorów biologicznych, traktowanych jako zmiana poziomu dyspersji gatunków w środowisku, w wyniku przeprowadzonych zabiegów w rzece Kwaczy zauważono wyraźny wzrost ilości siedlisk zajmowanych przez badany gatunek. Prawidłowo wykonane zabiegi**

**inspirowane naturą (NbS) mogą stanowić element poprawy zdrowia ekologicznego małych rzek na obszarach nizinnych. Renaturyzacja w sposób trwały niweluje działanie dużej grupy stresorów. Zatem tego typu działania mogą mieć potencjalnie ogromne znaczenie w poprawie bioróżnorodności dolin rzecznych w ujęciu zarówno lokalnym, jak i obszarowym (Verdonschot i in., 2016). W związku z tym powinny one stanowić podstawę działań prośrodowiskowych w celu poprawy potencjału naturalnego środowiska implikującego poprawę zdrowia ekologicznego.**

Oddziaływanie czynników stresowych nie dotyczy jedynie ekosystemów lotycznych. Bardzo często dużo silniejsze reakcje dotyczą zbiorników wodnych, które stanowią istotny element w zlewni. W przypadku badań w jeziorze Jamno podjęto próbę oceny, jak sztuczna blokada w postaci wrót przeciwsztormowych zmieniła dynamikę środowiska wodnego, wywołując stres na wielu poziomach organizacji ekosystemu. Już pierwsze wyniki badań po powstaniu budowli hydrotechnicznych (2014-2015) wskazały na silną odpowiedź ekosystemu, wywołaną dwoma grupami stresorów o charakterze fizycznym i chemicznym (Lawrie i in., 2010). Pierwszy związany jest ze zmianą bilansu wodnego poprzez odmienną ilość dopływającej wody (*stresor fizyczny*), a drugi ze zmianą jakości wody (*stresor chemiczny*). Ich synergiczne działanie doprowadzi do (i) zmniejszenia się ilości wody w misie jeziornej; (ii) pogorszenia się jakości wód, ponieważ dopływ zanieczyszczeń ze zlewni nie był nawet w niewielkim stopniu rekompensowany dopływem lepiej natlenionej, czystszej wody morskiej.

Wraz z trwaniem blokady intruzji wód z morza, istotnej zmianie uległa struktura fitoplanktonu. W badanym jeziorze obserwuje się uproszczenie struktury fitoplanktonu z dominacją jednej grupy – sinice (*stresor biologiczny*). Jest to bezpośredni i kluczowy skutek odcięcia jeziora od dostępu wód morskich (*stresor fizyczny*). Podobne obserwacje dostarczyła w swoich badaniach Lang-Yona i in. (2018). W przypadku jeziora Jamno w okresie średnioterminowym (6-7 lat od uruchomienia wrót) odnotowano czterokrotny spadek obfitości fitoplanktonu, połączony z całkowitym wyeliminowaniem przedstawicieli okrzemek i zielenic. Równocześnie systematycznie wrastała dominacja sinic od poziomu 91% tuż po instalacji wrót, do 93% w ujęciu średnioterminowym (*stresor biologiczny*). Wielu badaczy (Reynolds, 2006; Wilk-Woźniak, 2009; Bonilla i in., 2011; O’Neil i in.,

2012) przypisuje poszczególnym gatunkom, a nawet rodzajom sinic różne cechy ułatwiające sukces w interakcjach z innymi grupami glonów planktonowych. Sinice na ogół wykazują intensywne tempo wzrostu przy podwyższonej temperaturze otoczenia (Robarts i Zohary, 1987; Coles i Jones, 2000). W takich warunkach najskuteczniej konkurują one z eukariotycznymi producentami pierwotnymi, takimi jak okrzemki, zielenice czy kryptofity (Elliott i in., 2006; De Senerpont Domis i in., 2007; Jöhnk i in., 2008). Można tę ekspansję powiązać ze wzrostem termiki wód (= *stresor fizyczny*), co potwierdziły moje badania, ale także wyniki innych badań w ekosystemach morskich i słodkowodnych (Ibelings, 1996; O'Neil i in., 2012; Walls i in., 2018). Izolacja jeziora od napływu wód morskich (identyfikowane jako *stresor fizyczny*) intensyfikuje ten proces. Napływ chłodniejszych wód morskich hamuje nagrzewanie się wód jeziornych i kształtuje poziom progę niskotemperaturowego w egzystencji glonów, ograniczając tym samym intensywny rozwój sinic i związanych z nimi toksyn (Robarts and Zohary, 1987; Liu i in., 2012). Potwierdziły to moje badania, gdzie termika wód była kluczowym czynnikiem implikującym wartości biomasy fitoplanktonu. Jest ona również istotniejsza niż okres badawczy, chociaż zmiany klimatyczne w trakcie 6-letnich badań mogą mieć powiązanie ze zmianami termiki wód. Jednak niespodziewanym rezultatem była postępująca redukcja obfitości glonów, w tym również sinic (*stresor biologiczny*). Podobne wyniki uzyskano w badaniu Kosten i in. (2011), gdzie cieplejszy klimat nie powoduje wyższej ogólnej biomasy fitoplanktonu, ale procent całkowitej biomasy sinic wzrasta wraz z temperaturą. Wyniki analiz, w połączeniu z rosnącą liczbą badań laboratoryjnych i terenowych (Weyhenmeyer, 2001; Huisman i in., 2005; Reynolds, 2006; De Senerpont Domis i in., 2007; Jeppesen i in., 2009; Wagner i Adrian, 2009) sugerują, że ocieplenie klimatu (*stresor fizyczny*) może sprzyjać ekspansji i dominacji sinic (*stresor biologiczny*). Sinice mogą czerpać większe korzyści z ocieplenia niż inne grupy fitoplanktonu, ze względu na ich wyższe optymalne temperatury wzrostu. Dodatkowo ich globalna ekspansja również wzrasta w wyniku zmian klimatu, co przekłada się na wzrost potencjalnego zagrożenia wód związanego z aktywnością sinic (Lang-Yona i in., 2018; Walls i in., 2018).

Budowa wrót przeciwsztormowych (*stresor fizyczny*) spowodowała również zmiany w wartości wszystkich zmierzonych parametrów abiotycznych (*stresory*

*chemiczne*). Szczególnie dotyczy to koncentracji fosforanów, których stężenie pomiędzy obserwacjami krótko- vs. średnioterminowymi wzrosło dwukrotnie, co wskazuje na przyspieszenie procesów degradacji zbiornika (**pogorszenie zdrowia ekologicznego**). Może to sugerować przyspieszenie procesu zamierania jeziora Jamno oraz przekroczenie granicy pozwalającej na wdrożenie skutecznych działań naprawczych w oparciu o podstawy ekohydrologii. Ogólnie przyjmuje się, że w przypadku sztucznie blokowanej łączności hydrologicznej dochodzi do wzrostu koncentracji soli biogennych implikujących nadprodukcję autotrofów (Twomey i Thompson, 2001; Gobler i in., 2005; Netto i in., 2012). Co zaskakujące, w przypadku efektów średnioterminowych (po 6 latach od uruchomienia wrót) brak ograniczeń w dostępie do biogenów nie przełożył się na rozwój obfitości fitoplanktonu. Dodatkowo, z wykonanego modelu PLS-R wynikało, że ilości fosforu fosforanowego i azotu azotanowego mają znikome przełożenie na uzyskane wyniki biologiczne. Duże koncentracje biogenów w wodach jeziora Jamno nie są zatem kluczowym czynnikiem rozwoju tych organizmów pelagicznych. Ciekawym wynikiem był także spadek wartości pH po 7 latach od uruchomienia wrót, prawdopodobnie spowodowany był on ubytkiem biomasy sinic, których szkodliwe zakwity, często zwiększają odczyn słupa wody (Kosten i in., 2011).

Zgodnie z danymi literaturowymi, zasięg widzialności w okresie wegetacyjnym w jeziorze Jamno rzadko przekraczał 0,5 m, a zdarzało się, że zbliżał się do zera (Michalski i Januszkiewicz, 1967; Malej, 1974). W badaniach Obolewskiego (2009) widzialność była niewielka i nie przekraczała 50% głębokości, co związane było zapewne z silnym rozwojem fitoplanktonu i wysoką produkcją pierwotną w tym zbiorniku. Potwierdzają to również moje badania, gdzie widzialność nie przekroczyła 0,4 m (*stresor fizyczny*) i była silnie powiązana z ilością sinic i TChl-*a*. Nieco wyższe wartości tego parametru w 2020 roku (6 lat po uruchomieniu wrót) można wiązać ze spadkiem obfitości fitoplanktonu w toni wodnej, co tylko pozornie należy traktować jako korzystną zmianę.

Jednak możliwe jest, że izolacja od morza połączona z pogorszeniem się warunków środowiskowych (*stresory fizyczny i chemiczny*) w jeziorze Jamno utrudnia egzystencję nawet tak powszechnie występującej grupie jak sinice, którą traktuje się jako wskaźnik silnej eutrofizacji. W taki sposób nałożenie się wielu niekorzystnych

czynników naturalnych i antropogenicznych wpływa na degradację przekształcanych zbiorników, w tym jeziora Jamno. W przypadku jeziora Jamno, dostarczane już od lat 60. XX w. wyniki badań monitoringowych wskazywały na jego zły stan ekologiczny lub wręcz dowodziły, że jest to ekosystem w stanie zamierania (Szmidt, 1967; Malej, 1974). Badania wskazują, że powstanie wrót (*stresor fizyczny*) spowodowało przyspieszenie tego procesu wraz z redukcją różnorodności fitoplanktonu (*stresor biologiczny*). Szczególnie niepokojące są wyniki uzyskane w ujęciu średnioterminowym, a więc w trakcie kształtowania się nowego dla tego ekosystemu stanu równowagi ekologicznej.

**Głównym rezultatem mojej pracy doktorskiej, dowiedzionym w tej części, było ustalenie negatywnego efektu izolacji jeziora przybrzeżnego od napływu wód morskich (*stresor fizyczny*). Budowa wrót przeciwsztormowych w istotny sposób wpłynęła na warunki siedliskowe planktonu, co poskutkowało spadkiem poziomu bioróżnorodności oraz zakwitami glonów. Można zatem wskazać, że zidentyfikowany stresor fizyczny implikuje wzrost intensywności działania stresorów chemicznych i biologicznych. W tym kontekście budowa wrót sztormowych może być traktowana jako działanie drastycznie obniżające poziom zdrowia ekologicznego jeziora Jamno.**

Większość płytkowodnych ekosystemów przybrzeżnych charakteryzuje się dużą niestabilnością siedlisk, którą wiązać można z obecnością znacznej ilości czynników stresowych (McLusky i Elliott, 2004; Pérez-Ruzafa i in., 2011). Różnorodność siły wnikania do nich wody morskiej jest związana z czasową i przestrzenną zmiennością prądów morskich i pływów (Wooldridge, 1999; Colling i in., 2007; Mrozińska i Bąkowska, 2020), które są napędzane głównie przez wiatr, więc warunki abiotyczne zmieniają się bardzo nieprzewidywalnie (Kjerfve, 1994; Yin, 2003). Wśród badanych jezior przymorskich cecha ta dotyczy w szczególności jeziora Sarbsko (jezioro przejściowe – z dominacją wód słodkich), które jest stosunkowo rzadko uzupełniane wodą morską i gdzie biomasa fitoplanktonu jest znacznie wyższa niż w pozostałych typach jezior. Dynamika ta zwiększa resuspensję osadów i uwalnianie materii organicznej do otwartej wody (*stresor chemiczny*), co wpływa na rozwój fitoplanktonu silniej niż w innych typach jezior (Woszczyk i in., 2010).



Ograniczona intruzja wody morskiej nie sprzyja szerokiej dyspersji przestrzennej gatunków euryhalinowych. Wśród badanych głównych grup fitoplanktonu redukcja biomasy w jeziorach słonawych sugerowała, że ich otwarte wody są zdominowane przez organizmy stenohalinowe. W ekosystemach podlegających intruzji wody morskiej odnotowano natomiast wartości biomasy fitoplanktonu znacznie niższe niż w ekosystemach przejściowych z dominacją wód słodkich lub w typowych jeziorach słodkowodnych. Przypuszcza się, że napływ wody morskiej powoduje stres osmotyczny w komórkach glonów (D'ors i in., 2016). Wyjątek od tej reguły stanowią sinice, które wydają się być bardziej odporne na tego typu zmiany, co skutkuje ich dominacją w większości lagun i jezior przybrzeżnych wzdłuż Morza Bałtyckiego (*stresor biologiczny*), np. sinice konkurują z innymi grupami, dzięki łatwości adaptacji do zmiennych warunków i stosunkowo szybkiemu wzrostowi (Santos-Merino i in., 2019; Sun i in., 2018), co potwierdzają również wyniki moich badań z jeziora Jamno.

Ogólnie rzecz biorąc, niska jakość wody w przybrzeżnych jeziorach Bałtyku jest spowodowana dopływem zanieczyszczeń ze zlewni (*stresor chemiczny*) (Astel i in., 2016). Trojanowski i in. (1991) wykazali, że zlewnie jezior Łebsko i Gardno znajdują się w jednym z najbardziej wykorzystywanych rolniczo regionów Polski. Napływ zanieczyszczeń wpływa na ich produktywność, która w przeciwieństwie do wcześniejszych doniesień jest niska w tych jeziorach. Jeziora te są bogate w fosfor i azot, ale według Karlssona i in. (2009) to widzialność determinuje produktywność zbiorników wodnych. Jest wysoce prawdopodobne, że silny rozwój sinic (*stresor biologiczny*), bezpośrednio ograniczający widzialność, jednocześnie ogranicza rozwój innych grup fitoplanktonu. W tym zakresie wyniki te potwierdzają zależności zaobserwowane także w jeziorze Jamno. Zanieczyszczenia antropogeniczne, w tym metalami ciężkimi (*stresor chemiczny*), mogą powodować zmiany strukturalne oraz zaburzenia funkcjonalne w biosestonie. Spośród organizmów, dla których przeprowadzono podobne badania, fitoplankton zwykle wykazuje najwyższe stosunki stężeń dla wielu pierwiastków, głównie ze względu na jego mały rozmiar i odpowiadający mu duży względny obszar sorpcji (Flower i in., 2005).

Badanie zależności między biomasą glonów a metalami ciężkimi w profilu pionowym jest niezbędne do zrozumienia struktury i dynamiki zmian zachodzących

w wodach otwartych. Na fitoplankton wpływa nie tylko stężenie danej substancji, ale także szersze środowisko chemiczne. Ogólnie rzecz biorąc, wpływ ten zależy od stężenia, czasu ekspozycji, sposobu pobierania metalu, czynników wewnętrznych i warunków środowiskowych. Wiele wcześniejszych badań wykazało, że pH wody pośrednio wpływa na szybkość akumulacji metali, podczas gdy zasolenie obniża ich pobór i akumulację, w przeciwieństwie do temperatury, która jest dodatnio skorelowana z ich akumulacją (Köck i in., 1996; Çogun i Kargın, 2004; Biswas i in., 2012). W badaniu stwierdzono, że metale ciężkie w badanych jeziorach wydają się stymulować wzrost poszczególnych grup fitoplanktonu. Powszechnie wiadomo, że istnieją bardzo złożone współzależności między elementami abiotycznymi i biotycznymi w ekosystemach wodnych. Niektóre z tych zależności mają charakter bezpośredni, a inne tylko pośredni. W tym kontekście przeprowadzone badania wskazały na pośredni wpływ chromu na rozwój fitoplanktonu. Toksyczny wpływ tego metalu na zooplankton został udowodniony (Jak i in., 1996), a to z kolei przyczynia się do zwiększenia biomasy fitoplanktonu z powodu zmniejszonego żerowania. Działanie metalu zwiększyło biomasę fitoplanktonu, jednocześnie zmniejszając jego aktywność fotosyntetyczną. Innym przykładem jest bizmut, który ulega intensywnej hydrolizie na III stopniu utlenienia i występuje w wodzie morskiej jako  $\text{Bi}(\text{OH})_3$  (Byrne, 2002). Ze względu na swoje rozległe właściwości hydrolityczne, bizmut wykazuje silną reaktywność molekularną i dlatego jest potencjalnie toksyczny dla gatunków morskich. Niektóre pierwiastki, choć zwykle toksyczne, mogą być korzystne dla pewnych organizmów w określonych warunkach. Jak podaje Flower i in. (2010), pomimo swojej toksyczności bizmut najwyraźniej stymuluje wzrost kryptofitów i sinic. Jednak nawet stosunkowo niewielkie ilości pierwiastków zmniejszają aktywność procesów metabolicznych komórek glonów. Przykładem jest bar, który pomimo niskiego stężenia w wodach badanych jezior przybrzeżnych, wykazywał negatywny wpływ na wzrost fitoplanktonu.

Organizmy wodne różnią się pod względem zdolności do selektywnego gromadzenia nadmiaru metali. Najsilniej jest akumulowany ołów, a jego stopień toksyczności zależy od naturalnych cech gatunków i właściwości wody (Neto i de Varennes, 1993). W tym kontekście metal ten wydaje się być silniejszym chemicznym stresorem dla bezkręgowców niż dla glonów (Mrozińska i Bąkowska, 2020).

Jednak u okrzemek i zielenic może to być związane ze wzrostem aktywności fotosyntetycznej, *sensu stricto* pierwotnej produktywności. Chociaż miedź jest dość rozpowszechniona w przyrodzie, jej stężenie w niezanieczyszczonych wodach jest niskie. Dodatkowo podlega znacznym wahaniom wynikającym z fluktuacji zawartości tlenu z powodu produkcji glonów. Niskie stężenie miedzi ogranicza wzrost i aktywność fotosyntetyczną glonów. Jednakże glony mogą stosunkowo szybko przystosować się do wyższych stężeń tego metalu (Kozelka i Bruland, 1998). Toksyczność niklu jest znacznie niższa niż miedzi. Chrom, pomimo powszechnego występowania, powinien być obecny na stosunkowo niskich poziomach w profilu pionowym. Jest on zdolny do tworzenia oksyanionów i może być utleniany do chromianu (Costa, 1997). Redukcja chromianu do chromu(III) wiąże się z powstawaniem wolnych rodników. W konsekwencji związki chromu są toksyczne, alergizujące i rakotwórcze (Costa, 1997). Ponadto w roztworach wodnych chromiany są stabilne tylko w środowiskach alkalicznych, takich jak badane jeziora. Wysokie stężenia chromu w wodzie są związane wyłącznie z zanieczyszczeniem. Niewątpliwie aktywność fotosyntetyczna glonów spada, gdy stężenia chromu i żelaza są wyższe, mimo że ich stężenia mieszczą się w najwyższej klasie jakości wody, zgodnie z polskimi wytycznymi ochrony środowiska dla ekosystemów przejściowych (Dziennik Ustaw, 2016). W tym kontekście cynk jest wyjątkiem, ponieważ jego wartości znacznie przekroczyły dopuszczalne normy ( $>1$ ). Cynk ma negatywny wpływ na glony nawet przy niskich stężeniach i zwiększa toksyczność miedzi. Przypuszczam, że obserwowana struktura zbiorowisk fitoplanktonu jest uwarunkowana stężeniem cynku i miedzi w wodzie. Dodatkowo rozpuszczalność cynku wzrasta przy niskich wartościach pH (Macdonald i Bruce Martin, 1988). Mangan jest jednym z najważniejszych metali ciężkich i jest uważany za bufor elektronów w reakcjach biochemicznych. Toksyczność Mn(II) jest ogólnie niska w porównaniu z innymi metalami przejściowymi (Nies, 1999). Niska zawartość manganu w badanych jeziorach może być spowodowana poborem przez sinice. Ponadto wolne jony manganu mogą łagodzić toksyczne działanie miedzi (Sunda i Huntsman, 1983) lub cynku (Twining, 2011).

Chociaż badane jeziora przy morskie to zbiorniki polimiktyczne (średnia głębokość 1,4 m), stężenia metali ciężkich różniły się znacznie między nimi.

Obserwacja ta potwierdza znaczenie łączności hydrologicznej z morzem w kształtowaniu warunków abiotycznych w bałtyckich jeziorach przybrzeżnych (*stresor fizyczny*), jak wskazują np. Mrozińska i Bąkowska (2020) oraz Astel i in. (2019). Badania pokazują, że można wyróżnić dwa podtypy bałtyckich jezior przejściowych (jeziora przejściowe – z dominacją wód słodkich lub jeziora przejściowe – z dominacją wód słonych), ponieważ różnią się one proporcjami wody słodkiej i morskiej, chociaż oba są uważane za ekosystemy słodkowodne, zgodnie ze standardową klasyfikacją zasolenia (System Wenecki, 1959). Fakt ten należy uwzględnić w dalszych analizach ekologicznych polimiktycznych jezior przybrzeżnych o niskim poziomie zasolenia.

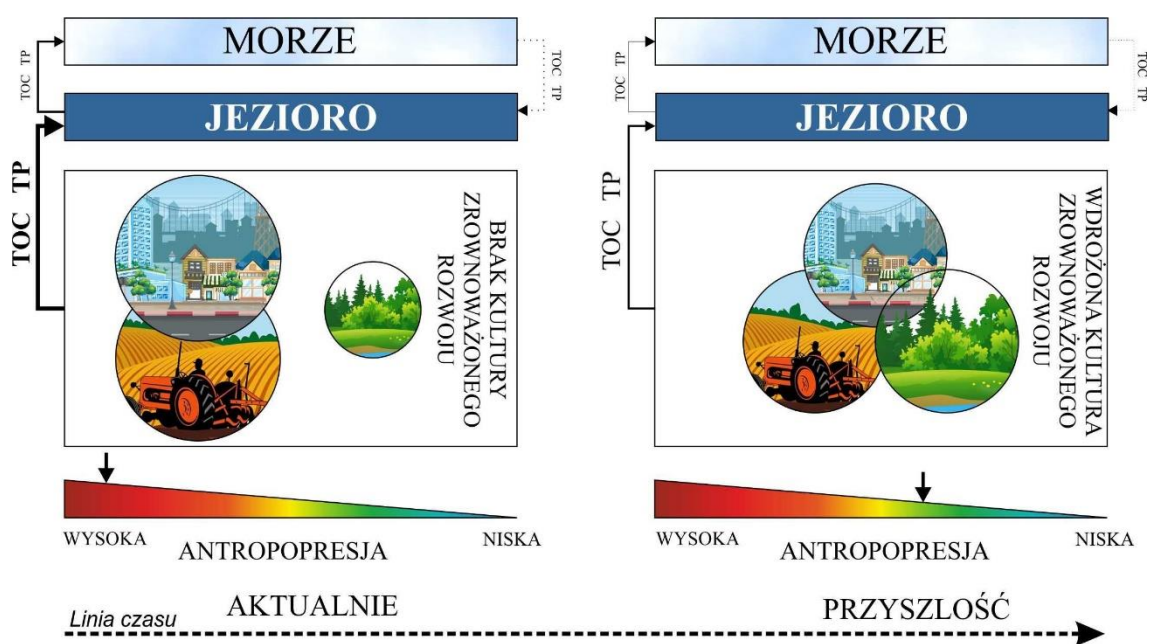
**Głównym osiągnięciem tej części pracy doktorskiej w zakresie zrealizowania celu było udowodnienie złożonych interakcji pomiędzy oddziaływaniem stresorów chemicznych a biomasą glonów planktonowych. Nie można jednoznacznie określić działania tego typu stresorów. Wiele z metali, jako mikroskładniki, jest niezbędnych dla funkcjonowania glonów, podczas gdy inne działają destrukcyjnie na ich komórki. Poziom łączności hydrologicznej jeziora z morzem niweluje działanie stresora chemicznego (obniżenie koncentracji metali) i biologicznego (spadek udziału sinic). Połączenie pomiędzy oboma typami ekosystemów jest zatem niezbędnym elementem wpływającym na poziom ich zdrowia ekologicznego.**

W polskich jeziorach przybrzeżnych, w których zasolenie rzadko przekracza 3 PSU, kluczowym czynnikiem indukującym produkcję pierwotną jest fosfor, podczas gdy w typowych ekosystemach morskich jest to azot (Smith, 1984). Zależność ta została potwierdzona w moich badaniach bałtyckich jezior przybrzeżnych (BCL's), gdzie głównym czynnikiem odpowiedzialnym za bardzo zły stan wód oraz wpływającym na wzrost poziomu eutrofizacji (*stresor biologiczny*) jest fosfor. Obniżenie poziomu jego spływu do jezior jest mocno ograniczone przez panującą aktualnie strukturę użytkowania poszczególnych zlewni jezior przybrzeżnych, określoną w oparciu o metodykę CORINE Land Cover (CLC, 2018). Wśród przeanalizowanych grup pokrycia terenu (1 - najbardziej ogólny podział użytkowania zlewni wg CLC), nie wykazały zdolności akumulacji fosforu na swoim obszarze. Dopiero ocena szczegółowa oparta na 3 poziomie CLC wskazała, że obecność torfowisk w zlewniach jest w stanie hamować migrację tego pierwiastka w kierunku jezior przybrzeżnych. Równocześnie taka forma pokrycia zlewni może redukować

ilość przemieszczającego się węgla organicznego. Dzieje się tak nawet w przypadku ich niewielkiego udziału w powierzchni zlewni bezpośredniej, stanowiącego w przypadku badanych obszarów maksymalnie ~0,05%. Clerici i in. (2014) wskazał na tereny podmokłe jako element blokujący intensywność procesów erozyjnych oraz ograniczający spływ ładunków zanieczyszczeń do najniższego punktu zlewni. Zdolność usuwania składników odżywczych z terenów podmokłych opiera się na wychwytywaniu osadów, usuwaniu nadmiaru składników odżywczych poprzez zamieszkujące je bogate biocenozy (DeBusk, 1999; Obolewski i in., 2011). Można zatem przypisać im rolę „nerek” dla zlewni, stanowiących zasadniczy element ochronny dla ekosystemów wodnych (np. Amoros i Bornette, 2002; Brooks i in., 2003). Z tego powodu w ostatnim czasie przykładana się dużą wagę do ochrony i odtwarzania naturalnych mokradeł, a także budowy ich sztucznych substytutów (Bueno i in., 1995; Lee i in., 2005).

W przypadku wzrostu w zlewniach udziału komponentów antropogenicznych, czyli obszarów rolniczych i miejskich (traktowanych jako *stresor fizyczny*), można spodziewać się pogorszenia stanu wód jezior, nawet do stanu hipertrofii (ujawnienie się *stresora biologicznego*). W przypadku zlewni bałtyckich jezior przybrzeżnych głównym przekształconym komponentem są tereny rolnicze stanowiące 45-78% ich powierzchni. Jednakże ich wpływ na poziom trofii wód BCL's ujawnia się dopiero w trakcie szczegółowej analiz klas użytkowania terenu (3 poziom CLC). Negatywny wpływ dotyczy także obecności w zlewniach pastwisk (13%), które wpływają na wzrost ilości węgla organicznego w BCL's. Pastwiska charakteryzują się stosunkowo niską zdolnością wiązania substancji organicznych w warunkach ciągłego wypasu (Cardoso i in., 2009). Są one także traktowane jako element rolnictwa konwencjonalnego, odpowiedzialnego za wzrost stężenia składników pokarmowych w spływie powierzchniowym (np. Ongleya i in., 2010; Johnson i in., 2013; Haidary i in., 2013; Zhang i in., 2014). Równocześnie obecność nieużytków rolnych może istotnie zredukować ilość węgla docierającego do jezior (Sanchez i in., 2014). Dzieje się tak mimo tego, że średni udział tej klasy użytkowania terenu wynosi zaledwie 2%. W przypadku analizowanych obszarów można zatem założyć, że na obszarach rolniczych produkcja i redukcja węgla organicznego są zrównoważone.

Zidentyfikowane typy zlewni BCL's wyróżniają się specyficzną strukturą głównych klas użytkowania z 1 poziomu CLC. Obszar reprezentowany przez pierwszy typ zlewni (C1) charakteryzował się największym udziałem obszarów terenów podmokłych oraz zbiorników wodnych (łącznie 17,4%), ale mimo tego bardzo wysokimi wartościami  $TSI_{TP}$  i  $TSI_{SD}$ . Okazuje się, że ekosystemy wodne występujące w zlewni nie są w stanie zasymilować wytworzonej ilości fosforu i materii organicznej z terenów przekształconych antropogenicznie (*stresor chemiczny*). Podobnie niekorzystna struktura zlewni występuje w trzecim typie (C3), gdzie brak jest istotnych obszarów tej grupy pokrycia terenu. Sytuację minimalnie poprawia obecność w zlewni obszarów pokrytych lasami (<20%), mogących związać pewne ilości TOC. Jednakże większość zanieczyszczeń deponowanych w BCL's wpływa na hipertroficzny stan ich wód, implikujący silny rozwój fitoplanktonu (wystąpienie *stresora biologicznego*) (Obolewski i in., 2018b). Dopiero wzrost ilości terenów pokrytych lasami i obszarów półnaturalnych, porównywalny z obszarami rolniczymi (typ drugi zlewni - C2), ma istotny wpływ na obniżenie się trofii wód BCL's (ryc. 6).



**Rycina 6.** (A) Funkcjonowanie jezior przybrzeżnych przy obecnym poziomie wpływu człowieka i strukturze zlewni (B). Metoda zmiany struktury zlewni w celu zmniejszenia wpływu człowieka i zmniejszenia obciążenia jezior substancjami odżywczymi

Obecność lasów liściastych i mieszanych istotnie ograniczała migrację węgla, przez co mogła być obniżona produkcja pierwotna w jeziorach (Olson i in., 2020). Dowodzą tego niższe wartości  $TSl_{chl}$  w zlewniach typu C2 niż w dwóch pozostałych. Krzemińska i in. (2006) oraz Staniszewski i in. (2017) dowiedli, że taka struktura zlewni tworzy strefę buforową, zwiększającą odporność na degradację znajdujących się w nich jezior, nawet szczególnie podatnych na eutrofizację jak płytkowodne zbiorniki przybrzeżne (Trojanowski i in., 1991). Ustalono istotną różnicę w trofii wód jezior z C2 w stosunku do C1 i C3. Zdziwiający jest brak wpływu sezonowości na uzyskane wyniki CTSI, mimo że oczywiste są zmiany w aktywności autotrofów w trakcie okresu wegetacyjnego. Dodatkowo warto zwrócić uwagę, że zasolenie utożsamiane jako łączność hydrologiczna z morzem nie wpływa istotnie na poziom trofii badanych BCL's. Powszechnie zakłada się, że intruzja wód morskich do zbiorników przybrzeżnych czasowo obniża trofię wód i poprawia stan ekologiczny (Paturej, 2006; Netto i in., 2012; El Zokm i in., 2018; Djihouessi i in., 2021). Jednak wydaje się, że w przypadku BCL's intensywność takiego zjawiska jest niewystarczająca, aby zauważalnie wpłynąć na wartości CTSI w tych zbiornikach. Częste ścieranie się w nich czynników lądowych i morskich wskazuje na przewagę tych pierwszych, co jednak może się zmieniać wraz z podnoszeniem się poziomu wszechoceanu w wyniku globalnych zmian klimatu (Prange i in., 2020).

**Głównym osiągnięciem uzyskanym w tej części, wpisującym się w założenia mojej pracy doktorskiej, było wskazanie istotnej roli struktury użytkowania obszarów w zlewniach jezior przybrzeżnych (stresor fizyczny) na poziom dopływu zanieczyszczeń (stresor chemiczny). Badane obiekty charakteryzują się wysoką trofią ocenianą na podstawie wskaźnika Carlsona, a implikowaną przez znaczny dopływ biogenów. Udowodniłam, że łączność hydrologiczna jezior z Bałtykiem nie jest w stanie niwelować działania stresorów chemicznych traktowanych jako koncentracja węgla i fosforu, a uwidocznionych w postaci ilości chlorofilu  $a$  i trofii badanych jezior. Jest to zaskakujące, bo w przypadku metali ciężkich taka prawidłowość miała miejsce. Wydaje się, że w przypadku biogenów ich wysoka koncentracja w jeziorach nie jest w stanie być obniżona przez stosunkowo niewielki napływ wody morskiej. Oczywistym jest, że eliminacja z obszaru zlewni terenów rolniczych i zurbanizowanych jest niemożliwa, dlatego dążąc do poprawy jakości**

wody w jeziorach przybrzeżnych, należy wprowadzić zmiany zgodnie z ekohydrologiczną koncepcją bliską naturze. **Kluczowym komponentem tej formy kształtowania zlewni jest ochrona, odbudowa lub budowa obszarów mokradłowych w celu ograniczenia ilości transportowanego fosforu i węgla.** Intensyfikację tej redukcji można kształtować budową stref buforowych w postaci zadrzewień śródpolnych, pasów zieleni czy obszarów zalesionych (Sliva and Williams, 2001). Na obszarach przekształconych antropogenicznie należałoby ograniczyć nadmierną inżynierię (over-engineering) na rzecz zwiększenia udziału trawiastych boisk, parków i skwerów, co pozwalałoby na neutralizację fosforu produkowanego przez miasta (Di Capua i in., 2022). Wszystkie te działania, wraz z opracowaniem planów ochronnych opartych na ekohydrologicznych rozwiązaniach wzorowanych naturą (EH-NbS) wpłynęłyby na podniesienie zdrowia ekologicznego.



## WNIOSKI

1. Renaturyzacja podnosi poziom zdrowia ekologicznego zdegradowanego cieku, ponieważ niweluje obecność stresorów biologicznych, chemicznych i fizycznych.
2. Odbudowa potencjału naturalnego dolin rzecznych, oparta na zabiegach inspirowanych naturą (NbS), tworzy „okna okazji” dla rozwoju cennych gatunków fauny dennej i poprawy zdrowia ekologicznego ekosystemów wodnych.
3. Łączność hydrologiczna z morzem jest w przypadku jezior przybrzeżnych niezbędnym czynnikiem wpływającym na utrzymanie poziomu ich zdrowia ekologicznego, niwelując przy tym działanie wielu stresorów.
4. Izolacja jezior przybrzeżnych od intruzji wód morskich stanowi niekorzystne praktyki w kontekście utrzymywania prawidłowego poziomu zdrowia ekologicznego, ponieważ zintensyfikowała działanie stresorów biologicznych i chemicznych.
5. W przypadku polskich jezior przybrzeżnych wysoka koncentracja biogenów nie jest w stanie być obniżona przez stosunkowo niewielki napływ wody z Bałtyku, ale samo połączenie hydrologiczne jest istotnym czynnikiem wpływającym na ich funkcjonowanie.
6. W zlewniach jezior przybrzeżnych można wyznaczyć trzy typy zlewni, które w istotny sposób determinują migrację zanieczyszczeń do jezior, które stają się „monitorem” antropopresji na znacznym obszarze Pomorza.
7. Zwiększenie obecności obszarów mokradłowych w zlewniach jezior przybrzeżnych może ograniczyć dopływ biogenów (stresor chemiczny), a tym samym zahamować ich degradację, czyli co najmniej utrzymać aktualny stan zdrowia ekosystemów.

## LITERATURA

1. Abbate, M. C. L., Molinero, J. C., Guinder, V. A., Perillo, G. M., Freije, R. H., Sommer, U., Spetter, C.V. & Marcovecchio, J. E. (2017). Time-varying environmental control of phytoplankton in a changing estuarine system. *Science of the Total Environment*, 609, 1390-1400.
2. Amoros, C., & Bornette, G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater biology*, 47(4), 761-776.
3. Anandraj, A., Perissinotto, R., Nozais, C., & Stretch, D. (2008). The recovery of microalgal production and biomass in a South African temporarily open/closed estuary, following mouth breaching. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(4), 599-606.
4. Astel, A. M., Bigus, K., Obolewski, K., & Glińska-Lewczuk, K. (2016). Spatiotemporal assessment of water chemistry in intermittently open/closed coastal lakes of Southern Baltic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182, 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.09.010>
5. Astel, A., Bigus, K., Obolewski, K., Niedzielski, P., Stec, M., Astel, K., & Tsakovski, S. (2019). Heavy metals risk assessment in water and bottom sediments of ICOLLS in northern Poland. *Global Nest. J*, 21, 438-448.
6. Azrina, M. Z., Yap, C. K., Ismail, A. R., Ismail, A., & Tan, S. G. (2006). Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and environmental safety*, 64(3), 337-347.
7. Barrett, G. W., Van Dyne, G. M., & Odum, E. P. (1976). Stress ecology. *BioScience*, 26(3), 192-194.
8. Bennett, C. (2007). A seven year study of the life cycle of the mayfly *Ephemera danica*. (Ephemeroptera). *Freshwater Forum* 27, 3–14.
9. Bispo, P. D. C., Oliveira, L. G., Bini, L. M., & Sousa, K. G. D. (2006). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, 66, 611-622.
10. Biswas, S., Prabhu, R. K., Hussain, K. J., Selvanayagam, M., & Satpathy, K. K. (2012). Heavy metals concentration in edible fishes from coastal region of Kalpakkam, southeastern part of India. *Environmental monitoring and assessment*, 184, 5097-5104.
11. Blondeau-Patissier, D., Gower, J. F. R., Dekker, A. G., Phinn, S. R., & Brando, V. E. (2014). A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. *Progress in Oceanography*, 123, 123–144. doi:10.1016/j.pocean.2013.12.008
12. Boaventura, R., Pedro, A. M., Coimbra, J., & Lencastre, E. (1997). Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 95(3), 379-387.

13. Bond, N. R., Lake, P. S., & Arthington, A. H. (2008). The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia*, 600, 3-16.
14. Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M. C. S., Gonzalez-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V. L., Lüring, M., Antoniadis, D., Padisák J. & Kruk, C. (2012). What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*?. *FEMS Microbiology Ecology*, 79(3), 594-607.
15. Božanić, M. L., Todorović, D. D., Živić, M. Ž., Perić-Mataruga, V. D., Marković, Z. Z., & Živić, I. M. (2018). Influence of a trout farm on antioxidant defense in larvae of *Ephemera danica* (Insecta: Ephemeroptera). *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (419), 47.
16. Braje, T. J., & Erlandson, J. M. (2013). Human acceleration of animal and plant extinctions: A Late Pleistocene, Holocene, and Anthropocene continuum. *Anthropocene*, 4, 14-23.
17. Brooks, K. N., Ffolliott, P. F., & Magner, J. A. (2013). *Hydrology and the management of watersheds* (4th ed). Wiley-Blackwell
18. Bueno, J. A., Tsihrintzis, V. A., & Alvarez, L. (1995). South Florida greenways: a conceptual framework for the ecological reconnectedness of the region. *Landscape and urban planning*, 33(1-3), 247-266.
19. Byrne, R. H. (2003). Inorganic speciation of dissolved elements in seawater: the influence of pH on concentration ratios. *Geochemical Transactions*, 3(2), 11-16.
20. Cairns, J., McCormick, P. V., & Niederlehner, B. R. (1993). A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263, 1-44.
21. Cardoso, E. L., Silva, M. L. N., Moreira, F. M. de S., & Curi, N. (2009). Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44(6), 631–637. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000600012>
22. Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. doi:10.1890/1051-0761(1998)008[0559:nposww]2.0.co
23. Chen, B., Xu, Z., Zhou, Q., Chen, C., Gao, Y., Yang, S., & Ji, W. (2010). Long-term changes of phytoplankton community in Xiagu waters of Xiamen, China. *Acta Oceanologica Sinica*, 29, 104-114.
24. Cheng, C., Wei, Y., Sun, X., & Zhou, Y. (2013). Estimation of chlorophyll-a concentration in turbid lake using spectral smoothing and derivative analysis. *International journal of environmental research and public health*, 10(7), 2979-2994.

25. Cieslinski, R. (2010). Zróżnicowanie typologiczne i funkcjonalne jezior w polskiej strefie brzegowej południowego Bałtyku. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 26.
26. Clerici, N., Paracchini, M. L., & Maes, J. (2014). Land-cover change dynamics and insights into ecosystem services in European stream riparian zones. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(2), 107–120. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2014.01.002>
27. Cloern, J. E., & Jassby, A. D. (2010). Patterns and scales of phytoplankton variability in estuarine–coastal ecosystems. *Estuaries and coasts*, 33, 230–241.
28. Çoğun, H. Y., & Kargin, F. (2004). Effects of pH on the mortality and accumulation of copper in tissues of *Oreochromis niloticus*. *Chemosphere*, 55(2), 277–282.
29. Coles, J. F., & Jones, R. C. (2000). Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. *Journal of Phycology*, 36(1), 7–16. doi:10.1046/j.1529-8817.2000.98219.x
30. Colling, L. A., Bemvenuti, C. E., & Gandra, M. S. (2007). Seasonal variability on the structure of sublittoral macrozoobenthic association in the Patos Lagoon estuary, southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97, 257–262.
31. CORINE Land Cover. (2018). European Environment Agency, from Copernicus Services. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>
32. Costa, M. (1997). Toxicity and carcinogenicity of Cr (VI) in animal models and humans. *Critical reviews in toxicology*, 27(5), 431–442.
33. Costanza, R. (1992). Toward an operational definition of ecosystem health. In Costanza, R., Norton, B. & B. Haskell (Ed.), *Ecosystem health: new goals for environmental management* Island Press.
34. Crutzen, P. & Stoermer, E. (2013). “The ‘Anthropocene’” (2000). In L. Robin, S. Sörlin & P. Warde (Ed.), *The Future of Nature: Documents of Global Change* (pp. 479–490). New Haven: Yale University Press. <https://doi.org/10.12987/9780300188479-041>
35. Cullen, J. J. (1982). The deep chlorophyll maximum: comparing vertical profiles of chlorophyll a. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(5), 791–803.
36. Dale, V. H., & Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1(1), 3–10.
37. De Pauw, N., & Hawkes, H. A. (1994). Biological monitoring of river water quality. *River water quality monitoring and control*. WJ Walley & S. Judd (Ed). Aston University, Birmingham, 87–111.
38. De Senerpont Domis, L. N., Mooij, W. M., & Huisman, J. (2007). Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. In *Shallow Lakes in a Changing World: Proceedings*

- of the 5th International Symposium on Shallow Lakes, held at Dalfsen, The Netherlands, 5–9 June 2005 (pp. 403-413). Springer Netherlands.
39. DeBusk, W. F. (1999). Nitrogen cycling in wetlands. University of Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agriculture Sciences, EDIS.
  40. Dewson, Z. S., James, A. B., & Death, R. G. (2007). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 401-415.
  41. Di Capua, G., Coumou, D., van der Hurk, B., Weissheimer, A., Turner, A. G., & Donner, R. V. (2022). Validation of boreal summer tropical-extratropical causal links in seasonal forecasts [Preprint]. *Dynamical processes in the tropics, incl. tropical–extratropical interactions*. <https://doi.org/10.5194/wcd-2022-48>
  42. Dittrich, J., Dias, J. D., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A., & Padial, A. A. (2016). Importance of temporal variability at different spatial scales for diversity of floodplain aquatic communities. *Freshwater Biology*, 61(3), 316-327.
  43. Djihouessi, M. B., Tigo, B. A., & Aina, M. P. (2021). The use of nutrient budget approach for informing eutrophication management in urbanised shallow coastal lakes: A case study from Lake Nokoué in Benin. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21(2), 341–353. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.11.003>
  44. Dolédec, S., Statzner, B., & Bournard, M. (1999). Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42(4), 737-758.
  45. Doren, R. F., Trexler, J. C., Gottlieb, A. D., & Harwell, M. C. (2009). Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. *Ecological indicators*, 9(6), S2-S16.
  46. D'ors, A., Bartolomé, M. C., & Sánchez-Fortún, S. (2016). Repercussions of salinity changes and osmotic stress in marine phytoplankton species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 175, 169-175.
  47. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex%3A32000L0060>; dostęp: 05.05.2023r.
  48. El Zokm, G., R.Z. Tadros, H., A. Okbah, M., & H. Ibrahim, G. (2018). Eutrophication assessment using TRIX and Carlson's indices in Lake Mariout Water, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 22(5), 331–349. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2018.23918>
  49. Elliott, J. A., Jones, I. D., & Thackeray, S. J. (2006). Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake. *Hydrobiologia*, 559, 401-411.

50. Feng, J., Stige, L. C., Durant, J. M., Hessen, D. O., Zhu, L., Hjermann, D. Ø., Llope, M., & Stenseth, N. C. (2014). Large-scale season-dependent effects of temperature and zooplankton on phytoplankton in the North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 502, 25-37.
51. Fowler, S. W., & Fisher, N. S. (2005). Radionuclides in the biosphere. In *Radioactivity in the Environment* (Vol. 6, pp. 167-203). Elsevier.
52. Fowler, S. W., Teyssie, J. L., & Church, T. M. (2010). Scavenging and retention of bismuth by marine plankton and biogenic particles. *Limnology and oceanography*, 55(3), 1093-1104.
53. Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of applied ichthyology*, 22(4), 241-253.
54. Gentile, J. H., & Slimak, M. W. (1993). Endpoints and indicators in ecological risk assessments (No. PB-94-130150/XAB; EPA-600/A-93/284). Environmental Protection Agency, Narragansett, RI (United States). Environmental Research Lab..
55. Gentile, J. H., Harwell, M. A., van der Schalie, W. H., Norton, S. B., & Rodier, D. J. (1993). Ecological risk assessment: A scientific perspective. *Journal of Hazardous Materials*, 35(2), 241-253.
56. Ghezzi, M., Sarretta, A., Sigovini, M., Guerzoni, S., Tagliapietra, D., & Umgiesser, G. (2011). Modeling the inter-annual variability of salinity in the lagoon of Venice in relation to the water framework directive typologies. *Ocean & coastal management*, 54(9), 706-719.
57. Gillett, N. D., & Steinman, A. D. (2011). An analysis of long-term phytoplankton dynamics in Muskegon Lake, a Great Lakes Area of Concern. *Journal of Great Lakes Research*, 37(2), 335–342. doi:10.1016/j.jglr.2011.01.009
58. Gobler, C. J., Cullison, L. A., Koch, F., Harder, T. M., & Krause, J. W. (2005). Influence of freshwater flow, ocean exchange, and seasonal cycles on phytoplankton–nutrient dynamics in a temporarily open estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(1-2), 275-288.
59. González-Dávila, M. (1995). The role of phytoplankton cells on the control of heavy metal concentration in seawater. *Marine Chemistry*, 48(3-4), 215-236.
60. Haidary, A., Amiri, B. J., Adamowski, J., Fohrer, N., & Nakane, K. (2013). Assessing the Impacts of Four Land Use Types on the Water Quality of Wetlands in Japan. *Water Resources Management*, 27(7), 2217–2229. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0284-5>
61. Harwell, M. A., Gentile, J. H., McKinney, L. D., Tunnell Jr, J. W., Dennison, W. C., Kelsey, R. H., Stanzel, K. M., Stunz, G. W., Withers, K. & Tunnell, J. (2019). Conceptual framework for assessing ecosystem health. *Integrated environmental assessment and management*, 15(4), 544-564.
62. Harwell, M. A., Myers, V., Young, T., Bartuska, A., Gassman, N., Gentile, J. H., Harwell, C. C., Appelbaum, S. & Tosini, S. (1999). A framework for an

- ecosystem integrity report card: examples from south Florida show how an ecosystem report card links societal values and scientific information. *BioScience*, 49(7), 543-556.
63. Harwell, M.A., Gentile, J.H., McKinney, L.D., Tunnell, J.W., Dennison, W.C., & Kelsey, R.H. (2016). A New Framework for the Gulf of Mexico EcoHealth Metrics.
  64. Haskell, B. D., Norton, B. G., & Costanza, R. (1992). What is ecosystem health and why should we worry about it. *Ecosystem health: New goals for environmental management*, 3-19.
  65. Hatvani, I. G., Clement, A., Korponai, J., Kern, Z., & Kovács, J. (2017). Periodic signals of climatic variables and water quality in a river–eutrophic pond–wetland cascade ecosystem tracked by wavelet coherence analysis. *Ecological Indicators*, 83, 21-31.
  66. Hellawell, J.M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Science Publisher Ltd., New York
  67. Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 4(1), 1-23.
  68. Huisman, J.M., Matthijs, H.C.P. & Visser, P.M. (2005). *Harmful Cyanobacteria*. Springer Aquatic Ecology Series 3; Springer: Dordrecht, The Netherlands, p. 243.
  69. Hunsaker, C. T., & Carpenter, D. E. (Eds.). (1990). *Environmental monitoring and assessment program: ecological indicators*. Atmospheric Research and Exposure Assessment Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
  70. Ibelings, B. W., Vonk, M., Los, H. F., van der Molen, D. T., & Mooij, W. M. (2003). Fuzzy modeling of cyanobacterial surface waterblooms: validation with NOAA-AVHRR satellite images. *Ecological Applications*, 13(5), 1456-1472.
  71. Jak, R. G., Maas, J. L., & Scholten, M. T. (1996). Evaluation of laboratory derived toxic effect concentrations of a mixture of metals by testing fresh water plankton communities in enclosures. *Water Research*, 30(5), 1215-1227.
  72. Jarosiewicz, A., Obolewski, K., & Ożgo, M. (2015). Long-term trends in nutrient concentrations in Polish coastal rivers. *Ocean & Coastal Management*, 118, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.04.007>
  73. Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Ozen, A., & Olesen, J. E. (2009). Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of environmental quality*, 38(5), 1930-1941.
  74. Jöhnk, K. D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P. M., & Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful

- cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14(3), 495–512. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x
75. Johnson, R. C., Jin, H.-S., Carreiro, M. M., & Jack, J. D. (2013). Macroinvertebrate community structure, secondary production and trophic-level dynamics in urban streams affected by non-point-source pollution: Macroinvertebrate response to urban non-point-source pollution. *Freshwater Biology*, 58(5), 843–857. <https://doi.org/10.1111/fwb.12090>
  76. Kail, J., Brabec, K., Poppe, M., & Januschke, K. (2015). The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 58, 311-321.
  77. Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L., & Jansson, M. (2009). Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 460(7254), 506-509.
  78. Kelly, J. R., & Harwell, M. A. (1989). Indicators of ecosystem response and recovery (Vol. 9). Springer-Verlag, New York.
  79. Kelly, J. R., & Harwell, M. A. (1990). Indicators of ecosystem recovery. *Environmental management*, 14, 527-545.
  80. Keppner, B., Kahlenborn, W., Hoff, H., Lucht, W., & Gerten, D. (2020). Planetary boundaries: Challenges for science, civil society and politics.
  81. Kjerfve, B. (1994). Coastal lagoons. In Elsevier oceanography series (Vol. 60, pp. 1-8). Elsevier.
  82. Kjerfve, B., & Lacerda, L. D. (1993). Mangroves of Brazil. Mangrove ecosystems technical reports ITTO TS-13, 2, 245-272.
  83. Köck, G., Triendl, M., & Hofer, R. (1996). Seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(4), 780-786.
  84. Kosten, S., Vernooij, M., Van Nes, E. H., Sagrario, M. D. L. A., Clevers, J. G., & Scheffer, M. (2012). Bimodal transparency as an indicator for alternative states in South American lakes. *Freshwater Biology*, 57(6), 1191-1201.
  85. Kozelka, P. B., & Bruland, K. W. (1998). Chemical speciation of dissolved Cu, Zn, Cd, Pb in Narragansett Bay, Rhode Island. *Marine Chemistry*, 60(3-4), 267-282.
  86. Krzemińska, A., Adynkiewicz-Piragas, M., & Kazimierska, R. (2006). Assessment of oxygen conditions in lower course of the Smortawa river as the basis for evaluation of selfpurification of waters with regards to the Water Framework Directive requirements. 67–76.
  87. Lang-Yona, N., Kunert, A. T., Vogel, L., Kampf, C. J., Bellinghausen, I., Saloga, J., Schink, A., Ziegler, K., Lucas, K., Schuppan, D., Poschl, U., Weber, B., & Fröhlich-Nowoisky, J. (2018). Fresh water, marine and terrestrial cyanobacteria display distinct allergen characteristics. *Science of the Total Environment*, 612, 767-774.



88. Lawrie, R. A., Stretch, D. D., & Perissinotto, R. (2010). The effects of wastewater discharges on the functioning of a small temporarily open/closed estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(2), 237-245.
89. Lee, B. A., Kwon, G. J., & Kim, J. G. (2005). The relationship of vegetation and environmental factors in Wangsuk stream and Gwarim reservoir: I. Water environments. *Korean J Ecol*, 28(6), 365-373.
90. Livingstone, D. R. (2003). Oxidative stress in aquatic organisms in relation to pollution and aquaculture. *Revue de Médecine Vétérinaire (France)*.
91. Liu, L., Liu, D., Johnson, D. M., Yi, Z., & Huang, Y. (2012). Effects of vertical mixing on phytoplankton blooms in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir: implications for management. *Water research*, 46(7), 2121-2130.
92. Lu, Y. Hongqiao Su, Pei Wang, Alan Jenkins, Rober C. Ferrier, Mark Bailey & Geoff Squire (2015): Ecosystem health towards sustainability. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1(1), 1-15.
93. Luoma, S. N., van Geen, A., Lee, B. G., & Cloern, J. E. (1998). Metal uptake by phytoplankton during a bloom in South San Francisco Bay: Implications for metal cycling in estuaries. *Limnology and Oceanography*, 43(5), 1007-1016.
94. Macdonald, T. L., & Martin, R. B. (1988). Aluminum ion in biological systems. *Trends in biochemical sciences*, 13(1), 15-19.
95. Mageau, M. T. (1998). Development and testing of a quantitative assessment of ecosystem health. University of Maryland, College Park.
96. Malej, J. (1974). Fauna denna w zanieczyszczonym estuarium. *MIR*.
97. Marxsen, J., Zwick, P., Wagner, R., & Cox, E. J. (Eds.). (2011). *Central European Stream ecosystems: the long term study of the Breitenbach*. John Wiley & Sons.
98. Mashkova, I., Kostryukova, A., Belov, S., & Trofimenko, V. (2022). Study of the trophic status and ecological state of the coastal zones of the natural monuments of the Chelyabinsk Region (Russia) of the Turgoyak and Uvildy lakes. *Geomate Journal*, 23(97), 53-60.
99. McLusky, D.S., & Elliott, M. (2004) *The Estuarine Ecosystem*; Oxford University Press; ISBN 9780198525080.
100. Michalski, K., & Januszkiewicz, T. (1967). Stosunki ekologiczne jeziora Jamno zanieczyszczonego ściekami przemysłowo-miejskimi. *Zeszyty Naukowe WSR w Szczecinie*, (26), 157-162.
101. Miller, S. W., Budy, P., & Schmidt, J. C. (2010). Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: applications of meta-analysis to river restoration. *Restoration Ecology*, 18(1), 8-19.
102. Mrozińska, N., & Bąkowska, M. (2020). Effects of heavy metals in lake water and sediments on bottom invertebrates inhabiting the brackish coastal lake Łebsko on the southern Baltic coast. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(18), 6848.

103. Neto, M. M., & De Varennes, A. (1993). Determination of lead in white lupin by anodic stripping voltammetry. *Plant and soil*, 154, 1-5.
104. Netto, S. A., Domingos, A. M., & Kurtz, M. N. (2012). Effects of artificial breaching of a temporarily open/closed estuary on benthic macroinvertebrates (Camacho Lagoon, Southern Brazil). *Estuaries and Coasts*, 35, 1069-1081.
105. Nguyen, T., Roddick, F. A., & Fan, L. (2015). Impact of green algae on the measurement of *Microcystis aeruginosa* populations in lagoon-treated wastewater with an algae online analyser. *Environmental Technology*, 36(5), 556–565. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.953212>
106. Nies, D. H. (2000). Microbial heavy-metal resistance. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 51, 451-460. doi:10.1007/s002530051457.
107. Nies, D. H., Nies, A., Chu, L., & Silver, S. (1989). Expression and nucleotide sequence of a plasmid-determined divalent cation efflux system from *Alcaligenes eutrophus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 86(19), 7351-7355.
108. Obolewski, K. (2011). Composition and density of plant-associated invertebrates in relation to environmental gradients and hydrological connectivity of wetlands. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40(4), 52–63. <https://doi.org/10.2478/s13545-011-0041-4>
109. Obolewski, K., Glińska-Lewczuk, K., & Astel, A. (2018a). Lost connectivity between a coastal lagoon and the sea—implications of floodgate closure for benthic macroinvertebrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 211, 77-89.
110. Obolewski, K., Glinska-Lewczuk, K., & Kobus, S. (2009). An attempt at evaluating the influence of water quality on the qualitative and quantitative structure of epiphytic fauna dwelling on *Stratiotes aloides* L., a case study on an oxbow lake of the Lyna River. *Journal of Elementology*, 14(1), 119-133.
111. Obolewski, K., Glińska-Lewczuk, K., Bąkowska, M., Szymańska, M., & Mrozińska, N. (2018b). Patterns of phytoplankton composition in coastal lakes differed by connectivity with the Baltic Sea. *Science of The Total Environment*, 631–632, 951–961. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.112>
112. Obolewski, K., Glińska-Lewczuk, K., Szymańska, M., Mrozińska, N., Bąkowska, M., Astel, A., Lew, S., & Paturej, E. (2018c). Patterns of salinity regime in coastal lakes based on structure of benthic invertebrates. *PLOS ONE*, 13(11), e0207825. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207825>
113. Odum, E. P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development: An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *science*, 164(3877), 262-270.
114. Odum, E. P. (1985). Trends expected in stressed ecosystems. *Bioscience*, 35(7), 419-422.

115. Olson, C. R., Solomon, C. T., & Jones, S. E. (2020). Shifting limitation of primary production: Experimental support for a new model in lake ecosystems. *Ecology Letters*, 23(12), 1800–1808. <https://doi.org/10.1111/ele.13606>
116. O'Neil, A., Sanna, L., Redlich, C., Sanderson, K., Jacka, F., Williams, L. J., Pasco, J.A., & Berk, M. (2012). The impact of statins on psychological wellbeing: a systematic review and meta-analysis. *BMC medicine*, 10, 1-9.
117. Ongley, E. D., Xiaolan, Z., & Tao, Y. (2010). Current status of agricultural and rural nonpoint source Pollution assessment in China. *Environmental Pollution*, 158(5), 1159–1168. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.10.047>
118. Paturej, E. (2008). Estuaries – types, role and impact on human life. *Baltic Coastal Zone. Journal of Ecology and Protection of the Coastline*, 12, 21–37.
119. Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I. M., & Pérez-Marcos, M. (2011). Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation*, 15, 369-392.
120. Plan zintegrowanych działań ochronnych w celu rewitalizacji jeziora Jamno, Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Szczecinie, 2017, Koszalin.
121. Prange, M., Wilke, T., & Wesselingh, F. P. (2020). The other side of sea level change. *Communications Earth & Environment*, 1(1), 69. <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00075-6>
122. Rapport, D. J., Regier, H. A., & Hutchinson, T. C. (1985). Ecosystem behavior under stress. *The American Naturalist*, 125(5), 617-640.
123. Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
124. Reznick, D. N., & Ghalambor, C. K. (2001). The population ecology of contemporary adaptations: what empirical studies reveal about the conditions that promote adaptive evolution. *Microevolution rate, pattern, process*, 183-198.
125. Robarts, R. D., & Zohary, T. (1987). Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 21(3), 391-399.
126. Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, K.P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, W. R., Fabry, J.V., Hansen, J., & Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *nature*, 461(7263), 472-475.
127. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych.

<https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=wdu20160001187>  
Dostęp: 05.05.2023r.

128. Sánchez-Sánchez, Á., Suárez-García, F., Martínez-Alonso, A., & Tascón, J. M. D. (2014). Influence of Porous Texture and Surface Chemistry on the CO<sub>2</sub> Adsorption Capacity of Porous Carbons: Acidic and Basic Site Interactions. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 6(23), 21237–21247. <https://doi.org/10.1021/am506176e>
129. Santos-Merino, M., Singh, A. K., & Ducat, D. C. (2019). New applications of synthetic biology tools for cyanobacterial metabolic engineering. *Frontiers in bioengineering and biotechnology*, 7, 33.
130. Schaeffer, D. J., Herricks, E. E., & Kerster, H. W. (1988). Ecosystem health: I. Measuring ecosystem health. *Environmental Management*, 12, 445-455.
131. Seyle, H. (1974). *Stress without distress*. Lippincott, New York, New York, USA.
132. Shi, P., Zhang, Y., Li, Z., Li, P., & Xu, G. (2017). Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *CATENA*, 151, 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
133. Sigee, D.C.; Krivtsov, V. & Bellinger, E.G. (1998). Elemental concentrations, correlations and ratios in micropopulations of *Ceratium hirundinella* (Pyrrhophyta): an X-ray microanalytical study, *European Journal of Phycology*, 33:2, 155-164, DOI: 10.1080/09670269810001736653
134. Silva, J. J. R. F. da, & Williams, R. J. P. (2001). *The biological chemistry of the elements: The inorganic chemistry of life* (2nd ed). Oxford University Press
135. Smith, S. V. (1984). Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment 1. *Limnology and oceanography*, 29(6), 1149-1160.
136. Stanford, J. A., Hauer, F. R., & Ward, J. V. (1988). Serial discontinuity in a large river system: With 3 figures and 1 table in the text. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 23(2), 1114–1118. <https://doi.org/10.1080/03680770.1987.11899780>
137. Staniszewski, R., Jusik, S., Andrzejewska, B., & Frankowski, P. (2017). Water quality parameters of a small midforest watercourse receiving domestic sewage after treatment. *Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus*, 1, 161–171. <https://doi.org/10.15576/ASP.FC/2017.16.1.161>
138. Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, R.S., De Vries, W., De Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855.
139. *Strategia zrównoważonego rozwoju Unii Europejskiej*, <http://ec.europa.eu/environment/eussd/>, dostęp: 10.05.2023.

140. Sun, T., Li, S., Song, X., Diao, J., Chen, L., & Zhang, W. (2018). Toolboxes for cyanobacteria: Recent advances and future direction. *Biotechnology advances*, 36(4), 1293-1307.
141. Sunda, W. G., & Huntsman, S. A. (1983). Effect of competitive interactions between manganese and copper on cellular manganese and growth in estuarine and oceanic species of the diatom *Thalassiosira* 1, 2. *Limnology and Oceanography*, 28(5), 924-934.
142. Szmidt, K. (1967). Rola morza Bałtyckiego w kształtowaniu stosunków hydrograficznych jezior przybrzeżnych ze szczególnym uwzględnieniem jeziora Jamno. *Zeszyty Geograficzne WSP w Gdańsku*, 9, 47-76.
143. Teodoru, C., & Wehrli, B. (2005). Retention of Sediments and Nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River. *Biogeochemistry*, 76(3), 539–565. JSTOR.
144. Tian, Z., Zheng, B., Wang, L., Li, H., & Wang, X. (2017). Effects of river-lake interactions in water and sediment on phosphorus in Dongting Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(29), 23250–23260. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9873-9>
145. Trojanowski, J., Trojanowska, Cz., & Korzeniewski, K. (1991). Trophic state of coastal lakes. *Polskie Archiwum Hydrobiologiczne*, 38(1), 23–34.
146. Twining, B. S., Baines, S. B., Bozard, J. B., Vogt, S., Walker, E. A., & Nelson, D. M. (2011). Metal quotas of plankton in the equatorial Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 58(3-4), 325-341.
147. Twomey, L., & Thompson, P. (2001). Nutrient limitation of phytoplankton in a seasonally open bar-built estuary: wilson inlet, Western Australia. *Journal of Phycology*, 37(1), 16-29.
148. Van Niekerk, L., & Van der Merwe, J. H. (2005). The hydrodynamics of the Bot River Estuary revisited. *Water SA*, 31(1), 73-86.
149. Venice System, (1959). Final resolution. The Venice System for the classification of marine waters according to salinity. 8–14 April 1958 Venice, Italy. In D. Ancona (ed), *Symposium on the Classification of Brackish Waters*. *Archives Oceanography and Limnology* 11: 243–248.
150. Verdonschot, R. C., Kail, J., McKie, B. G., & Verdonschot, P. F. (2016). The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 769, 55-66.
151. Wagner, C., & Adrian, R. (2009). Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), 2460–2468. doi:10.4319/lo.2009.54.6\_part\_2.2
152. Walls, J. T., Wyatt, K. H., Doll, J. C., Rubenstein, E. M., & Rober, A. R. (2018). Hot and toxic: Temperature regulates microcystin release from cyanobacteria. *Science of the Total Environment*, 610, 786-795.

153. Walve, J., Gelting, J., & Ingri, J. (2014). Trace metals and nutrients in Baltic Sea cyanobacteria: Internal and external fractions and potential use in nitrogen fixation. *Marine Chemistry*, 158, 27-38.
154. Weyhenmeyer, G. A. (2001). Warmer Winters: Are Planktonic Algal Populations in Sweden's Largest Lakes Affected? *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30(8), 565–571. doi:10.1579/0044-7447-30.8.565
155. Wilk-Woźniak, E., & Marshall, H. G. (2009). Diel Changes in Phytoplankton Composition and Abundance in the Surface and Sub-Surface Strata from a Shallow Eutrophic Pond. *International review of hydrobiology*, 94(1), 29-39.
156. Wooldridge, T. Estuarine Zooplankton Community Structure and Dynamics. In *Estuaries of South Africa*; Allanson, B.R., Baird, D., Eds.; Cambridge University Press, 1999; pp. 141–166.
157. Woszczyk, M., Spychalski, W., Lutyńska, M., & Cieśliński, R. (2010, March). Temporal trend in the intensity of subsurface saltwater intrusions to coastal Lake Sarbsko (northern Poland) during the last few decades. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 9, No. 1, p. 012013). IOP Publishing.
158. Woźniak, M., Bradtke, K. M., & Krężel, A. (2014). Comparison of satellite chlorophyll a algorithms for the Baltic Sea. *Journal of Applied Remote Sensing*, 8(1), 083605-083605.
159. Wu, N., Guo, K., Suren, A. M., & Riis, T. (2023). Lake morphological characteristics and climatic factors affect long-term trends of phytoplankton community in the Rotorua Te Arawa lakes, New Zealand during 23 years observation. *Water Research*, 229, 11946
160. Wu, Z., Liu, J., Huang, J., Cai, Y., Chen, Y., & Li, K. (2019). Do the key factors determining phytoplankton growth change with water level in China's largest freshwater lake?. *Ecological Indicators*, 107, 105675.
161. Yin, K. (2003). Influence of monsoons and oceanographic processes on red tides in Hong Kong waters. *Marine Ecology Progress Series*, 262, 27-41.
162. Zalewski, M. (2020). *Ekohydrologia*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
163. Zhang, Y., Li, F., Zhang, Q., Li, J., & Liu, Q. (2014). Tracing nitrate pollution sources and transformation in surface- and ground-waters using environmental isotopes. *Science of The Total Environment*, 490, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.004>
164. Zhou, J., Leavitt, P. R., Zhang, Y., & Qin, B. (2022). Anthropogenic eutrophication of shallow lakes: Is it occasional? *Water Research*, 221, 118728. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118728>

## **ZAŁĄCZNIKI**

**Zbiór artykułów opublikowanych i będących  
w procedurze wydawniczej składających się na  
rozprawę doktorską w przewodzie realizowanym na  
Wydziale Nauk Biologicznych Uniwersytetu Kazimierza  
Wielkiego w Bydgoszczy**