



UNIWERSYTET
KAZIMIERZA WIELKIEGO
W BYDGOSZCZY

mgr Natalia Mrozińska

**Wpływ czynników środowiskowych na strukturę fauny
dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw
Chironomidae w zbiornikach wodnych strefy
brzegowej Bałtyku**

Rozprawa doktorska napisana w Katedrze Hydrobiologii

Pod opieką naukową:

dra hab. Krystiana Obolewskiego, prof. uczelni

Bydgoszcz, 2023

Składam serdeczne podziękowania mojemu Promotorowi dr hab. Krystianowi Obolewskiemu, prof. uczelni, za cenne uwagi merytoryczne, które wpłynęły na ostateczny kształt niniejszej rozprawy. Przede wszystkim dziękuję za wskazanie ścieżki naukowej, oraz umiejętność stawiania wymagań jak i nieocenione wsparcie w trudniejszych momentach.

Dziękuję Pracownikom Katedry Hydrobiologii UKW, za życzliwość jak i wszelką pomoc okazaną mi podczas prowadzenia badań jak i powstawania tej rozprawy.

Pragnę również podziękować mojej Rodzinie i Najbliższym – Magdzie i Oli za motywowanie i wsparcie w chwilach zwątpienia.

W sposób szczególny chciałabym podziękować Rodzicom, za ich wsparcie i wiarę we mnie, bez nich nie osiągnęłabym tego wszystkiego.

SPIS TREŚCI

1. ARTYKUŁY WCHODZĄCE W SKŁAD CYKLU PUBLIKACJI	4
2. WPROWADZENIE	5
3. CELE PRACY	9
4. HIPOTEZY BADAWCZE	11
5. MATERIAŁY I METODY	12
5.1. Obiekty badawcze	12
5.2. Pobór materiału badawczego.....	15
5.3. Analizy statystyczne.....	17
6. WYNIKI	19
6.1. Analiza struktury fauny dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae w jeziorach przybrzeżnych o różnym stopniu łączności hydrologicznej.	19
6.2. Ocena wpływu koncentracji metali ciężkich w biotopie na strukturę fauny dennej w jeziorze o pełnym połączeniu z Bałtykiem	26
6.3. Określenie znaczenia struktury osadów dla struktury fauny dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae w zbiorniku na rzece przymorskiej	30
7. DYSKUSJA	33
8. WNIOSKI.....	48
9. LITERATURA	49

1. ARTYKUŁY WCHODZĄCE W SKŁAD CYKLU PUBLIKACJI

Do cyklu publikacji, stanowiących spójny tematycznie zbiór artykułów opublikowanych w czasopismach naukowych, wchodzących w skład rozprawy doktorskiej pt. „**Wpływ czynników środowiskowych na strukturę fauny dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae w zbiornikach wodnych strefy brzegowej Bałtyku**” zaliczono 3 artykuły:

A-1) **Mrozińska N**, Glińska-Lewczuk K, Obolewski K. Salinity as a key factor on the benthic fauna diversity in the coastal lakes. *Animals*. 2021; 11(11): 3039. <https://doi.org/10.3390/ani11113039>. **IF₂₀₂₁ = 3,231, 100 pkt (Q1)**

A-2) **Mrozińska N**, Bąkowska M. 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*. 2020; 17(18):6848. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186848>. **IF₂₀₂₀ = 3,390, 140 pkt (Q2)**

A-3) **Mrozińska N**, Habel M, Obolewski K. The effects of sediment types on the structure of bottom invertebrate communities in a small European lowland dam reservoir. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2023; <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.04.009>. **IF₂₀₂₃ = 2,957, 100 pkt (Q2)**

W tabeli 1 zamieszczono informacje dotyczące opisanych powyżej publikacji, zaś pełne teksty artykułów dodano jako załączniki do rozprawy doktorskiej.

Tabela 1. Wskaźniki bibliometryczne artykułów wchodzących w skład cyklu publikacji rozprawy doktorskiej

Artykuł	Impact Factor	Liczba punktów	Udział [%]	Liczba cytowań	
				Scopus	WoS
A-1	3,231	100	60	3	8
A-2	3,390	140	75	13	5
A-3	2,957	100	60	0	0
SUMA:	9,578	340		16	13

2. WPROWADZENIE

Strefa brzegowa definiowana jest jako pas terenu o nieokreślonej szerokości, który obejmuje brzeg morski oraz przyległe do niego części morza i lądu, gdzie wyraźnie zaznacza się wzajemne oddziaływanie na siebie tych środowisk (Jaroszewski i in. 1985). Jest to także wyraźnie widoczne w przypadku Bałtyku, który jest morzem śródlądowym, o bardzo powolnej wymianie wody z wszechoceanem, a co za tym idzie niezwykle wrażliwym na degradację obszarem (Janowska, 2000; Cieśliński, 2007). Dotyczy to nie tylko samego morza, ale również ekosystemów od niego zależnych, tj. zatoki, jeziora przybrzeżne czy rzeczne obszary estuariowe. Duży wpływ na to ma stosunkowo niewielkie połączenie z wodami Wszechoceanu, determinujące niewielkie zasolenie Bałtyku (wody mezohalinowe) i klasyfikujące je jako morze półsłone (Demel, 1974). Przy polskim wybrzeżu zasolenie wody wynosi ok. 7PSU, podczas gdy w Zatoce Puckiej spada do 6PSU, w Zalewie Wiślanym od 1 do 3PSU, a w większości jezior przymorskich od 0,5 do 3PSU (Żmudziński, 2004).

Coraz częściej wskazuje się, że funkcjonowanie jezior przybrzeżnych zdeterminowane jest przez dopływ wody słodkiej z lądu, oraz powierzchniowe wtargnięcie wody morskiej uzupełniane przesiąkaniem podziemnym. Implikuje to dynamiczne zmiany w biotopie i biocenozach oraz destabilizację równowagi ekologicznej ekosystemów wodnych (Obolewski i in., 2018; Obolewski i Glińska-Lewczuk, 2020). W tym kontekście zmiany zasolenia są jednym z kluczowych czynników środowiskowych, które determinują strukturę i dynamikę biocenoz dennych (Anistratenko i in., 2007; Anistratenko i in., 2011; Khaliman i in., 2015). W przypadku zbiorników przybrzeżnych badania wrażliwości organizmów wodnych względem gradientu zasolenia nabierają pierwszorzędного znaczenia (Aladin, 1999). W przypadku polskich jezior przybrzeżnych (BCL's ang. *Baltic Coastal Lakes*) występuje bardzo wąski gradient zmian tego parametru (<0,5 – 7PSU) w stosunku do zbiorników mórz pełnosłonych (<0,5 do ~40PSU). Mimo tego BCL's zostały podzielone na trzy typy: słodkowodne, przejściowe i słonawowodne (Obolewski i in., 2018).

Przykładem jeziora słonawowodnego jest Łebsko, największe jezioro przybrzeżne na południowym wybrzeżu Bałtyku (7102 km²). Do jego misy często doływają wody morskie, przez co tworzy się w nim gradient zasolenie, uwarunkowany odległością od ujścia do morza, kanału rzeki Łeby. Kształt linii brzegowej z zaznaczonymi trzema płosami powoduje, że można w jeziorze Łebsko wydzielić część słodkowodną (płoso zachodnie), przejściową (płoso centralne) i słonawowodną (płoso wschodnie). Pozwala to na śledzenie reakcji hydrobiontów, w tym dennej fauny bezkręgowej na zmiany warunków środowiska, implikowane poziomem łączności hydrologicznej morze-jezioro (Telesh i Khlebovich, 2010).

Polskie wybrzeże Bałtyku znajduje się pod zwiększoną presją człowieka od około 800 lat. Obszar jest wykorzystywany rolniczo i przemysłowo, a także turystycznie i rekreacyjnie. Konsekwencją takiego stanu jest silna antropopresja, co niesie za sobą wiele zagrożeń środowiskowych i postępującą degradację jezior przybrzeżnych. Jednym z ważniejszych zagrożeń takich zbiorników, jest kumulacja w biotopie (woda, osad) metali ciężkich. Najczęstszymi źródłami tego typu zanieczyszczeń są odpady przemysłowe jak i ścieki spływające z terenów rolniczych przez systemy drenaży. Skład chemiczny wód jak i osadów w powiązaniu z intruzją wód morskich, powoduje dużą zmienność warunków życia i jest także stresorem dla wielu przedstawicieli fauny dennej (Netto i in., 2017; Obolewski i Glińska-Lewczuk 2020). Niektóre metale ciężkie (np. Cr, Ni, Cu i Al) w śladowych ilościach są niezbędne dla fauny i flory, inne takie jak np. Pb, traktowane są jako wysokotoksyczne, szczególnie kiedy ich stężenie w zbiorniku wodnym, przekracza dopuszczalne normy. Prowadzi to do destrukcyjnego oddziaływania na faunę i florę, w strefie pelagicznej. Równocześnie, równie wyraźne oddziaływania obserwowane są w strefie przydennej, gdzie zachodzą interakcje pomiędzy organizmami bentosowymi i metalami, zakumulowanymi w zasiedlanych przez organizmy osadach. Degradacja siedlisk jest zatem jednym z ważniejszych czynników spadku bioróżnorodności w ekosystemach wodnych. Trzeba jednak zauważyć, że strefa przybrzeżna południowego Bałtyku jest miejscem wyjątkowym, bogatym w unikatowe siedliska, nie tylko ze względu na obecność jezior przybrzeżnych (siedlisko priorytetowe 1150), ale także ujściowych do morza, odcinków rzek (1130) (Dyrektywa 92/43/EWG). W przypadku polskich rzek

przymorskich można wyróżnić dwa typy, w których: (i) przed ujściem do morza znajduje się jezioro (np. rzeka Łupawa czy Łeba) lub (ii) gdzie jezioro nie występuje (np. rzeka Słupia czy Wieprza). Jest powszechnie wiadome, że obecność zbiorników w końcowym odcinku zlewni stanowi miejsce gromadzenia się produktów erozji (basen sedymentacyjny), co przekłada się na ich systematyczne wypływanie i zagrożenie zaniknięciem. W przypadku rzek pozbawionych przy ujściu jezior przybrzeżnych, można spotkać w ich dolinach zbiorniki zaporowe jak np. Krzynia na rzece Słupi lub Rejowice na rzece Rega. Powstały one na początku XX wieku (1925-1926) jako elementy wykorzystania hydroenergetycznego rzek (małe elektrownie wodne). Jak wskazuje Jarosiewicz i in. (2015) w dolinach rzek przymorskich zbiorniki zaporowe można traktować jako substytut jezior przybrzeżnych, ponieważ ich rola w gromadzeniu osadów jest w dużej mierze analogiczna. W przypadku zbiornika zaporowego Krzynia, posiada on silnie zarysowany charakter limniczny, ponieważ stanowi ostatnie ogniwo kaskady elektrowni wodnych Struga-Gałąźnia-Strzegomino-Krzynia na rzece Słupi (Banach i Chlost, 2005). Następstwem tego faktu jest długi czas przebywania wody w zbiorniku i jego silne wypływanie (Florek i in., 2007). Równocześnie powstawanie tego typu budowli wywiera duży wpływ na funkcjonowanie systemów fluwialnych, szczególnie w warstwie biologicznej. Z punktu widzenia analiz przyrodniczych stanowią one za to dogodne miejsce śledzenia zmian, zachodzących w odległej przeszłości w trakcie tworzenia się jezior przybrzeżnych, obejmujących etapy: izolacji od morza (pełnej lub częściowej) → zamulania → zanikania.

Jedną z grup hydrobiontów bardzo wrażliwych, na zmiany środowiskowe jest makrozoobentos (Dyrektywa 2000/60/WE). Stanowi on integralną część środowiska wodnego i ma ogromne znaczenie ekologiczne, ze względu na utrzymywanie wysokiego poziomu interakcji ze środowiskiem (Anderson i Sedel, 1979; Emere i Nasiru, 2008;). Stąd też zmiany jakościowo-ilościowe, zachodzące w strukturze fauny dennej, dostarczają informacji o zmianach zachodzących w zbiornikach wodnych (Marques i in., 2003; Emere i Nasiru, 2008). Występują tu zarówno gatunki stenobiontyczne (np. jętki, chruściki lub widelnice) jak i eurybiontyczne (np. skąposzczety, muchówki). Wśród wielu grup fauny bentosowej, często dominującą

i występującą prawie we wszystkich zbiornikach wodnych jest rodzina Chironomidae (Diptera) (Cranston, 1995; Sharley, 2004; Grebenjuk i Tomilina, 2014). Z punktu widzenia wielu badań przedstawiciele tej rodziny pełnią ważną rolę w badaniach ekologicznych. W przypadku nizinnych ekosystemów wodnych tj. jeziora, zbiorniki zaporowe główną rolę odgrywają w nich muchówki z rodzaju *Chironomus*, często traktowane jako wskaźnik „zdrowia” ekosystemów wodnych (ang. *ecosystems health*), (Lindegaard, 1995; Grebenjuk i Tomilina, 2014). Gatunki z tego rodzaju posiadają liczne cechy, które czynią je „idealnymi organizmami wskaźnikowymi”, ponieważ są łatwe w hodowli, wrażliwe na wiele zanieczyszczeń, mają krótki cykl życiowy, są dobrymi wskaźnikami obecności substancji toksycznych (Callaghan i in., 2002). Dodatkowo larwy z rodzaju *Chironomus* posiadają zdolność do życia w bardzo niskich stężeniach tlenu (np. Jonasson, 1972; Frank, 1983; Armitage, 1995; Hamburger i in., 1995). Wynika to najprawdopodobniej z ich tolerancji na wiele stresorów, w tym tych, które powiązane są z poziomem trofii (Lindegaard, 1995). W wyniku stwierdzonych zależności między gatunkami, a czynnikami środowiskowymi, różne gatunki tego rodzaju były przez wiele lat wykorzystywane jako wskaźniki warunków troficznych (Thienemann, 1922; Saether, 1979; Kansanen, i in., 1984; Lindegaard, 1995). Z tego też powodu larwy Chironomidae stanowią dogodnie narzędzie w badaniach monitoringowych oraz planowanych działaniach ochronnych (Soszka i in., 2012). W przypadku zbiorników przybrzeżnych ich rola w bentosie jest także pierwszoplanowa (Obolewski i in., 2018). Decydują one zarówno o zagęszczeniu, jak i zróżnicowaniu fauny dennej tych ekosystemów. W tym kontekście obserwacje wpływu czynników środowiskowych na funkcjonowanie strefy przydennej zbiorników, mogą skupić się w dużej mierze na strukturze tej rodziny lub na dominujących w niej reprezentantach. Uzyskane informacje stanowią ważny element określenia zdrowia ekosystemów wynikających z analiz opartych na założeniach integralności ekologicznej/ekosystemowej (Khatun i in., 2017).

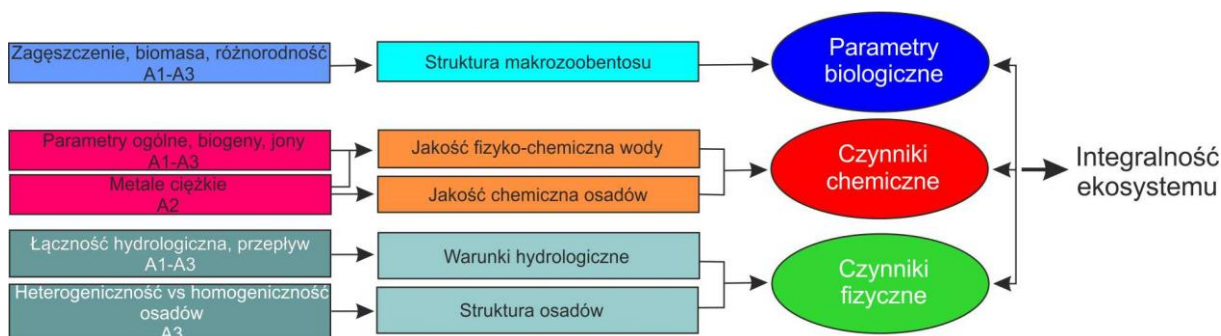
3. CELE PRACY

Głównym celem rozprawy doktorskiej było:

określenie wpływu wybranych czynników fizycznych i chemicznych na strukturę fauny dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae w bałtyckich jeziorach przybrzeżnych oraz zbiorniku zaporowym na rzece przymorskiej Słupi.

Realizacja celu nadrzędnego oparta została o cele szczegółowe zgodnie z zakresem zaprezentowanym na schemacie Ryc. 1:

- Analiza struktury fauny dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae w jeziorach przybrzeżnych o różnym stopniu łączności hydrologicznej – artykuł **A-1**.
- Ocena wpływu koncentracji metali ciężkich w biotopie na strukturę fauny dennej w jeziorze o pełnym połączeniu z Bałtykiem – artykuł **A-2**.
- Określenie znaczenia struktury osadów dla struktury fauny dennej w zbiorniku zaporowym na rzece przymorskiej – artykuł **A-3**.



Ryc. 1. Schemat analizowania problemu badawczego w poszczególnych artykułach

Ostatecznie założyłam, że uzyskane wyniki powinny wpisać się w ideę badań stopnia integralności środowiska naturalnego zakładającą, że wszystkie elementy ekosystemu są funkcjonalnie aktywne i powinny być zachowane. Oparłam się na podejściu opracowanym w Kanadzie (Komisja ds. Integralności Parków Narodowych), które stwierdza, że integracja to „*stan ekosystemu uznawany za charakterystyczny dla regionu przyrodniczego, którego jest częścią, a dokładniej przez skład i liczebność*

rodzimych gatunków i zbiorowisk biologicznych oraz tempo zmian i utrzymania procesów ekologicznych". Ekosystemy są nienaruszone, gdy ich rodzime składniki abiotyczne i biotyczne (rośliny, zwierzęta i inne organizmy) oraz ich procesy (takie jak wzrost i rozmnażanie) lub przebieg cykli biogeochemicznych i naturalnych są niezakłócone (warunki hydrologiczne, itp.). W tym kontekście badania integralności wpisują się w założenia Europejskiej Ramowej Dyrektywy Wodnej (Dyrektywa 2000/60/WE), odwołującej się do zdrowia ekosystemu traktowanego, jako odpowiedniego stanu ekologicznego ekosystemów wodnych wraz z ich zlewnią. Khatun i in. (2017) w swojej pracy wskazali, że ważnym krokiem jest dobra praktyka zarządzania przyjaznymi dla środowiska działaniami, które zmniejszają antropogeniczną presję na środowisko, długotrwale monitorują stan środowiska, oceniają kondycję oraz utrzymują integralność ekologiczną. *Takie podejście zainspirowało mnie do przeprowadzenia kierunkowych badań, stanowiących prezentowaną rozprawę doktorską. Osią działań naukowych było przeanalizowanie i dokonanie oceny znaczenia poszczególnych czynników, które mogą w istotny sposób wpływać na ocenę zdrowia badanych ekosystemów.*

4. HIPOTEZY BADAWCZE

Główne założenia prezentowanej rozprawy doktorskiej oparto na poniższych hipotezach badawczych:

- Zasolenie jest głównym czynnikiem kształtującym strukturę fauny dennej, w tym także larwy Chironomidae w jeziorach przybrzeżnych;
- Istotnym kwantyfikatorem wpływającym na strukturę makrozoobentosu (także larw Chironomidae) jest koncentracja metali ciężkich w biotopie jezior przybrzeżnych;
- Spadek heterogeniczności siedlisk w zbiornikach wodnych determinuje poziom zróżnicowania fauny dennej, w tym larw Chironomidae.

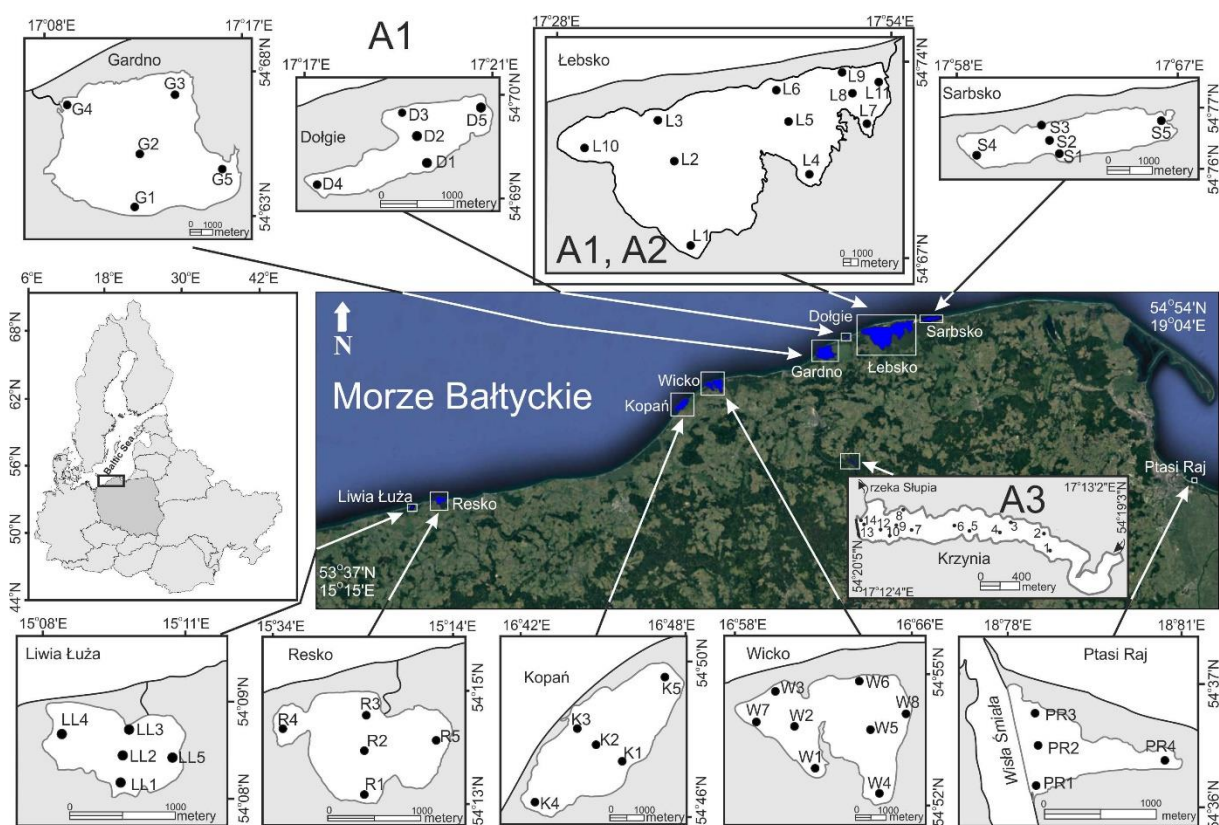
5. MATERIAŁY I METODY

5.1. Obiekty badawcze

Badania w ramach rozprawy doktorskiej prowadzone były na 10 obiektach badawczych, w tym 9 jeziorach przyworskich (prace A-1 i A-2) oraz zbiorniku zaporowym (praca A-3). Informacje o obiektach badawczych przedstawiono w tabeli 2, ich lokalizację przedstawiono na rycinie 2, zaś zdjęcia obiektów badawczych zaprezentowano na rycinie 3.

Tabela 2. Podstawowe dane morfometryczne jezior oraz ich typ pod względem poziomu zasolenia wód

Zbiornik	Koordinaty	Max. głębokość (m)	Średnia głębokość (m)	Powierzchnia (ha)	Objętość (tys.m ³)	Typ jeziora (połączenie hydrologiczne z morzem)
Jezioro Dołgie Wielkie	54°42'N, 17°12'E	2,9	1,4	131	2152	Słodkowodne (bez stałego otwartego połączenia z morzem)
Jezioro Sarbsko	54°22'N, 18°48'E	3,2	1,2	614	8074	Słodkowodne (bez stałego otwartego połączenia z morzem)
Jezioro Wicko Przymorskie	52°32'N, 16°37'E	6,1	2,7	1031	28495	Słodkowodne (bez stałego otwartego połączenia z morzem)
Jezioro Liwia Łuża	52°05'N, 15°06'E	1,6	0,9	71,5	1820	Przejściowe (otwarte/zamknięte okresowo w pełni otwarte)
Jezioro Kopań	54°29'N, 16°27'E	3,9	1,9	787	14773	Przejściowe (otwarte/zamknięte okresowo w pełni otwarte)
Jezioro Gardno	54°39'N, 17°07'E	2,6	1,3	2338	30950	Przejściowe (otwarte/zamknięte okresowo w pełni otwarte)
Jezioro Łebsko	54°43'N, 17°25'E	6,3	1,6	7020	117521	Słonawowodne (otwarte-intensywnie połączone z morzem)
Jezioro Resko Przymorskie	54°22'N, 15°22'E	2,5	1,3	559	7703	Słonawowodne (otwarte-intensywnie połączone z morzem)
Jezioro Ptasi Raj	54°22'N, 18°48'E	2,6	1,3	52	655	Słonawowodne (otwarte-intensywnie połączone z morzem)
Jezioro Krzynia	54°19'N, 17°13'E	6,0	1,1	73	2600	Słodkowodny zbiornik zaporowy



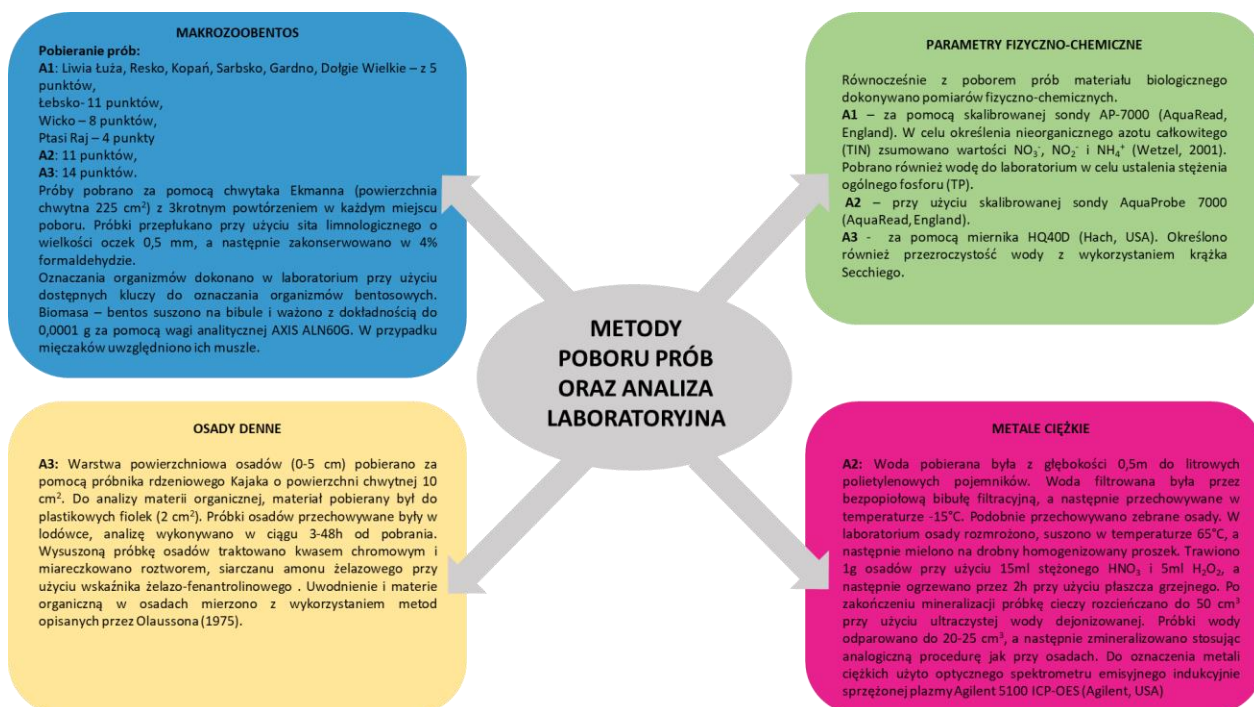
Ryc. 2. Lokalizacja obiektów badawczych wraz ze stanowiskami pomiarowymi (wskazano artykuły, w których badano poszczególne zbiorniki)



Ryc. 3. Zdjęcia obiektów uwzględnionych w badaniach (Sky drone)

5.2. Pobór materiału badawczego

Materiał pobierano sezonowo w latach 2014-2015 (prace A-1, A-2), 2019-2020 (praca A-1) oraz w roku 2018 (praca A-3). Metody poboru prób, analizy laboratoryjne oraz badane parametry abiotyczne przedstawiono na rycinie 4 oraz w tabeli 3, natomiast szczegółowo omówiono je w artykułach A-1- A-3.



Ryc. 4. Metody poboru prób materiału badawczego oraz analizy laboratoryjne

Tabela 3. Badane parametry abiotyczne wraz z metodą pomiaru

Lp.	Wybrany parametr	Metoda pomiaru	Artykuł, w którym badano dany parametr
1.	Temperatura (°C)	Sonda AquaProbe 7000 (AquaRead, England)	A-2
2.	Przezroczystość wody (m)	Krążek Secchiego	A-3
3.	Głębokość (m)		
4.	pH	Sonda AquaProbe 7000 (AquaRead, England), Miernik HQ40D (HACH, USA)	A-2
5.	Przewodność ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Sonda AquaProbe 7000 (AquaRead, England)	
7.	Zawartość tlenu rozpuszczonego (mg L^{-1})	Miernik HQ40D (HACH, USA)	A-3
8.	Nasylenie tlenem (%)	Sonda AquaProbe 7000 (AquaRead, England)	A-1, A-2
9.	Zasolenie (PSU)		A-1, A-2
10.	Chlorofil a (mg L^{-1})		A-1
11.	Fosfor całkowity (mg L^{-1})		
13.	NO_3^- (mg L^{-1})		
14.	NO_2^- (mg L^{-1})		
15.	NH_4^+ (mg L^{-1})		
16.	Cl^- (mg L^{-1})	Chromatograf jonowy 881 Compact IC Pro (Methrom, Szwajcaria)	A-2
17.	SO_4^{2-} (mg L^{-1})		
18.	Na^+ (mg L^{-1})		
19.	Mg^{2+} (mg L^{-1})		
20.	CA-2^+ (mg L^{-1})		
21.	K^+ (mg L^{-1})		
22.	Metale ciężkie: Cr, Pb, Ni, Cu, Al (mg L^{-1})	Optyczny spektrometr emisyjnie indukcyjnej sprzężonej plazmy Agilent 5100 ICP-OES (Agilent, USA)	A-2

5.3. Analizy statystyczne

Uzyskane surowe dane analizowano z wykorzystaniem programów: PRIMER v7 (PRIMER-e, Auckland, Nowa Zelandia), Prism 5.01 (GraphPad, San Diego, CA, USA), R v.4.2.0 (R CORE TEAM,2022). W pracy **A-1** przed rozpoczęciem skalowania wielowymiarowego - analiza MDS (ang. *Multidimensional scaling*) dane dla sezonów z dwóch lat zostały uśrednione. We wszystkich pracach (**A-1-A-3**) wartości zagęszczenia głównych grup taksonomicznych poddawano transformacji $[\log_{10}(X+1)]$ w celu zmniejszenia wagi najliczniejszej grupy ograniczonej metody unimodalnej (Ter Braak i Smilauer, 2002). Dane testowano także pod kątem normalności (test Shapiro-Wilka) i homoscedastyczności (test Levene'a), a następnie analizowano z wykorzystaniem następujących technik:

- różnice między trzema typami jezior pod względem parametrów środowiskowych, za pomocą analizy głównych składowych (PCA) – **A-1**;
- korelacje między parametrami biotycznymi, a abiotycznymi z wykorzystaniem korelacji rang Spearmana – **A-1**;
- strukturę zbiorowisk za pomocą skalowania wielowymiarowego (MDS) w oparciu o macierz podobieństw zbudowaną przy użyciu wskaźnika podobieństw Braya-Curtisa – **A-1, A-3**;
- macierze opisujące zespół fauny bentosowej za pomocą Global test ANOSIM– **A-1,A-3**;
- różnice ilości metali w ekotonie oraz strukturze bezkręgowców, za pomocą analizy wariancji ANOVA, przy użyciu testu Kruskala-Wallisa, a następnie testu post-hoc Dunna – **A-2**;
- różnice w wielowymiarowej strukturze zoobentosu, w tym różnice między płosami jeziora, a zasiedlającymi je bezkręgowcami dennymi za pomocą permutacyjnej analizy wariancji PERMANOVA – **A-2**;
- zmiany w β -różnorodności makrozoobentosu z wykorzystaniem wskaźnika Whittakera – **A-2**;

- identyfikację podstawowych gradientów środowiskowych wpływających na zespoły bezkręgowców, z wykorzystaniem kanonicznej analizy korespondencji CCA – **A-2**;
- ustalenie znaczenia biologicznych zmiennych skategoryzowanych względem warunków środowiska procedurą BIO-ENV – **A-2**;
- zależności między wszystkimi deskryptorami (biotyczne i abiotyczne) zostały zbadane z wykorzystaniem analizy redundancji RDA – **A-2**;
- dyspersję wartości β -różnorodności z wykorzystaniem jednokierunkowej ANOVA – **A-2,A-3**;
- porównanie, a następnie sklasyfikowanie miejsc poboru prób hierarchiczną analizą skupień (HCA) oraz niemetrycznym skalowaniem wielowymiarowym (nMDS) – **A-3**;
- ocena różnic w składzie makrozoobentosu (procentowe podobieństwa) techniką SIMPER – **A-3**.

6. WYNIKI

We wszystkich artykułach stanowiących prezentowaną rozprawę doktorską przeanalizowano strukturę fauny dennej w wybranych ekosystemach wodnych, obszaru przybrzeżnego Polski. Wpływ czynników środowiskowych podzielono na czynniki fizyczno-chemiczne wody (prace A-1 - A-3) oraz jakość chemiczną osadów (praca A-2). W trzech pracach wchodzących w skład rozprawy, oceniono znaczenie warunków hydrologicznych, natomiast dodatkowo rolę struktury osadów dennych przebadano w pracy A-3.

Szczegółowe wyniki zamieszczono w oryginalnych publikacjach (załączniki).

6.1. Analiza struktury fauny dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae w jeziorach przybrzeżnych o różnym stopniu łączności hydrologicznej.

Jeziora słonawowodne w trakcie badań miały wysokie zakresy czasowe zmiennych abiotycznych wiosną i jesienią, podczas gdy słodkowodne posiadały takie zakresy latem. Zasolenie w jeziorach słonawowodnych wykazywało silną dyspersję przestrzenną, natomiast w jeziorach przejściowych wiązało się to głównie ze zmianami sezonowymi. Tabela **S1 (w A-1)** zawiera parametry środowiskowe badanych jezior w poszczególnych sezonach badań.

Różnice w zmienności parametrów abiotycznych w badanych jeziorach zależały głównie od wielkości produkcji pierwotnej, warunków tlenowych jak również od poziomu łączności hydrologicznej z morzem. Odmienność pomiędzy dziewięcioma jeziorami w zakresie parametrów środowiskowych ilustruje analiza PCA (**Ryc. 2A w A-1**), gdzie na osi PC1 wyraźnie ujawniło się przejście od niższego stężenia Chl-a i wyższego zasolenie w lewej części wykresu (dane ze słonawowodnych jezior Ptasi Raj oraz Łebsko), do punktu o dużej koncentracji Chl-a i niskim zasoleniu w jeziorze Sarbsko (jeziro słodkowodne). Oś PC2 opisała wspólne występowanie wyników

jesiennych i wiosennych. Skrajne wartości parametrów środowiskowych dla tej osi dotyczyły jezior o typie przejściowym.

Wielowymiarowa analiza skalowania oparta na składzie jakościowo-ilościowym fauny dennej pozwoliła zidentyfikować zespoły bentosowe odpowiadające poszczególnym typom jezior (**Ryc. 2B w A-1**). Zróżnicowanie sezonowe zgrupowania było bardziej zauważalne w jeziorach typu słonawowodnego, natomiast jedynie nieznacznie zaznaczone w jeziorach słodkowodnych. Macierze gatunkowe zebrane z całego zbioru danych sklasyfikowano do trzech głównych grup: gatunki euryhalinowe (gatunki tolerancyjne o szerokich zakresach zasolenia i temperatury), gatunki oportunistyczne oraz morskie. Łącznie zidentyfikowano 47 taksonów fauny dennej w tym: 26 oportunistycznych, 12 euryhalinowych, 7 morskich, a w przypadku dwóch nie przypisano ich do żadnej z grup. Niewielkie zasolenie wód badanych jezior sprawiało, że kształtowała się w nich unikatowa kompozycja z przewagą gatunków oportunistycznych. W tabeli 4 przedstawiono skład taksonomiczny dla każdego z badanych obszarów. Szczególnie uwypuklono zróżnicowanie larw Chironomidae, które stanowiły kluczowy komponent zgrupowania bezkręgowców dennych badanych jezior.

Tabela 4. Występowanie taksonów w każdym z badanych jezior przybrzeżnych ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae

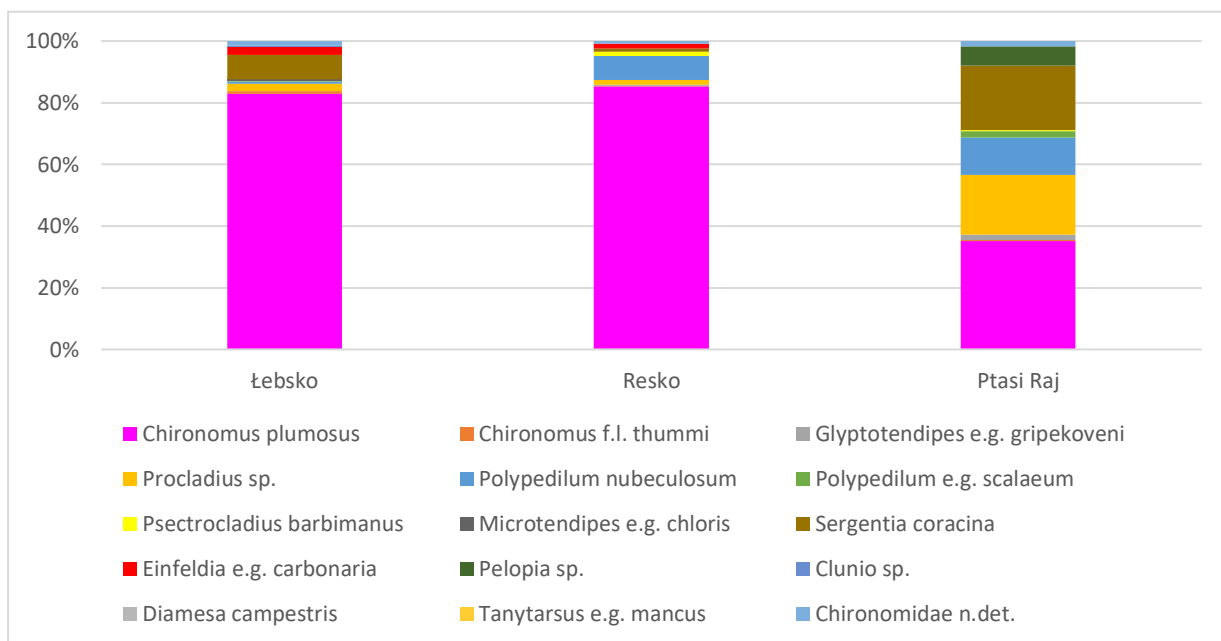
	Słodkowodne			Przejściowe			Słonawowodne		
	Dołgie	Wicko	Sarbsko	Liwia	Kopań	Gardno	Resko	Łebsko	Ptasi Raj
Oligochaeta	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polychaeta								+	+
Crustacea				+	+	+	+	+	+
Hirudinea				+	+		+	+	
Diptera larvae									
<i>Chironomus f.l. plumosus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chironomus f.l. thummi</i>								+	
<i>Glyptotendipes e.g. gripekoveni</i>							+		+

<i>Procladius</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Polypedilum</i> e.g. <i>scapulaeum</i>			+	+		+		+	+
<i>Psectrocladius barbimanus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Microtendipes</i> e.g. <i>chloris</i>							+	+	
<i>Sergentia coracina</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Einfeldia</i> e.g. <i>carbonaria</i>			+				+	+	
<i>Clunio</i> sp.								+	
<i>Diamesa campestris</i>			+						+
<i>Tanytarsus</i> e.g. <i>mancus</i>						+			
Chironomidae n.det.	+	+	+	+		+	+	+	+
Hemiptera						+		+	
Trichoptera larvae	+		+	+	+			+	
Ephemeroptera larvae	+								
Gastropoda			+	+	+	+	+	+	+
Bivalvia			+	+		+	+	+	+

Test ANOSIM zastosowany do matrycy struktury gatunkowej wykazał, że jeziora różniły się istotnie na poziomie 0,001, z wyjątkiem jezior przejściowych vs. słodkowodnych, gdzie poziom istotności wynosił 0,1. Porównanie struktury jakościowej bentosu między sezonami w obrębie każdej z trzech grup jezior nie wykazało różnic, natomiast odmiennosc pojawiła się między typami. Największa odrębność sezonowa została zaobserwowana pomiędzy jeziorami słonawowodnymi vs. przejściowymi i dotyczyła lata ($R=0,16$; $p<0,01$), wiosny ($R=0,16$; $P<0,02$) i jesieni ($R=0,1$; $p<0,05$). Odnotowano także jesienią różnice w składzie gatunkowym pomiędzy jeziorami słonawowodnymi i słodkowodnymi ($R=0,12$; $p<0,01$).

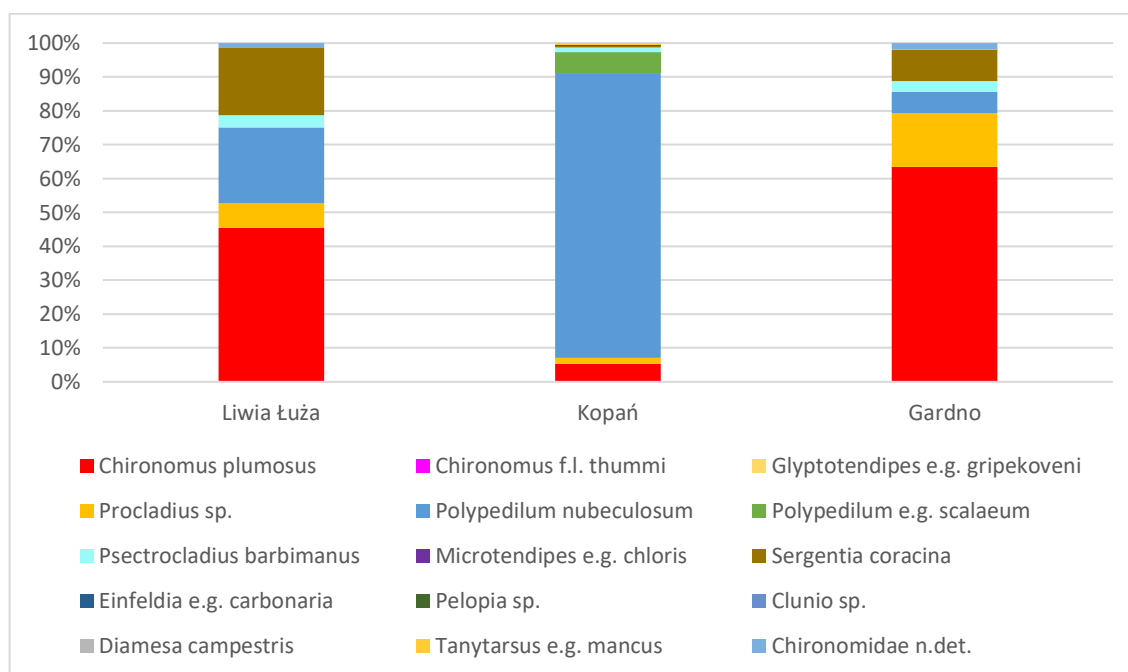
Zasadniczym komponentem fauny dennej w badanych zbiornikach była grupa organizmów oportunistycznych, która stanowi 62% ogólnej liczby zidentyfikowanych taksonów. Najbardziej pospolitym przedstawicielem tej grupy bezkręgowców dennych były *Chironomus plumosus* oraz *Polypedilum nubeculosum* (Ryc. 3 w A-1). Zagęszczenie fauny dennej w badanych jeziorach wskazywało najwyższe wartości w typie słonowodnym (j. Resko), a najniższe w przejściowym (j. Kopań) (Ryc. 4 w A-1). Gatunki oportunistyczne osiągały największe zagęszczenie jesienią w zbiornikach słonawowodnych, wiosną w przejściowych a latem w słodkowodnych. Obfitość grupy oportunistycznej we wszystkich typach jezior była w dużej mierze kształtowana przez rodzaj *Chironomus*, który wiosną osiągał do 40% całkowitej liczebności zbiorowiska. Jego obfitość była porównywalna do jezior słonawowodnych i przejściowych, w których stanowił około 35% ogólnego zagęszczenia fauny dennej. W każdym z jezior słonawowodnych (Ryc. 5) najwyższy udział procentowy w zagęszczeniu osiągał *Chironomus plumosus*: w Łebsku 81%, Resku 80%, a najniższy w Ptasim Raju zaledwie 35%.

W jeziorze Łebsko gatunkami towarzyszącymi były *Sergentia coracina* oraz *Procladius* sp., które osiągały kolejno 8% i 2% wkładu w ogólne zagęszczenie populacji larw Chironomidae.



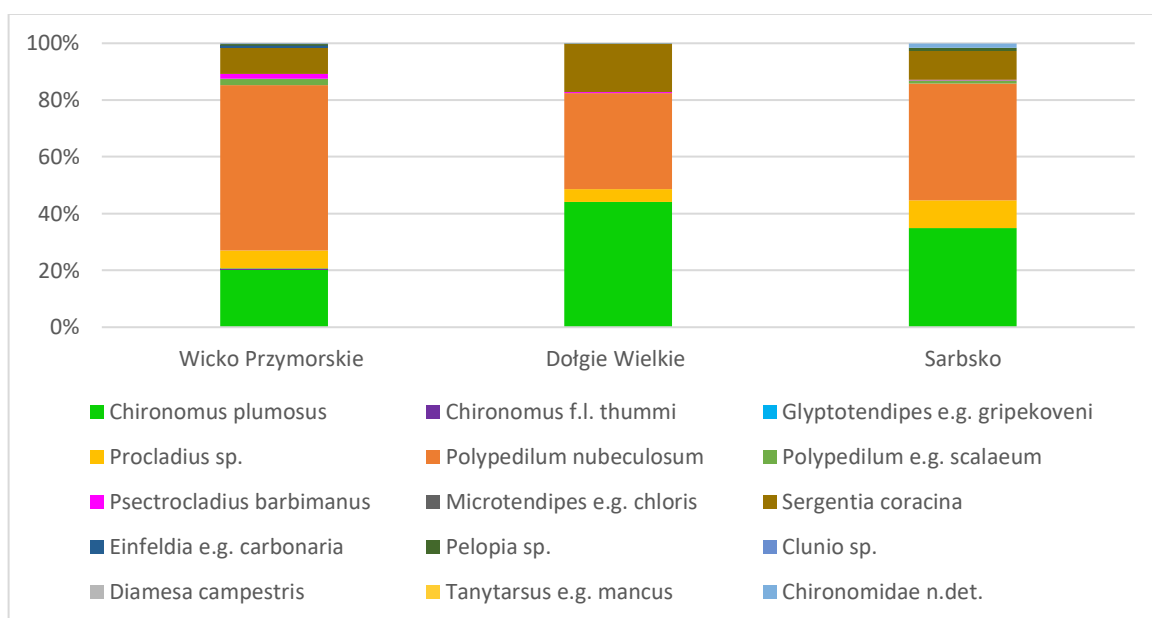
Ryc. 5. Udział procentowy w zagęszczeniu poszczególnych przedstawicieli larw Chironomidae występujących w jeziorach słonawowodnych

W jeziorach przejściowych (Ryc. 6) *Ch. plumosus* osiągał najwyższy udział procentowy w zagęszczeniu larw ochotkowatych w jeziorze Gardno (63%) oraz Liwia Łuża (44%). W jeziorze Kopań najliczniej występował *Polypedilum nubeculosum* (84%), podczas gdy *Ch. plumosus* sporadycznie (5% udziału wśród larw).



Ryc. 6. Udział procentowy w zagęszczeniu poszczególnych przedstawicieli larw Chironomidae występujących w jeziorach przejściowych

Jezióra słodkowodne (Ryc. 7) charakteryzowały się występowaniem dwóch gatunków, które osiągały najwyższe udziały procentowe w zagęszczeniu larw ochotkowatych. *P. nubeculosum*, który osiągnął najwyższy udział w Wicku (57%) oraz Sarbsku (40%), natomiast w jeziorze Dołgie 32%. *Ch. plumosus* licznie reprezentował larwy Chironomidae na dnie w jeziorze Dołgie (42%), Sarbsko (34%), a stosunkowo w mniejszej ilości w Wicku (20%).



Ryc. 7. Udział procentowy w zagęszczeniu przedstawicieli larw Chironomidae występujących w jeziorach słodkowodnych

Gatunki euryhalinowe osiągały najwyższą liczebność w jeziorach słonawowodnych wiosną, w przejściowych latem, natomiast w słodkowodnych jesienią. Głównym komponentem tej grupy zwierząt był *Gammarus debeni*, który występował licznie w jeziorach przejściowych i słonawowodnych, podczas gdy w jeziorach słodkowodnych była to *Bezzia nobilis* (Ceratopogonidae). W przypadku organizmów morskich ich znaczne zagęszczenie obserwowano jedynie latem w jeziorach słonawowodnych (*Hydrobia ulvae*) i niewielkie jesienią w jeziorach przejściowych (*Gammarus oceanicus*).

Ogólna analiza danych (**Ryc. 5 w A-1**) potwierdziła wysoką istotność prawidłowości związanych z poziomem zmian środowiskowym (zmiany poziomu zasolenia). Średnie bogactwo gatunkowe oraz średnie zagęszczenie, było ujemnie skorelowane ze zmiennością zasolenia. W przypadku α -różnorodności, gradient zasolenia silnie wpływał na zróżnicowanie zbiorowisk bentosowych. Korelacje między pozostałymi deskryptorami zoobentosu, a średnimi wartościami zasolenia nie były statystycznie istotne.

6.2. Ocena wpływu koncentracji metali ciężkich w biotopie na strukturę fauny dennej w jeziorze o pełnym połączeniu z Bałtykiem.

Wyniki badań wskazały, że trzy baseny jeziora Łebsko (płosa wschodnie, centralne i zachodnie) różniły się koncentracją większości badanych czynników fizyczno-chemicznych (**Tabela 2 w A-2**). Napływ wód morskich do jeziora w płosie wschodnim determinował statystycznie wyższe wartości EC, zasolenia i siarczanów (K-W=10,73 – 12,91; $p < 0,0001$) oraz chlorków (K-W=7,45, $p = 0,01$) w porównaniu do płosa zachodniego, które nie było objęte zasięgiem intruzji wód morskich. Wyniki badań wskazały także, że powolna dyspersja napływających do jeziora słonawych wód z Bałtyku, była obserwowana już w centralnym płosie jeziora, gdzie dochodziło do mieszania się wód morskich i słodkich (**Tabela 2 w A-2**). W tej części jeziora istotnie statystycznie niższe wartości, niż w płosie wschodnim dotyczyły EC, zasolenia, siarczanów oraz sodu i chlorków.

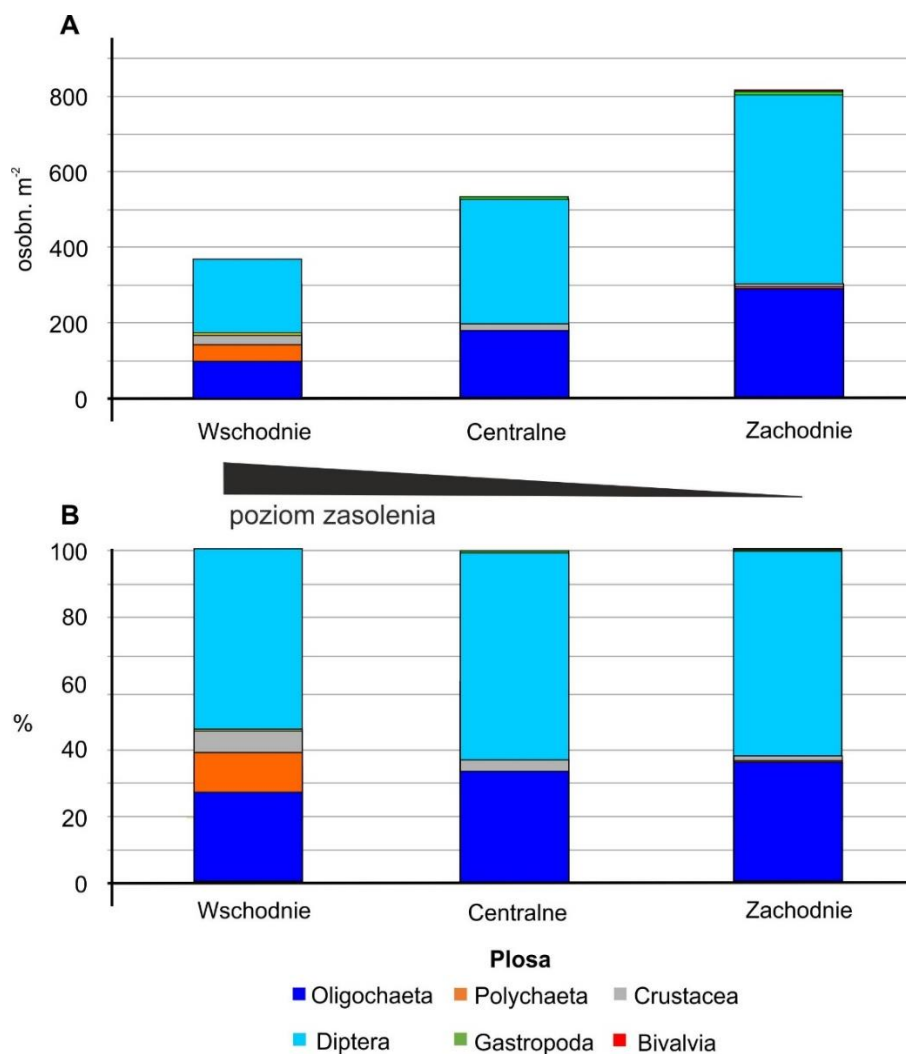
Wyniki badań dotyczące stężenia metali ciężkich w wodzie, wskazały, że łączna ilość metali w wodzie była porównywalna w centralnym i zachodnim płosie, natomiast niższa we wschodnim, które było poddawane oddziaływaniu wód morskich. Nie zaobserwowano istotnych różnic statystycznych w koncentracji badanych metali ciężkich w wodzie, w poszczególnych płosach jeziora. Stężenia metali w wodzie malały w następującej kolejności: Al>Ni>Pb>Cu>Cr (**Tabela 3 w A-2**).

Wyniki analiz wskazały także, że łączna ilość metali ciężkich w osadach malała w kierunku płosa wschodniego narażonego na intruzję wód morskich, gdzie była

2-krotnie niższa niż w plosie zachodnim. Wszystkie badane metale w osadach wykazały istotne statystycznie różnice stężeń w każdym plosie jeziora. Stężenia metali mały w następującej kolejności: Al>Cu>Ni>Pb>Cr (**Tabela 4 w A-2**).

W badaniu odnotowano łącznie 27 taksonów bezkręgowców dennych, w tym 3 przedstawicieli wieloszczetów, 4 skorupiaków, 1 pijawek, 11 muchówek oraz 7 mięczaków (62% z nich występowało w plosie zachodnim, 44% w centralnym, 60% we wschodnim). Analizy dyspersji makrozoobentosu wykazały, że w części centralnej jeziora odnotowano jedynie 12 taksonów o całkowitej gęstości ponad 500 osobn. m⁻², w części zachodniej 17 taksonów o zagęszczeniu ~800 osobn. m⁻². W plosie wschodnim zidentyfikowano 15 taksonów, o łącznym zagęszczeniu 2-krotnie niższym niż w części wschodniej (**Tabela 5 w A-2**). Intruzja wód morskich (płoso wschodnie) istotnie redukowała obfitość fauny dennej (Ryc. 8A).

Zoobentos całego jeziora był zdominowany przez przedstawicieli larw Diptera oraz Oligochaeta na porównywalnym poziomie (Ryc. 8B). Równocześnie dopływ wód morskich w plosie wschodnim umożliwił pojawienie się organizmów morskich z grupy Polychaeta.



Ryc. 8. A - Zagęszczenie (osobn. m⁻²) oraz **B** - udział procentowy grup makrozoobentosu w poszczególnych płosach jeziora Łebsko w gradiencie zmian zasolenia

Wśród larw Diptera najczęściej występującym gatunkiem był *Chironomus* sp., stanowiąc 56,1% ogólnego zagęszczenia fauny dennej. Największą ich ilość odnotowano w zachodniej, wysłodzonej części jeziora, podczas gdy wzrost zasolenia (maks. do 7PSU) redukował ich obfitość.

Wyniki analizy PERMANOVA potwierdziły znaczne zmiany wśród jednoczynnikowych deskryptorów i wykazały wyraźne różnice między płosami jeziora oraz stanowiskami pomiarowymi, a makrofauną (**Tabela 6 w A-2**). Wykazano również istnienie różnic w obfitości fauny, a α -różnorodnością pomiędzy płosem centralnym i wschodnim. Wykonane analizy dyspersji zagęszczenia dominującej grupy bezkręgowców (larw Chironomidae) wykazały istotne statystycznie różnice pomiędzy sektorami oraz badanymi stanowiskami.

Sprawdzono także rozkład wartości α -różnorodności na poszczególnych stanowiskach w trzech płaszczyznach jeziora i wskazano istotność różnic pomiędzy stanowiskami (**Ryc. 2A w A-2**). Najwyższe wartości dotyczyły miejsc, które poddawane były oddziaływaniu wód morskich w płaszczyźnie wschodniej. Najniższą średnią wartość odnotowano na stanowisku znajdującym się w pobliżu ujścia głównego dopływu rzeki Łeby do jeziora. Wartości wskaźnika β -różnorodności Whittakera (**Ryc. 2B w A-2**) wykazały większą zmienność makrofauny we wschodniej płaszczyźnie w porównaniu z pozostałymi fragmentami jeziora. Główne składowe korelacje oparto na składzie fizycznym i chemicznym wody, stężeniach metali ciężkich w wodzie i osadach (czynniki abiotyczne) oraz jednowymiarowych deskryptorach makrofauny i zidentyfikowanych grupach fauny bentosowej. Wykazały one skumulowany wpływ czynników środowiskowych na liczebność i różnorodność bezkręgowców (**Ryc. 3A w A-2**). Główny wkład w dodatnie wartości pierwszej osi miała koncentracja Cu i Cr w wodzie (osł wyjaśniła 19,3% całkowitej wariancji). Dla drugiej osi najważniejszymi zmiennymi były chlorki i siarczany (13,1% wyjaśnienia całkowitej zmienności fauny). Projekcja biotycznych i abiotycznych składników zmiennych, wykazała, że wśród zidentyfikowanych grup bezkręgowców obfitość Gastropoda była powiązana z wyższymi wartościami Cr w wodzie, podczas gdy Crustacea z koncentracją Al w osadach. Czynniki fizyczno-chemiczne związane z intruzją wód morskich determinowały obecność Polychaeta jak i częściowo Hirudinea. Wyniki te zostały potwierdzone analizą dotyczącą wskazania preferowanego płaszczyzny jeziora przez bezkręgowce (**Ryc. 3B w A-2**).

Analiza Bio-Env, skwantyfikowała wpływ poszczególnych grup czynników na uzyskane rezultaty biologiczne (**Ryc. 4A w A-2**). Wyniki wskazały, że czynniki fizyczno-chemiczne identyfikujące poziom łączności hydrologicznej jeziora z morzem były zmienną, która najlepiej wyjaśnia wielowymiarową strukturę makrofauny. W dalszej kolejności na strukturę fauny dennej wpływała koncentracja metali w osadach, natomiast zdecydowanie najsłabiej ich stężenie w wodzie.

Analiza RDA, która uwzględniała zmienne fizyczno-chemiczne i troficzne w wodzie (**Ryc. 4B w A-2**) wykazała, że obfitość Polychaeta oraz wartości równocześnie związane były z wyższymi ilościami sodu i wapnia. Zagęszczenie głównych

komponentów bentofauny tj. Oligochaeta i Diptera (l. Chironomidae) wraz z Mollusca powiązane były z niskimi wartościami parametrów związanych z intruzją wód morskich. Poziom koncentracji metali ciężkich w wodzie był wprost proporcjonalny do obfitości taksonów fauny dennej oraz jednowymiarowych czynników opisujących to zgrupowanie (**Ryc. 4C w A-2**). Podobne prawidłowości dotyczyły obecności tych samych metali w osadach, choć zauważalne było oddziaływanie Ni na obfitość Hirudinea (**Ryc. 4D w A-2**).

6.3. Określenie znaczenia struktury osadów dla struktury fauny dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae w zbiorniku zaporowym na rzece przymorskiej.

Przed przystąpieniem do analiz biologicznych dotyczących fauny dennej skategoryzowano stanowiska badań według panujących na nich warunków środowiskowych (**Ryc. 3A w A-3**). W wyniku procedury grupowania wyłoniono dwie grupy stanowisk: (i) głębokowodnych, które mają znaczny udział materii organicznej w osadach (**RS**) oraz (ii) stanowisk płytkowodnych z dnem piaszczysto-żwirowym i jednocześnie małym udziałem materii organicznej (**PS**) (**Ryc. 3B w A-3**). Wykazano także znaczne różnice w warunkach panujących na wytypowanych siedliskach jeziora Krzynia (zbiornik zaporowy Krzynia - KDR) (**Tabela 2 w A-3**). Przezroczystość wody w stosunku do maksymalnej głębokości była większa na stanowiskach PS niż RS. Uwodnienie osadów jaki i odczyn wody, były również istotnie wyższe na RS niż PS. Tej sytuacji towarzyszyła wyższa koncentracja tlenu rozpuszczonego na PS niż na RS.

W trakcie badań stwierdzono obecność 34 taksonów makrozoobentosu (**Tabela S1 w A-3**). Liczba taksonów jak i ogólne zagęszczenia była wyższa na typie PS niż na RS. W obu przypadkach były to różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$). Nie odnotowano jednak różnic w α -różnorodności (wskaźnik Shannona, H') na stanowiskach o odmiennej strukturze osadów. Analiza SIMPER wskazała, że Oligochaeta (36,3%), Crustacea (35,2%), Chironomidae (10,2%), Mollusca (6,3%) oraz Trichoptera (5,4%) były głównie odpowiedzialne za zaobserwowane różnice. Zastosowanie techniki

nMDS dla zagęszczenia oraz biomasy wskazały wyraźne rozróżnienie siedlisk typu RS i PS (**Ryc. 4A-B w A-3**).

Struktura fauny dennej oparta na jej zagęszczeniu była porównywalna na obu typach podłoża (**Ryc. 5A w A-3**). W badanych próbach w liczebności dominowały larwy Chironomidae, a ich udział na stanowiskach typu RS wynosił 45%, natomiast na PS 38% ogólnego zagęszczenia makrozoobentosu. Drugim komponentem zgrupowania fauny dennej KDR były Oligochaeta, z nieznacznie wyższą obfitością na typie RS. W obu typach osadów te dwie grupy stanowiły łącznie 80% całkowitego zagęszczenia makrozoobentosu. Mollusca występowały stosunkowo licznie w KDR (9% ogólnego zagęszczenia makrofauny), natomiast decydowały o wartości biomasy (98-99% całkowitej biomasy fauny dennej), (**Ryc. 5B w A-3**). Należy jednak zaznaczyć, że organizmy te ważone były wraz z ich skorupą, co przyczyniło się do tak wysokich wartości ich biomasy. Całkowite zagęszczenie larw Chironomidae było istotnie wyższe na podłożu typu PS niż RS, a liczba reprezentantów identyczna na obu typach dna (**Tabela 3 w A-3**). Równocześnie α -różnorodność tej grupy na poszczególnych stanowiskach KDR nie wykazała różnic. Wśród zidentyfikowanych larw *Dicrochironomus* sp., *Chironomus* sp., *Polypedilum* sp., i *Microtendipes* e.g. *chloris* osiągały istotnie wyższe zagęszczenia na stanowiskach PS, podczas gdy obfitość *Microspectra* sp. na RS (**Tabela S1 w A-3**). Zagęszczenia pozostałych taksonów Chironomidae nie było statystycznie odmienne pomiędzy badanymi typami podłoża. Obecność innych grup zidentyfikowanych przedstawicieli bezkręgowców osiągała zdecydowanie wyższe zagęszczenie na typie PS niż na RS (**Tabela 3 w A-3**). Całkowite zagęszczenie Mollusca było 20-krotnie wyższe na stanowiskach PS niż na RS, co było różnicą istotną statystycznie. Należy jednak zauważyć, że obecność ślimaków i małż stwierdzono w całym zbiorniku. Obfitość grupy Crustacea, która była reprezentowana głównie przez *Asellus aquaticus*, osiągała 35-krotnie wyższe zagęszczenie na typie PS niż RS. Podobnie obfitość larw Trichoptera, była istotnie wyższa na podłożu ubogim w materię organiczną, niż na bogatej w tą frakcję osadów i dotyczyła głównie *Polycentopus* sp. oraz *Limnephilus* sp. (**Tabela S1 w A-3**). Pod względem biomasy nie stwierdzono istotnych różnic w strukturze dominacji makrozoobentosu pomiędzy badanymi typami podłoża (**Tabela 4 w A-3**). Co prawda uzyskano wyższe wartości na

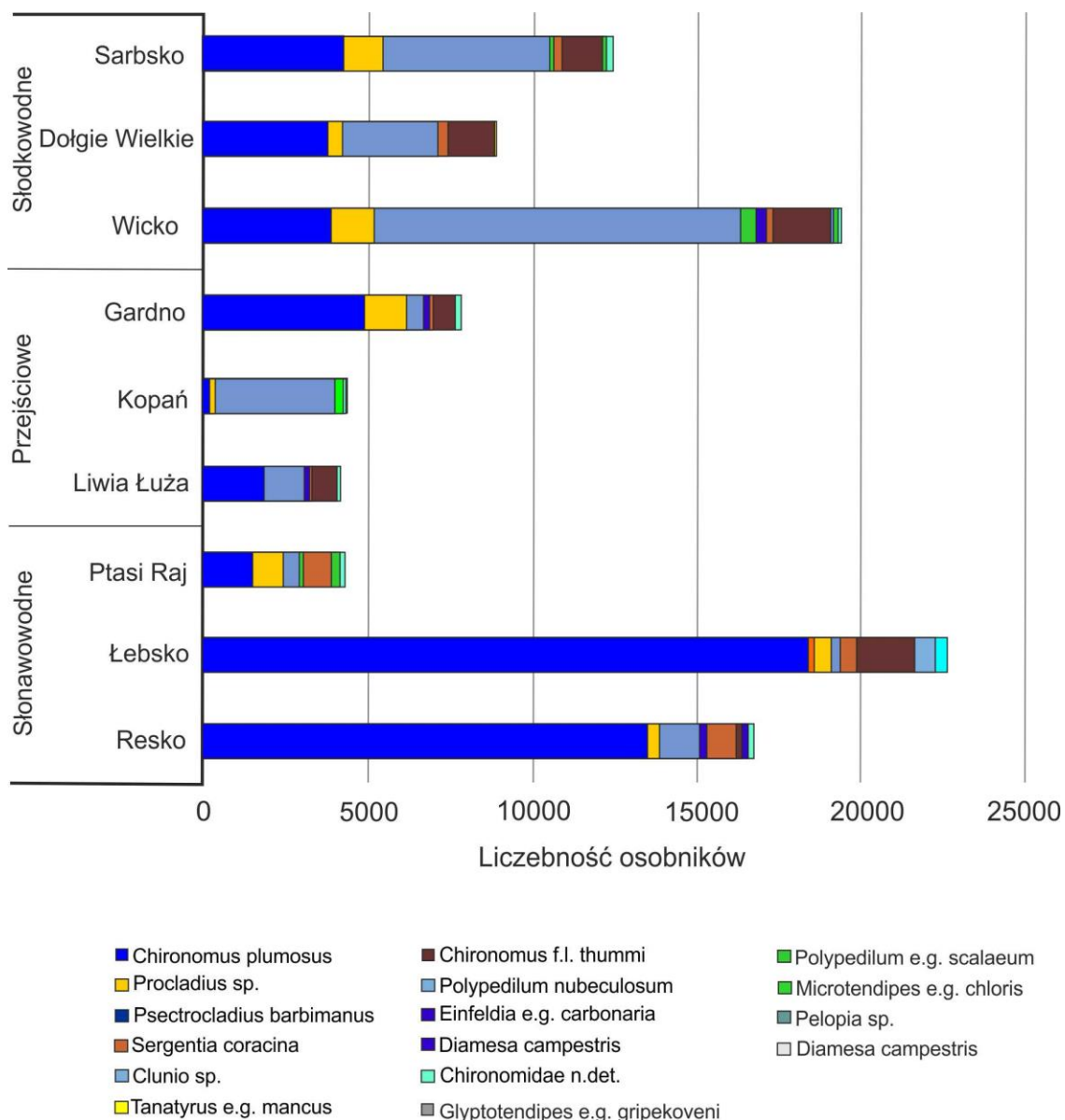
typie PS niż RS, natomiast nie były one istotne statystycznie. Analiza SIMPER, która uwzględniała całkowitą biomasę fauny dennej sugerowała, że Mollusca (98,4%) były głównie odpowiedzialne za obserwowane różnice. Z tego też powodu, ustalono również biomasę fauny dennej bez mięczaków, która okazała się być nieznacznie wyższa na typie RS niż na PS. Na podstawie uzyskanych wartości ustalono, znacząco istotną różnicę pomiędzy oboma typami podłoża. Po wyeliminowaniu mięczaków analiza SIMPER ujawniła znaczenie larw Trichoptera (60,2%), Oligochaeta (19,3%), oraz larw Chironomidae (12,7%) w dyspersji wartości biomasy pomiędzy typami podłoża.

Pomimo tego, że na wartości biomasy wpływała obecność Mollusca, to przedstawiciele tej grupy osiągały porównywalne wartości na obu typach osadów (**Tabela S2 w A-3**). Podobna sytuacja dotyczyła prawie wszystkich zidentyfikowanych w KDR grup bezkręgowców dennych. Jedynie w przypadku ogólnej biomasy larw Chironomidae ustalono istotnie wyższe wartości biomasy na typie RS niż PS.

7. DYSKUSJA

Ekosystemy przybrzeżne są złożonymi środowiskami, w których występują duże fluktuacje zmiennych abiotycznych wpływających na znaczne zmiany w strukturze biocenoz (Carvalho i in., 2011; da Silva i in., 2016). Jeziora i laguny odgrywają ważną rolę w utrzymaniu bioróżnorodności na całym świecie, a poziom łączności hydrologicznej z morzem znacząco wpływa na ich kondycję i tempo przemian jakim ulegają (Anufriieva i in., 2022). W przypadku zbiorników przybrzeżnych, **gradient zasolenia** uważany jest za **główny czynnik środowiskowy**, wpływający na kształtowanie rozmieszczenia hydrobiontów (Holland i in., 1987; Attrill, 2002). W tym kontekście **moje badania zawarte w pracy A-1** potwierdzają te stwierdzenie, dotyczący zbiorników zależnych od morza Bałtyckiego, które posiadają stosunkowo niewielkie zasolenie, a intruzja wody morskiej implikuje warunki środowiskowe oraz bogactwo gatunkowe. Struktura zbiorowiska bezkręgowców zasiedlających jeziora przybrzeżne kształtowana była przez niezależne lub kumulujące się czynniki biotyczne i abiotyczne w różnych skalach przestrzennych (Cooper i in., 1998; da Silva i in., 2016). Mimo tego, jak donoszą inni naukowcy m.in. McLusky i Elliott, (2004); Obolewski, (2009); Netto i in., (2012) **bogactwo gatunkowe bezkręgowców nie zależy wyłącznie od pojedynczego czynnika**, ale jest wynikiem oddziaływania wielu nakładających się czynników, uzależnionych od poziomu łączności hydrologicznej układu jezioro-morze (Reizopoulou i Nicolaidou, 2004; Kornijów i in. 2018). W prowadzonych przeze mnie badaniach **wpływ wody morskiej był głównym czynnikiem**, który determinował złożoność struktury bentosu badanych ekosystemów, podczas gdy stopień łączności hydrologicznej każdego ze zbiorników był optymalnie odzwierciedlony w wariancji zasolenia (artykuł **A-1**). Ponadto powiązania hydrologiczne, stanowiąc mogą tzw. „okno okazji” pozwalające na migrację gatunków morskich i euryhalinowych, oraz ich ekspansję z morza do jeziora (Olenin i in., 1999; Ojaveer i in., 2010). Wyniki badań wskazały, że **główna grupa**, która odpowiadała za kształtowanie obfitości w większości badanych typów jezior to **larwy Chironomidae**. Tworzyły one komponent grupy gatunków oportunistycznych, a jej głównym reprezentantem charakterystycznym dla eutroficznych, płytkowodnych zbiorników nizinnych był **Ch. plumosus (A-1, Ryc. 9)**. Gatunek ten posiada wysoką tolerancję na

stres osmotyczny, który pozwala mu powszechnie kolonizować dno bałtyckich jezior przybrzeżnych (Dobrowolski, 1994). W tym kontekście odmienne wyniki obserwowane w jeziorze Kopań mogą wynikać z nietypowej struktury dna, która oprócz warstwy mułu (jak w innych jeziorach) posiada znacznej wielkości narzuty kamienne. Jak wynika z uzyskanych przeze mnie wyników sprzyja to licznemu pojawianiu się tylko *P. nubeculosum*.



Ryc. 9. Liczebność (osobnik) reprezentantów larw Chironomidae w trzech typach badanych jezior przybrzeżnych

Ch. plumosus wykorzystywany jest także jako wskaźnik poziomu trofii (Thienemann, 1922). Istnieje wiele doniesień, które wskazują na wysoką żyzność wód bałtyckich

jezior przybrzeżnych (Trojanowski i in., 1991; Cieśliński, 2011; Astel i in., 2016). Dla tych ekosystemów charakterystyczne jest występowanie niskiej liczby gatunków i małej różnorodności, często uznaje się je za silnie zdegradowane (=złe zdrowie ekosystemu). Jednak w jeziorach przejściowych (okresowo zasilanych wodami morskimi), jest to mimo wszystko naturalny stres wynikający z ciągle zmieniających się wartości czynników środowiskowych jak np. zasolenie, które gatunki bentosowe muszą tolerować. W opublikowanej w 1920 roku pracy, Thienemann zauważył, że **makrofauna denna**, należy do **czułych wskaźników środowiskowych** i jest także odbiciem bioproduktywności jezior. Stwierdził on, także że **główne znaczenie bioindykacyjne w tym zgrupowaniu mają larwy Chironomidae**. Na tej podstawie stworzył on klasyfikację obejmującą z jednej strony jałowe zbiorniki górskie typu *Tanytarsus*, a z drugiej, żyzne jeziora nizinne **typu *Chironomus***. Podział jezior w późniejszych czasach stopniowo rozbudowywano, proponując wprowadzenie dodatkowych typów i podtypów jezior. Obecnie jak podał Żmudziński (1997) stosuje się sześć zoobentosowych rodzajów jezior:

- **typu *Orthocladius*** – ultraoligotroficzne, wyjątkowo czyste wysokogórskie lub polarne skrajnie jałowe jeziora, zasiedlane głównie przez podrodzinę Orthocladinae, a w jej obrębie larwy z rodzaju *Orthocladius* lub *Heterotrissocladius subpilosus*,

- **typu *Tanytarsus*** – oligotroficzne, bardzo czyste górskie jeziora, jałowe, zasiedlane głównie przez larwy z rodzaju *Tanytarsus*;

- **typu *Stictochironomus*** – α -mezotroficzne, czyste podgórskie, rzadziej nizinne jeziora, z pogranicza oligotrofii i mezotrofii;

- **typu *Sergentia*** – β -mezotroficzne, stosunkowo czyste nizinne jeziora z pogranicza mezotrofii i eutrofii, bentos zdominowany jest przez larwy z rodzaju *Sergentia* i *Microspectra*;

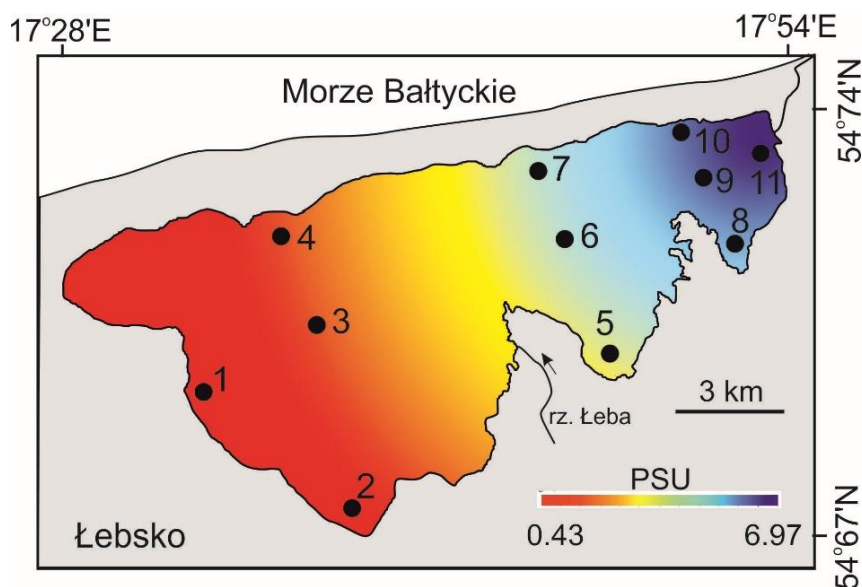
- **typu *Bathophilus*** – umiarkowanie zeutrofizowane, jeziora nizinne z przewodniami w faunie larwami z rodzaju *Chironomus*, reprezentowanymi przez wrażliwe na niedobory tlenu formy larwalne, o skróconych wyrostkach bocznych na przedostatnim segmencie, takie jak: *Chironomus bathophilus*, *Chironomus thummi*, *Chironomus anthracinus* lub *Chironomus thummi-anthracinus*;

-**typu *Plumosus*** – silnie zeutrofizowane, a nierzadko także zanieczyszczone jeziora nizinne o bardzo uboższym pod względem jakościowym zoobentosie, gdzie dominują larwy *Chironomus plumosus*.

W tym świetle typ *Plumosus* najlepiej odzwierciedla sytuację panującą w większości jezior przymorskich, z wyjątkiem jeziora Wicko, Gardno i Kopań, gdzie dominował *P. nubeculosum* (praca A-1). W związku z tym można stwierdzić, że **na polskim wybrzeżu morza Bałtyckiego większość jezior stanowi typ *Plumosus***, ale w przypadku trzech należałoby zastanowić się nad wprowadzeniem podtypu *Polypedilum*. Co ciekawe w obrębie podtypu znalazły się jeziora reprezentujące zbiorniki przejściowe (Kopań) oraz słodkowodne (Wicko, Sarbsko). Jedynie w przypadku jezior słonawowodnych stanowią one jeziora typu *Plumosus*.

Obieg wody w jeziorach przymorskich, jest wymuszany głównie przez wiatr, dlatego też zasolenie może zmieniać się nieprzewidywalnie i nierównomiernie (Kjerfve, 1994). Funkcjonowanie przybrzeżnych zbiorników wodnych, charakteryzuje się dużą specyfiką tych biotopów, co wymusza na organizmach wodnych zupełnie inne zachowania niż w jeziorach śródlądowych. Dlatego, też holistyczne badania tego rodzaju ekosystemów są kluczowe dla określenia zasad ich funkcjonowania (Coskun, 2019). Wskaźniki, które stosują się do oceny potencjału ekologicznego tego typu zbiorników, powinny uwzględniać stopień naturalnej niestabilności. **Kwantyfikowanie czynników** kształtujących różnorodność biocenotyczną w zbiornikach przybrzeżnych, jest niezbędnym krokiem w procesie ustalenia ich aktualnej kondycji (zdrowia) oraz opracowania sposobu ich ochrony przed degradacją → eliminacji zidentyfikowanych stresorów. W takim podejściu coraz więcej uwagi poświęca się **osadom dennym**, ze względu na to, że w porównaniu do zmian w wodzie, dostarczają one komplementarnej, zintegrowanej informacji o zmianach zachodzących w ekosystemach wodnych (Hakanson, 1980). Z tego względu, osady należałoby uznać, za ważniejsze absorbenty zanieczyszczeń w ekosystemach wodnych. Zrozumienie związków między egzystencją organizmów bentosowych, a **stężeniami metali ciężkich** w różnych składnikach biotopu, jest jedną z kluczowych informacji dla oceny struktury i dynamiki tego zbiorowiska (Saidi i in., 2019). Jeziora przybrzeżne, są silnie zagrożone degradacją ze względu na wzmożoną

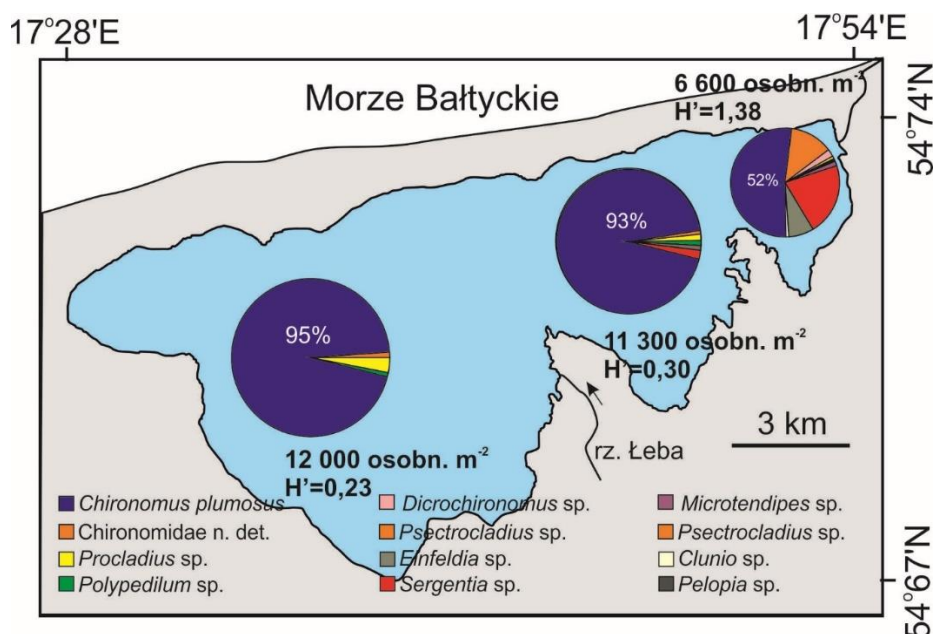
aktywność człowieka prowadzoną w obrębie ich działów wodnych (Vasiliu i in., 2020). Przejawia się to kumulacją zanieczyszczeń w biotopach, w tym **metali ciężkich (czynniki chemiczne)**. Zanieczyszczenie tymi substancjami jest jednym z głównych czynników, które wpływają na wywołanie stresu u organizmów zamieszkujących ekosystemy wodne (Rippey i in., 2008; Atici i in., 2008; Varol, 2011). W przypadku jezior przybrzeżnych, proces ten przybiera na sile, ponieważ jako ostatni element lądowy spływają do nich zanieczyszczenia z całej zlewni. W pierwszej kolejności metale dostają się do toni wodnej wpływając na organizmy planktonowe (Szymańska-Walkiewicz i in., 2022), po czym sedymentując odkładają się na dnie. Stąd też osady jeziorne pełnią ważną rolę stałego, ale także tymczasowego pochłaniacza zanieczyszczeń, stąd poziom ich zanieczyszczenia daje ogólny obraz stanu zdrowia ekologicznego jeziora (Vasiliu i in., 2020). Ocena jakości wody, odgrywa ważną rolę jeśli chodzi o wykorzystywanie zasobów wodnych, natomiast osady mają znaczący wpływ na zdrowie organizmów wodnych, które mogą być przez dłuższy czas narażane na działanie substancji chemicznych w drodze bezpośrednich interakcji (Youbi i in., 2020). W przypadku jeziora Łebsko, które ma stałe **połączenie hydrologiczne (czynnik fizyczny)** z morzem, napływ wód bałtyckich, przez wąski kanał rzeki Łeby, jest stosunkowo niewielki względem powierzchni zbiornika (Cieśliński, 2013). Jego dno jest zasiedlane przez typowe gatunki, które odnotowuje się także w innych tego typu zbiornikach (A-1; Żmudziński i in., 1992; Dobrowolski, 1994, 1996; Obolewski i in., 2018). Jednakże morfologia zbiornika powoduje, że można w nim wyróżnić trzy płosy, w których występuje gradient zasolenia od stosunkowo wysokich wartości (słonawowodnych) w płosie wschodnim do niewielkich (słodkowodnych) w płosie zachodnim (Ryc. 10).



Ryc. 10. Gradient zasolenie w jeziorze Łebsko wraz z lokalizacją stanowisk badawczych w gradiencie zasolenia (Astel i in., 2017)

Zatem ten zbiornik traktować można, jako obiekt modelowy dla oceny dyspersji fauny dennej w zbiornikach przybrzeżnych, w zależności od zmieniającego się zasolenia, analogicznie jak to zrobiono dla większej liczby jezior przybrzeżnych w artykule A-1. **Komplementarność badań jeziora Łebsko**, wskazuje, podobnie jak w pracy A-1, że **struktura larw Chironomidae**, obejmująca bogactwo gatunkowo i różnorodności zbiorowisk jest **silnie zależna od poziomu łączności hydrologicznej** utożsamionej z wielkością i intensywnością napływu wód morskich.

Makrofauna, która zasiedlała wszystkie części jeziora Łebsko, zdominowana była głównie przez taksony z rzędu Diptera (larwy Chironomidae), oraz Oligochaeta (łącznie 92% całkowitej obfitości makrofauny). Obie te grupy stanowią podstawowy komponent bentosu, w zbiornikach polimiktycznych, w tym także silnie zeutrofizowanych jak bałtyckie jeziora przybrzeżne (Żmudziński i in., 1992; Obolewski i in., 2018). Mimo wszystko są to organizmy, które preferują fragmenty zbiorników wodnych, o mniejszym udziale wód morskich (ryc. 12).



Ryc. 12. Poziom dominacja *Ch. plumosus* w jeziorze Łebsko na tle obfitości (osobn. m⁻²) i różnorodności larw Chironomidae (wskaźnik Shannona, H') w poszczególnych plosach

Struktura larw Chironomidae może być z powodzeniem wykorzystywana do różnicowania pomiędzy obszarami o różnym stopniu łączności jeziora z morzem.

W tym kontekście miejsca poddawane napływowi wód morskich w jeziorze Łebsko, miały bardziej zróżnicowane zgrupowanie larw Chironomidae przy jednocześnie 2-krotnie niższym zagęszczeniu niż w wystudzonych fragmentach zbiornika. Na tej podstawie można wskazać, że napływ wód morskich wpływa korzystnie na strefę przydenną, poprawiając warunki życia tej grupy hydrobiontów. Co interesujące w centralnym plosie, w którym dochodziło do mieszania się wód słonawych i słodkich nie odnotowano wyraźnie odmiennych wyników niż w plosie wschodnim (część słodkowodna). Wydaje się, że powierzchnia tej strefy jest tak duża, że potrafi niwelować skutki intruzji wód morskich. Stanowiła ona równocześnie największy basen sedymentacyjny, w którym dochodziło do gromadzenia się zanieczyszczeń w tym metali ciężkich.

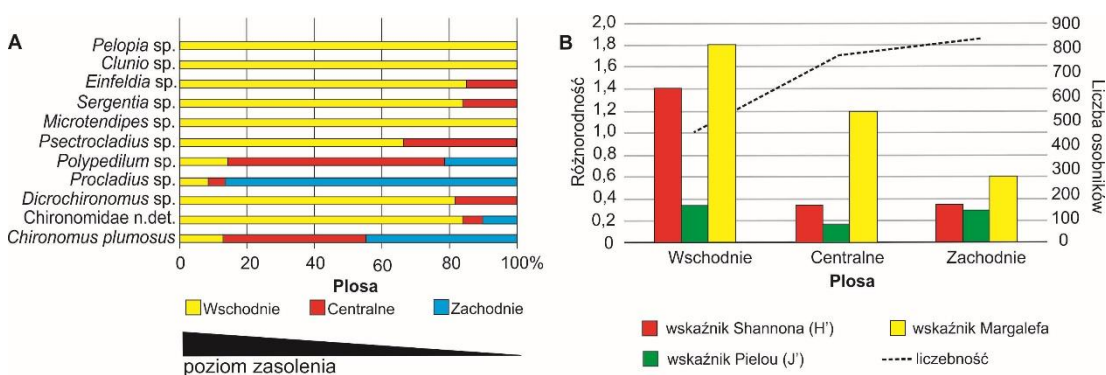
Mousavi i in. (2003) w swoim badaniu wskazali, że spadek zagęszczenia i bogactwa taksonomicznego Chironomidae był najlepszym wskaźnikiem wyższych poziomów stężeń metali ciężkich, a dodatkowo związany był z odległością od źródła zanieczyszczeń. Przy czym gatunki larw Chironomidae, które były bardziej wrażliwe i tolerancyjne, wykazywały przeciwne wzorce. Bian i in. (2016) także wskazali, że tylko

gatunki wrażliwe i umiarkowanie tolerancyjne na zanieczyszczenia zanikają, a te wysoce wyspecjalizowane mogą przetrwać pogorszenie warunków środowiska. Larwy *Chironomus* sp. które najliczniej występowały w Łebsku (Ryc. 12) są grzebiącymi zbieraczami, budującymi osadowe rurki, przez co połykają cząstki materii organicznej. Cecha ta zwiększa narażenie tych larw na obecność metali ciężkich w środowiskach o wysokim udziale materii organicznej w osadach (De Souza i in., Youbi i in., 2020). Wysokie stężenie metali ciężkich takich jak np. Zn, Cu, Pb, Ni, Cd w ciele larw, prowadzić może do deformacji morfologicznych szczególnie w mentum i żuchwie. **Analiza takich anomalii w budowie może być dobrą miarą do oceny składu chemicznego osadów dennych.** Niektóre nieprawidłowości w morfologii mogą mieć dość subtelne skutki, co traktowane jest jako **sygnały ostrzegawcze, pozwalające przewidywać degradację środowiska przez zanieczyszczenia chemiczne** (Warwick, 1980; Jeyasingham i Ling, 2000; Youbi i in., 2020). Jednakże powszechność występowania tej grupy organizmów jest konsekwencją fizjologicznych i ewolucyjnych zdolności adaptacyjnych, które umożliwiają im przeżycie w ekstremalnych warunkach (Olivier, 1983; Wiederholm, 1984). W zdegradowanych ekosystemach wodnych, takich jak bałtyckie jeziora przybrzeżne towarzyszą im Oligochaeta, które również uważane są za grupę wysoce odporną na wszelkiego rodzaju zanieczyszczenia, w tym także zasolenie (Berezina, 2003). Dla obu tych grup organizmów, ważna jest ich zdolność do wydalania metali ciężkich lub zatrzymywania ich w tkankach, także na poziomie rozwoju larwalnego (Pastorino i in., 2019). Makrobezkręgowce, które żyją w zbiornikach wodnych, zanieczyszczonych przez metale ciężkie, charakteryzują się mniejszą liczebnością oraz biomasą (Costas

i in., 2018; Ryu i in., 2011; A-2). Wyniki badań potwierdzają wcześniejsze doniesienia, że istnieje wyraźny **związek pomiędzy stężeniami metali, a różnorodnością zbiorowisk bentosowych** (dotyczy to głównie taksonów wrażliwych takich jak mięczaki czy skorupiaki), co przekłada się na uzyskane wyniki.

Można zatem założyć, że w jeziorze **Łebsko głównym czynnikiem** odpowiedzialnym za obserwowaną strukturę jakościową i ilościową zespołów bentosowych jest **łątność hydrologiczna i związana z nią zmiana zasolenia**. Zmienne fizykochemiczne wody, związane z połączeniem hydrologicznym jeziora z morzem, najlepiej wyjaśniały wielowymiarową strukturę makrofauny. **W tym przypadku stężenia metali ciężkich zarówno w wodzie jak i osadach nie miały znaczącego wpływu na strukturę fauny dennej**, być może wynika to z tego, że zlewnia tego jeziora, nie jest mocno uprzemysłowiona. Obszar, na którym znajduje się Łebsko, jest głównie obszarem rolniczym, przez co stężenia metali migrujących do jeziora są relatywnie niewielkie. Dlatego też, **wiedza o stężeniach metali w wodzie i osadach nie powinna być wykorzystywana jako jedyne kryterium oceny zdrowotności siedliska czy potencjalnej toksyczności** na hydrobionty. Szczególnie widoczne jest to w zbiornikach przybrzeżnych, gdzie **oddziaływanie morza jest głównym czynnikiem**, inicjującym niemal wszystkie zmiany biologiczne i geochemiczne. Jednak sama **obserwacja deformacji larw Chironomidae** powstałych w wyniku oddziaływania na ich strukturę podwyższonych stężeń metali ciężkich **jest także doskonałym (uzupełniającym) narzędziem do oceny biologicznej i monitoringu środowisk wodnych**, jak i źródłem ważnych informacji dla zarządzania zasobami wodnymi (Youbi i in., 2020). **Dlatego też, w tego typu badaniach istotne jest podejście w ujęcie integralności ekologicznej**, która wskazuje, na **łączenie i uwzględnianie działania czynników fizycznych, chemicznych jak i biologicznych**, ale także w tym przypadku świadomości społecznej, która mogłaby zredukować zanieczyszczenia antropogeniczne w ekosystemach wodnych. W tym kontekście stała intruzja wody morskiej powinna być traktowana jako element „odświeżający” zbiornik przybrzeżny, zwiększający tym samym **heterogeniczność siedlisk**. Implikuje to możliwość kolonizowania tych siedlisk przez mniej liczne, ale bardziej zróżnicowane zespoły zwierząt bentosowych („okno okazji”). Część zachodnia jeziora Łebsko (która

pozostaje w większości pod wpływem wód ze zlewni) stwarzała korzystne warunki dla wysokiej liczebności tylko dwóch grup: Oligochaeta i larw Chironomidae. W plosie zachodnim obserwowano większą liczebność i niską różnorodność biologiczną, a w plosie wschodnim niską liczebność, ale najwyższą różnorodność. Starcie czynników morskich i lądowych w plosie centralnym spowodowało silne zmiany w obrębie biotopu, niekorzystne dla rozwoju bezkręgowców. Świadczą o tym najniższe wartości zagęszczenia i α -różnorodności, w porównaniu do pozostałych części jeziora. Wśród larw Chironomidae, również możemy zauważyć, że ich występowanie związane jest, z lokalizacją w badanym jeziorze (Ryc. 9). W każdej części jeziora **gatunkiem dominującym był *Ch. plumosus***. W plosie zachodnim jak i centralnym, w którym dopływ wody morskiej jest coraz mniejszy, liczba taksonów larw Chironomidae była najwyższa (Ryc. 13).



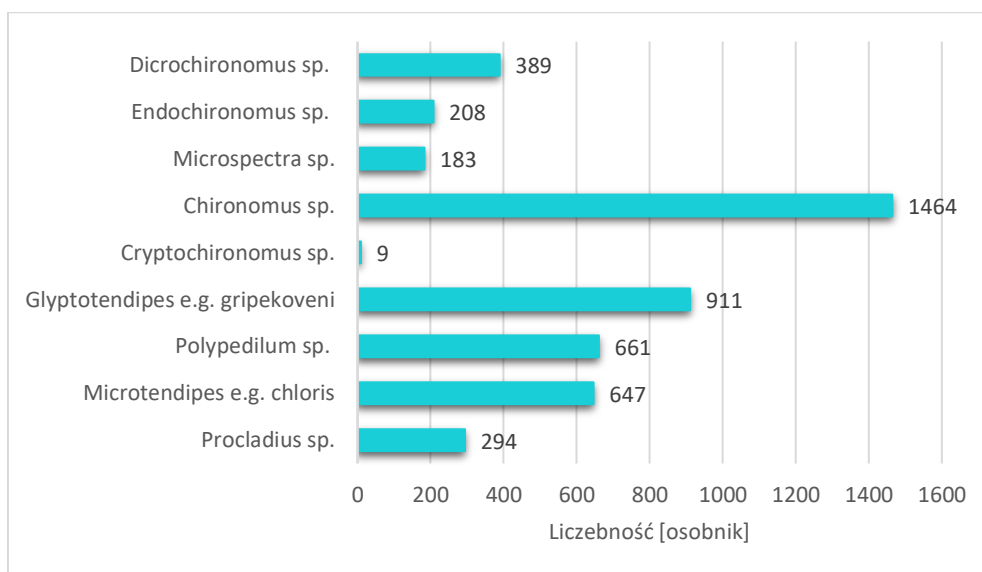
Ryc. 13. A – udział procentowy gatunków larw Chironomidae w każdym z badanych plos jeziora Łebsko. **B** - Różnorodność oraz liczba osobników z uwzględnieniem gradientu zasolenia w jeziorze Łebsko

Potwierdza to informacje o ekologii tej grupy organizmów, która wskazuje, że osiągają największą obfitość w zbiornikach słodkowodnych (Sokolova, 1989). **W plosie wschodnim jeziora Łebsko, poddawany silnemu oddziaływaniu Bałtyku liczba taksonów znaczenie spadła, natomiast zwiększyła się różnorodność gatunkowa.** Pojawiły się także gatunki (np. *Clunio* sp.), które występują w wodach słonych (Ryc.13). Oprócz znaczenia składu chemicznego **osadów dennych** również ich **struktura jest jednym z kluczowych czynników**, które determinują zróżnicowanie fauny dennej w zbiornikach wodnych (Beisel i in., 2000; Poznańska i in., 2010). Gayruad i Philippe (2003) wskazali, że **oprócz wymiany hydrologicznej, zasobów**

troficznych jak i rozpuszczonego tlenu, badanie osadów może być bardzo pomocne w lepszym zrozumieniu wzorców rozmieszczenia bezkręgowców dennych. Heterogeniczność siedlisk jest przy tym równie ważnym czynnikiem determinującym poziom zróżnicowania makrozoobentosu (Risser, 1990; Giudicelli i Bournaud, 1997). Wyniki moich badań, także wskazały że to właśnie te czynniki odgrywają jedną z istotnych ról w zbiornikach pochodzenia antropogenicznego. Powstawanie na rzece budowali piętrzących razem z utworzeniem zbiornika, skutkuje intensyfikacją akumulacji aluwii niesionych przez rzekę (Page, 2003). Implikuje to utworzenia basenów sedymentacyjnych, co powoduje wytworzenie siedlisk mulistych lub zanikających o charakterze mulisto-piaszczystym. Ten problem dotyczy także jezior wybrzeża południowego Bałtyku, np. Łebska omawianego w **A-2**, które jest osadnikiem zanieczyszczeń transportowanych z obszaru ponad 2 700 km² zlewni (Jarosiewicz i in., 2015). Determinuje to wytworzenie się wzorców przestrzennej dyspersji makrozoobentosu (Mimier i in. 2018; Prokin, 2018).

Zbiornik zaporowy Krzynia na rzecz Słupi, jest **dynamicznym ekosystemem, pozwalającym prześledzić zmiany jakim przez setki tysięcy lat ulegały jeziora przymorskie wraz z zasiedlającymi je organizmami strefy przydennej**. Przedzielenie koryta w trakcie budowy elektrowni wodnej, można porównać do zamknięcia jezior przybrzeżnych piaszczystą mierzeją. **W obu przypadkach nastąpiła zmiana warunków hydrologicznych** implikująca przemiany wewnętrzne w tych ekosystemach (Jarosiewicz, 2015). Dotyczy to nie tylko zmian jakości wód, ale również struktury osadów. Duan i in. (2009) wskazali, że na strukturę zbiorowisk makrobezkręgowców wpływa struktura podłoża i jego zróżnicowanie. Potwierdzają to również moje badania, **różnorodność fauny była wyższa na podłożu heterogenicznym** (piaszczysto-mulistym), niż na jednolitym, mulistym podłożu. Oczywiście należy tu mieć na uwadze, że **różnicowanie się struktury dna było implikowane zmianami warunków hydrologicznych**, a więc miały charakter interakcji pośrednich. Jednocześnie wzrost żyzności zbiornika zaporowego podobnie jak jezior przybrzeżnych jest powiązany z przewagą obfitości larw Chironomidae (Poznańska i in., 2010; Mimier i in., 2018; **A-1**). **W zbiorniku Krzynia struktura zgrupowania larw Chironomidae kształtowana była głównie przez *Chironomus* sp.**

tak jak w przypadku większości jezior przybrzeżnych. Kolejnymi licznie występującymi gatunkami w tym zbiorniku zaporowym, były *Glyptotendipes e.g. gripekoveni* (19%) oraz *Polypedilum* sp. (14%) (Ryc. 14).

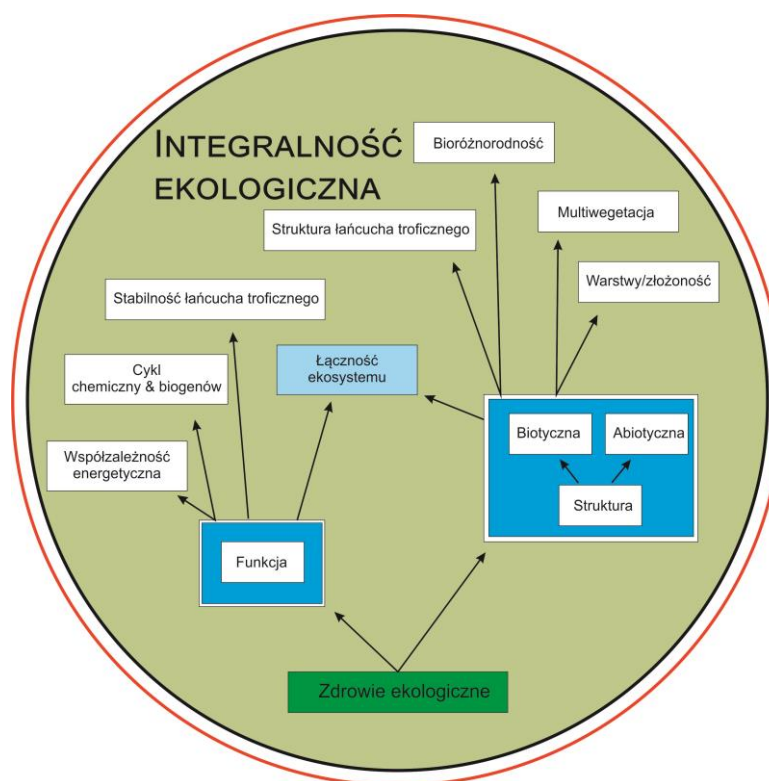


Ryc. 14. Liczebność larw Chironomidae w zbiorniku zaporowym Krzynia

W jeziorach przybrzeżnych, tylko ten drugi rodzaj był istotnym komponentem wśród larw Chironomidae. W przypadku licznego występowania *Glyptotendipes e.g. gripekoveni* w Krzyni, jest to prawdopodobnie spowodowane tym, że gatunek ten jest jednym z najpospolitszych występujących w wodach słodkich larw roślinożernych. Bardzo rzadko można go spotkać poza tkanką roślinną, dlatego też dzięki strukturze dna i podłożu jakie znajdują się w tym zbiorniku, znalazł idealne warunki dla życia (Koperski, 2002). Kolejną grupą organizmów, która kształtowała strukturę fauny dennej w tych zbiornikach wodnych (jeziora przybrzeżne, zbiornik zaporowy) były Oligochatea, które stanowiły ponad 90% zgrupowania. Potwierdza to powszechnie znaną informację o ich eurytypowym charakterze (Liu i Wang, 2007).

Wyniki badań Fleituch (2000) wskazują, że po **zmianie (=zaburzeniu) naturalnych warunków hydrologicznych** w trakcie budowy zbiornika zaporowego, następuje spadek różnorodności fauny dennej, co potwierdzają także wyniki moich badań. Nie odnotowałam istotnych różnic α -różnorodności bezkręgowców na poszczególnych stanowiskach w Krzyni. W tym kontekście również zablokowanie lub ograniczenie napływu wody morskiej do jezior przybrzeżnych przez stworzenie mierzei, można

traktować jako analogiczny stresor fizyczny wpływający na różnorodność zamieszkującej je fauny dennej. Kolejnym istotnym czynnikiem wpływającym na faunę denną w zbiornikach wodnych jest występowanie efektu brzegowego, który definiowany jest jako obecność zróżnicowanego typu podłoża o odpowiednim składzie chemicznym (Brauns i in., 2008; **A-2**), ale również występowanie makrofitów (Poznańska i in., 2009). Ma to wpływa na **heterogeniczność siedliska**, poprawia warunki pokarmowe jak i poziom ochrony przed niekorzystnymi czynnikami środowiskowymi (Mahan i in., 2021). **Wyniki badań dowodzą, że wszystkie te czynniki należy traktować jako uniwersalne zmienne, nie tylko w zbiornikach naturalnych, ale także w zbiornikach mających antropogeniczną genezę.** Ekosystemy wodne są coraz częściej zarządzane w taki sposób, aby zapewnić korzyści społeczeństwu, co zasadniczo wpływa na degradację siedlisk. Szczególnie zauważalne jest to w przypadku zastosowania rozwiązań technicznych na ciekach wodnych. Pomimo tego, że działania takie zwykle zwiększają funkcjonalność ekosystemu, mogą pogarszać kluczowe aspekty związane z bioróżnorodnością. Dlatego też rozwiązaniem w tego typu problemach badawczych może być zastosowanie **kompleksowego podejścia badawczego opartego na wykorzystaniu założeń integralności ekologicznej**, które obejmuje synergę działania czynników biotycznych i abiotycznych, ale również odpowiednie wskaźniki umożliwiające śledzenie ewolucji monitorowanych ekosystemów jak np. larwy Chironomidae. Holistyczne podejście i **powiązanie ze sobą wielu czynników reprezentujących elementy atrybutów strukturalnych, kompozycyjnych oraz funkcjonalnych ekosystemu, pozwala w najdokładniejszy sposób określić presje stresorów na makrozoobentos w ujęciu integralności ekologicznej** (Karr, 1981; Noss, 1999; Carignan i Villard, 2002; Müller, 2005) (Ryc.15).



Ryc. 15. Koncepcja integralności ekologicznej w celu uzyskania zdrowia ekologicznego (Khatun i in., 2017)

Ponadto coraz częściej uznaje się, że postępujący problem związany z eutrofizacją ma wielowymiarowe konsekwencje związane z ekosystemami wodnymi, zdrowiem człowieka, a także działalnością gospodarczą. Jest to szczególnie ważne dla stabilności ekologicznej ekosystemu. W świetle ciągle postępujących zmian klimatu, a także dużej ilości zanieczyszczeń antropogenicznych, ważne jest, **by przyszłe badania uwzględniły złożoność tych wielorakich interakcji** (Hwang, 2020). **Przywrócenie i utrzymanie zdrowia ekologicznego, jest obecnie podstawowym celem w prawie,** jak i oferuje inspirujące ramy komunikacji i zaangażowania wśród naukowców, zarządzających zasobami przyrody, decydentów jak i opinii publicznej. Wszystko to świadczy o tym, że taka **integralność badań** okazuje się być **bardzo wartościowa jako paradygmat ochrony przyrody** (Karr i in., 2021).

W ramach rozprawy doktorskiej **podjęłam próbę realizacji obszarów wpisujących się w założenia koncepcji oceny zdrowia ekologicznego** badanych zbiorników, a także **oceny wybranych czynników środowiskowych,** które na nie wpływają. Jako **kluczowe** wskazałam, na **łączność ekosystemów w ujęciu powiązania jezior**

przymorskich z morzem lub ciągłości hydrologicznej ekosystemu rzecznego, na strukturę zasiedlających je organizmów dennych.

W kolejnych pracach zostały przedstawione wyniki dotyczące jedynie bioróżnorodności, złożoności badanego zgrupowania hydrobiontów, traktując je jako jedną z miar zdrowia ekosystemów. Wśród tej grupy warto zwrócić szczególną uwagę na **larwy Chironomidae, które ze względu na swoją ekologię, mogą być traktowane jako wskaźniki zdrowia ekologicznego nizinnych ekosystemów wodnych w strefie przybrzeżnej.** Uwzględniając fakt, że zbiorniki przymorskie są zbiornikami unikatowymi, nie mającymi do chwili obecnej ustalonego jeziora referencyjnego, **można byłoby uznać tą grupę organizmów za wskaźnik zdrowia dla tego typu ekosystemów wodnych.** Wyniki prowadzonych przeze mnie badań wskazały, że **najważniejszym czynnikiem** w tego typu zbiornikach wodnych, wpływającym na strukturę fauny dennej ze szczególnym uwzględnieniem larw Chironomidae są **czynniki fizyczne.** W przypadku jezior przymorskich były to **warunki hydrologiczne (poziom łączności hydrologicznej jezioro-morze),** natomiast w zbiorniku zaporowym **struktura osadów,** a dopiero w dalszej kolejności **zanieczyszczenie metalami ciężkimi (czynnik chemiczny).** W celu całkowitego wypełnienia definicji zdrowia ekosystemów, niezbędne są kolejne badania dotyczące powiązań z innym grupami (zależności troficzne), określenia przepływów energii, przemian biogeochemicznych itp. Jest to zatem proces długotrwały, ale pozwalający ocenić kompleksowo kondycje zbiorników wodnych strefy brzegowej, zgodnie z zapisami Ramowej Dyrektywy Wodnej

8. WNIOSKI

1. Bogactwo gatunkowe jak i różnorodność zbiorowisk makrozoobentosu (**parametry biologiczne**) w zbiornikach przybrzeżnych są ściśle związane z gradientem zasolenia, determinowanym **poziomem łączności hydrologicznej** z morzem (**integracja działania czynników fizyczno-chemiczna**).
2. **Koncentracja metali ciężkich** w biotopie jezior przybrzeżnych **nie jest istotnym kwantyfikatorem** wpływającym na strukturę makrozoobentosu (także larw Chironomidae).
3. Wiedza na temat **stężeń metali w wodzie i osadach** (czynniki chemiczne) stanowi istotny element **uzupełniający** w ocenie stanu siedliska **lub potencjalnej toksyczności dla struktury i różnorodności fauny dennej** (**parametry biologiczne**).
4. Określenie **hierarchii czynników** abiotycznych **jest niezbędne** do identyfikacji mechanizmów funkcjonowania, zróżnicowanych zbiorowisk fauny dennej w przybrzeżnych zbiornikach wodnych.
5. **Spadek heterogeniczności** siedlisk w zbiornikach wodnych **determinuje obniżenie zróżnicowania fauny dennej**, w tym larw Chironomidae.
6. Postępujące **kurczenie się obszarów o heterogenicznej strukturze dna** (**czynnik fizyczny**) w zbiorniku zaporowym Krzynia, stanowi realne **zagrożenie dla istnienia różnorodnych i obfitych zbiorowisk bezkręgowców bentosowych** (**parametry biologiczne**).
7. **Dominującymi komponentami** fauny dennej występującymi w badanych zbiornikach wodnych, są **larwy Chironomidae**, co wskazuje na znaczny poziom ich degradacji → nieakceptowalny stan zdrowia ekosystemów.
8. **Larwy Chironomidae** powinny stanowić **kluczowy wskaźnik** dla kompleksowej **oceny zdrowia ekosystemów** w polskiej strefie brzegowej.
9. **Jezioro Łebsko** ze względu na kształt linii brzegowej - występowanie trzech plos o **różnym gradiencie zasolenia**, może stanowić **modelowy obiekt** dla analiz **funkcjonowania** jezior przybrzeżnych o różnym poziomie zasolenia wód.

9. LITERATURA

1. Aladin N.V. 1996. Salt adaptations of Ostracoda and Branchiopoda, Tr. Zool. Inst., Ross. Akad. Nauk. 265, pp. 220–234.
2. Anderson N.H., Sedell J.R. 1979. Detritus processing by Macroinvertebrates in some ecosystems. *Annual Reviews Entomology*: 24:357-377.
3. Anistratenko V.V., Anistratenko O.Yu., Khaliman I.A. 2007. Composition of the molluscs fauna of the Sea of Azov as a function of its salinity regime. *Dopovidi NANU*: 4, 161-166. (In Russian)
4. Anistratenko V.V., Khaliman I.A., Anistratenko O.Yu. 2011. The Molluscs of the Sea of Azov. Kiev: Naukova dumka. (In Russian)
5. Anufrieva E., Kolesnikova E., Revkova T., Latushkin A., Shadrin N. 2022. Human-Induced Sharp Salinity Changes in the World's Largest Hypersaline Lagoon Bay Sivash (Crimea) and Their Effects on the Ecosystem. *Water*: 14(3), 403. DOI: 10.3390/w14030403.
6. Armitage P.D. 1995. Chironomidae as food. In: *The Chironomidae: the Biology and Ecology of Non-Biting Midges* (eds P Armitage, PS Cranston & LCV Pinder) pp. 425– 428. Chapman & Hall, London, UK.
7. 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. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.09.010
8. Astel A., Bigus K., Glińska-Lewczuk K. 2017. Hydrochemistry. w *The Ecological Status of the Southern Baltic Coastal Lakes*. red. Obolewski K. Warszawa. Polskie Wydawnictwo Naukowe. s. 59-74.
9. Atici T., Ahiska S., Altindag A., Aydin, D. 2008. Ecological effects of some heavy metals (Cd, Pb, Hg, Cr) pollution of phytoplanktonic algae and zooplanktonic organisms in Sarýyyar Dam Reservoir in Turkey. *African Journal of Biotechnology*: 7(12), 1972–1977. DOI: 10.5897/AJB2008.000-5044.
10. Attrill M.J. 2002. A testable linear model for diversity trends in estuaries. *Journal of Animal Ecology*: 71(2):262-269. DOI: 10.1046/j.1365-2656.2002.00593.x.
11. Banach M., Chlost I. 2005. Krzylia Reservoir as a sedimentation basin of the River Słupia. In: *Contemporary evolution of the sculpture of Poland*. Kotarba A., Krzemien, ´ K., Swi ´ echowicz, ´ J. (Eds.) IGI GP UJ, Kraków, pp. 27-32.
12. Beisel J. N., Usseglio-Polatera P., Moreteau J. C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: A key factor determining

- macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*: 422/423, s. 163–171. DOI: 10.1023/A:1017094606335.
13. Berezina N.A. 2003. Tolerance of freshwater invertebrates to changes in water salinity. *Russian Journal of Ecology*: 34, 261–266. DOI: 10.1023/A:1024597832095
 14. Bian B., Zhou Y., Fang B.B. 2016. Distribution of heavy metals and benthic macroinvertebrates: Impact from typical inflow river sediments in the Taihu Basin, China. *Ecological Indicators*: 69:348–359. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.04.048
 15. Brauns M., Gracia X-F., Pusch M.T. 2008. Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia*: 613(1): 5-12. DOI: 10.1007/s10750-008-9467-0.
 16. Callaghan A., Fisher T.C., Grosso A., Holloway G.J., Crane M. 2002. Effect of temperature and pirimiphos methyl on biochemical biomarkers in *Chironomus riparius* Meigen. *Ecotoxicology and Environmental Safety*: 52, 128–133. DOI: 10.1006/eesa.2002.2160.
 17. Carignan V., Villard M.A. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*: 78, 45–61.
 18. Carvalho S., Pereira P., Pereira F., Pabl H., Vale C., Gaspar M. B. 2011. Factors structuring temporal and spatial dynamics of macrobenthic communities in a eutrophic coastal lagoon (Óbidos lagoon, Portugal) *Marine Environmental Research*: 71: 97–110. DOI: 10.1016/j.marenvres.2010.11.005.
 19. Cieśliński R. 2007. Natural and anthropogenic threats of lakes of Polish coastal zone. *Archives of environmental protection*: 33 no. 1 pp. 15- 27.
 20. Cieśliński R. 2011. Geograficzne uwarunkowania zmienności hydrochemicznej jezior wybrzeża południowego Bałtyku. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego. ISBN:978-83-7326-806-7.
 21. Cieśliński, R. 2013. Short-term changes in specific conductivity in Polish coastal lakes (Baltic Sea basin). *Oceanologia*: 55(3), 639–661. DOI:10.5697/oc.55-3.639.
 22. Cieśliński R. 2016. The simplistic nitrogen input and output balance in Lake Łebsko – case study. *Oceanological and Hydrobiological Studies*: 45(3):424-443. DOI: 10.1515/ohs-2016-0037.
 23. Cooper J. R. 1998. A multidimensional approach to the adoption of innovation. *Management Decision*: 36, 493-502. DOI: 10.1108/00251749810232565.
 24. Coskun D., Deshmukh R., Sonah H., Menzies J.G., Reynolds O., Ma J.F., Kronzucker H.J., Belanger R.R. 2019. The controversies of silicon's role in plant biology. *New Phytologist*: 221: 67–85. DOI: 10.1111/nph.15343.

25. Costas N., Pardo I., Mendez-Fernandez L., Martinez-Madrid M., Rodriguez P. 2018. Sensitivity of macroinvertebrate indicator taxa to metal gradients in mining areas in Northern. *Ecological Indicators*: 93, 207–218. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.04.059.
26. Cranston P.S. 1995. Introduction to the Chironominae. In: *The Chironomidae: the Biology and Ecology of Non-Biting Midges*. (eds P. Armitage, PS Cranston & LCV Pinder): pp. 1– 5. Chapman & Hall, London, UK.
27. Dallas H.F., Day J.A. 1993. The effect of water quality variables on riverine ecosystems: a review . WRC Report No. TT 61/93. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.
28. da Silva A.L.L., da Rosa Pires J., Pagliosa P.R. 2016. Distribution of aquatic macroinvertebrate assemblages in a subtropical coastal lake: Response to environmental parameters. *Fundamental and Applied Limnology* : 188/2(2016):113-127. DOI: 10.1127/fal/2016/0786.
29. De Souza Beghelli FG, Lopez-Dovál JC, Rosa AH, Pompêo M, Carlos VM. 2018. Lethal and sublethal effects of metal-polluted sediments on *Chironomus sancticaroli* Strixino and Strixino, 1981. *Ecotoxicology*: 27(3):286–299.
30. Demel K. *Życie morza*. Wydawnictwo Morskie, s. 430.
31. Dobrowolski Z. 1994. Occurrence of macrobentos in different littoral habitats of the polymictic Łebsko lake. *Ekologia Polska*: 42, 19–40.
32. Dobrowolski Z. 1996. Species composition and co-occurrence of Chironomidae larvae in mid-lake benthos of several coastal Baltic lakes. *Ekologia Polska*: 44:53–72.
33. Duan X., Wang Z., Xu M., Zhang K. 2009. Effect of streambed sediment on benthic ecology. *International Journal of Sediment Reserach*: 24(3):325-338. DOI: 10.1016/S1001-6279(10)60007-8.
34. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r.w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory.
35. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000r. ustanawijąca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
36. Emere M.C., Nasiru C.E. 2008. Macroinvertebrates As Indicators Of The Water Quality Of An Urbanized Stream, Kaduna Nigeria. *Nature and Science*: 6(4). ISSN 1545-0740.
37. Fleituch T. 2000. Fauna denna. Zbiornik Dobczycki. *Ekologia-Eutrofizacja-Ochrona*, Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN, Kraków, 112-135.

38. Florek E., Łączyński L. 2007. The accumulation and littoral processes in Konradowo and Krzynia reservoirs on middle Słupia river course. *Słupskie Prace Geograficzne*: 3, 121-140.
39. Frank C. 1983. Ecology, production and anaerobic metabolism of *Chironomus plumosus* L larvae in a shallow lake. 2. Anaerobic metabolism. *Archivum Hydrobiologiae*: 96, 354–362.
40. Friedrich G., Chapman D., Beim A. 1996. The use of biological material. In: Chapman D (ed) *Water Quality Assessments. A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*: (2nd edn). E and FN Spon, London. pp 175–242.
41. Gayraud S., Philippe M. 2003. Influence of Bed-Sediment Features on the Interstitial Habitat Available for Macroinvertebrates in 15 French Streams. *International Review of Hydrobiology*: 88(1):77-93. DOI: 10.1002/iroh.200390007.
42. Giudicelli J., Bournaud M. 1997. Invertebrate biodiversity in land-inland water ecotonal habitats. – In: Lachavanne, J.B. & Juge, R. (eds): *Biodiversity in land-inland water eco-tones*. – UNESCO, Paris and The Parthenon Publishing Group, Casterton Hall, Carnforth, New York, pp. 143–160 .
43. Goetghebuer M. 1937. Tendipedidae (Chironomidae). In: Linder E ed., *Die Fliegen der palaarktischen Region Subfamilie Tendipedidae (Chironomidae)*: 104:138.
44. Grebenjuk L.P., Tomilina I.I. 2014. Morphological deformations of hard-chitinized mouthpart structures in larvae of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae) as the index of organic pollution in freshwater ecosystems. *Inland Water Biology*: 7, 273-285. DOI: 10.1134/S1995082914030092.
45. Grzybowska B. 1965. The bottom fauna of the Rożnów dam reservoir 21 years after its filling. *Limnol. Invest. in the Tatra Mountains and Dunajec River Basin. Kom. Zagospodarowanie Ziemi Górskich PAN*: 11,281-288.
46. Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: Sedimentological approach. *Water Research*: 14, 975–1001.
47. Hamburger K., Lindegaard C., Dall P.C. 1996. The role of glycogen during the ontogenesis of *Chironomus anthracinus* (Chironomidae, Diptera). *Hydrobiologia*, 318, 51–59.
48. Hawkes H.A. 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. In: James A. and Evison L. (edt) *Biological Indicator of Water Quality*. John Wiley and Sons, Chichester. s. 2.1-2.45.
49. Holland A.F., Shaughnessy A.T., Hiegel M.H. 1987. Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos: Spatial and temporal patterns. *Estuaries* 10, 227–245. DOI: 10.2307/1351851.

50. Hwang S.J. 2020. Eutrophication and the Ecological Health Risk. *International Journal of Environmental Research and Public Health*: 31;17(17):6332. DOI: 10.3390/ijerph17176332.
51. Ilieska R., Smiljkov S. 2020. Preliminary investigations of the chironomid larvae fauna (Chironomidae, Diptera) from the Mavrovo reservoir – Republic of Macedonia. *Acta Biologica*: 14:117-130. DOI: 10.18276/ab.2020.27-11.
52. Janowska Z. 2000. Ochrona przyrody w województwie pomorskim - informator; Regionalne Centrum Edukacji Ekologicznej, Gdańsk.
53. Jarosiewicz A., Obolewski K., Ożgo M. 2015. Long-term trends in nutrient concentrations in polish coastal rivers. *Ocean. Coast. Manag.* 2015;118:37–46. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2015.04.007.
54. Jaroszewski W., Marks L., Radomski A. 1985. Słownik geologii dynamicznej. Warszawa: Wydawnictwa Geologiczne, s. 239. ISBN 83-220-0196-7.
55. Jeyasingham K., Ling N. 2000. Seasonal influence on head capsule deformities in *Chironomus zealandicus* (Hudson) (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia*: 427:75–82.
56. Jonasson P. M. 1972. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos Supplementum*: 14:1–148.
57. Kansanen P.H., Aho J., Passivirta L. 1984. Testing the benthic lake type concept based on chironomid associations in some Finnish Lakes using multivariate statistical methods. *Annales Zoologici Fennici*: 21: 55-76.
58. Karr J.R., Dudley D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*: 5, 55–68.
59. Karr J.R., Larsom E.R., Chu E.W. 2021. Ecological integrity is both real and valuable. *Conservation Science and Practise*: 4, 2:e583. DOI: 10.1111/csp2.583.
60. Khaliman I.A., Anistratenko V.V., Degtyarenko E.V. 2015. Regional peculiarities of malacofauna in waterbodies of different types of the North-West Azov Sea Coast. *Dopovidi NANU*: 11, 98-105. DOI: org/10.15407/dopovidi2015.11. (In Russian)
61. Khatun R., Reza M. I. H., Moniruzzaman M., Yaakob Z. 2017. Sustainable oil palm industry: The possibilities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*: 76, 608–619. DOI:10.1016/j.rser.2017.03.077
62. Kjerfve B. 1994. Coastal Lagoons. In: Kjerfve, B., Ed.: *Coastal Lagoon Processes*, Elsevier Oceanographic Series, Amsterdam, pp. 1-8.
63. Koperski P. 2002. Predator–prey interactions between larval damselflies and mining larvae of *Glyptotendipes gripekoveni* (Chironomidae): reduction in feeding activity as an induced defence. *Freshwater Biology*: 39,(2):317-324. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00282.x

64. Kornijów R. 2018. Ecosystem of the Polish part of the Vistula Lagoon from the perspective of alternative stable states concept, with implications for management issues. *Oceanologia*: 60, 390–404. DOI: 10.1016/j.oceano.2018.02.004.
65. Krzyżanek E. 1997. Bottom macrofauna of the dam reservoir at Goczałkowice in the years 1970-1975. *Acta Hydrobiologia*: 19(1):51-67.
66. Landahl C-C., Nagel B. 1978. Influence of the Season and of Preservation Methods on Wet- and Dry Weights of Larvae of *Chironomus plumosus* L. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*: 63(3), 405–410. DOI:10.1002/iroh.19780630308.
67. Lindeberg B, Wiederholm T. 1979. Notes on taxonomy of European species of *Chironomus* (Diptera: Chironomidae). *Ent Scand Suppl* 10:99 – 116.
68. Lindegaard C. 1995. Classification of water-bodies and pollution. In: *The Chironomidae. The Biology and Ecology of Non-Biting Midges* (eds P Armitage, PS Cranston & LCV Pinder), pp. 385– 404. Chapman & Hall, Melbourne, Australia.
69. Liu X.Q., Wang H.Z. 2007. Food composition and dietary overlap of macro-invertebrates in a shallow eutrophic lake in China: spatial and temporal variations. *Fundamental and Applied Limnology*: 168(1):71-82. DOI:10.1127/1863-9135/2007/0168-0071.
70. Mahan D.C., Betts J.T., Nord E., Van Dyke F., Outcalt J.M. 2021. Response of benthic macroinvertebrates to dam removal in the restoration of the Boardman River, Michigan, USA. *Plos One*: 16(5): e0245030. DOI: 10.1371/journal.pone.0245030.
71. Marques M.J., Martinez –Conde E., Rovira, J.V. 2003. Effects of zinc and lead mining on the benthic macroinvertebrate fauna of a fluvial Ecosystem. *Water Air and soil pollutio*: 148:363-388.
72. McLusky D.S., Elliott, M. 2004. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*. Oxford University Press, New York. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780198525080.001.0001.
73. Metcalfe-Smith J.L. 1994. Biological water quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: Calow P and Petts GE (eds) *The Rivers Handbook. Vol. 2: Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp 144–170.
74. Mimier D., Żbikowska E., Żbikowski J. 2018. Water residence time in the Włocławek dam reservoir (the Vistula river, Poland) affects its macrozoobenthos structure. *Annales Limnologie - International Journal of Limnology*: 54,24. DOI: 10.1051/limn/2018016.

75. Moretto Y., Janet H., Michiyo. 2003. Spatial variation of the benthic community in the Corumbá reservoir, Goiás, Brazil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*: 25 (1):23-30.
76. Mousavi S.K., Primicerio R., Amundsen P-A. 2003. Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) communities along a gradient of heavy metal contamination in a subarctic watercourse. *Science of The Total Environment*: 307(1-3):93-110. DOI: 10.1016/S0048-9697(02)00465-5.
77. Müller F. 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators*: 5, 280–294. DOI: 10.1016/j.ecolind.2005.03.017.
78. Netto S.A., Domingos A.M., Kurtz M. 2012. Effects of artificial breaching of a temporarily open/closed estuary on benthic macroinvertebrates (Camacho lagoon, southern Brazil). *Estuaries and Coasts*: 35:1069–1081. DOI: 10.1007/s12237-012-9488-9.
79. Noss R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*: 115, 135–14.
80. Obolewski K. 2009. Wykorzystanie makrozoobentosu do oceny stanu ekologicznego estuariowego jeziora Jamno. *Ochrona Środowiska*: 31(2):17-24.
81. Obolewski K., Glińska-Lewczuk K. 2013. Distribution of heavy metals in bottom sediments of floodplain lakes and their parent river - a case study of the Słupia. *Journal Elementology*: 18(4): 673 – 682. DOI: 10.5601/jelem.2013.18.4.435.
82. Obolewski K., Glińska – Lewczuk K., Astel A. 2018. Lost connectivity between a coastal lagoon and the sea – Implication of floodgate closure for benthic macroinvertebrates. *Estuarine Coastal and Shelf Science*: 211(3):1-13.
DOI: 10.1016/j.ecss.2018.02.012
83. Obolewski K., Glińska-Lewczuk K. 2020. Connectivity and complexity of coastal lakes as determinants for their restoration – A case study of the southern Baltic Sea. *Ecological Engineering*: 155, 105948. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2020.105948.
84. Ojaveer H., Andres Jaanus A., MacKenzie B.R., Martin G., Olenin S., Radziejewska T., Telesh I., Zettler M.L., Zaiko A. 2010. Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE*: 5, e12467. DOI: 10.1371/journal.pone.0012467.
85. Olenin S., Leppakoski E. 1999. Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons. *Hydrobiologia*: 393:233-243.
86. Oliver B.G. 1983. Dihaloacetonitriles in drinking water: Algae and fulvic acid as precursors. *Environmental Science & Technology*: 17, 80–83. DOI: 10.1021/es00108a003.

87. Page D.W. 2003. Characterisation of organic matter in sediment from Corin Reservoir, Australia. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*: 70(2): 169-183. DOI: 10.1016/S0165-2370(02)00130-4.
88. Pastorino P., Pizzul E., Bertoli M., Perillis S., Brizio P., Salvi G., Esposito G., Abete M.C., Prearo M., Squadrone S. 2019. Macrobrnthic invertebrates as bioindicators of trace elements in high-mountain lakes. *Environmental Science and Pollution Research*: 27, 5958–5970. DOI: 10.1007/s11356-019-07325-x.
89. Poznańska M., Kobak J., Wolnomiejski N., Kakareko T. 2009. Shallow-water benthic macroinvertebrate community of the limnic part of a lowland Polish dam reservoir. *Limnologica*: 39(2):163-176. DOI: 10.1016/j.limno.2008.10.001.
90. Poznańska M., Kobak J., Wolnomiejski N., Kakareko T. 2010. Macrozoobenthos communities from two types of land-water transition zones in a European lowland dam reservoir. *Fundamental and Applied Limnology*: 176(2) 115-126. DOI: 10.1127/1863-9135/2010/0176-0115.
91. Prokin A.A. 2018. Initial Stage of Macrozoobenthos Formation in Reservoirs of Western Mongolia. *Inland Water Biology*: 11,161-172. DOI: 10.1134/S1995082918020189.
92. Prus P. 2009. The dependencies between the abundance of *Chironomus f. l. plumosus* and bream (*Abramis brama*) net catches in a lowland reservoir (Zegrzyński Reservoir, central Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies*: 38, no.3:5-30. DOI:10.2478/v10009-009-0028-2.
93. Ptak M., Choiński A., Kirviel J. 2016. Long-term water temperature fluctuations in coastal rivers (southern Baltic) in Poland. *Bulletin of Geography. Physical Geography*: 11(2016): 35-42. DOI: 10.1515/bgeo-2016-0013.
94. Reizopoulou S., Nicolaidou, A. 2004. Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*: 14, 93–102. DOI: 10.1002/aqc.653.
95. Reza M. I. H., Abdullah S. A. 2011. Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators*: 11(2), 220–229. DOI:10.1016/j.ecolind.2010.08.010.
96. Rippey B., Rose N., Yang H., Harrad S., Robson M., Travers, S. 2008. An assessment of toxicity in profundal lake sediment due to deposition of heavy metals and persistent organic pollutants from the atmosphere. *Environment International*: 34(3), 345–356. DOI: 10.1016/j.envint.2007.03.006.
97. Risser P. G.1990. The ecological importance of land-waterecotones. – In: Naiman, R. J. & Decamps, H. (eds): *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. –UNESCO, Paris and The Parthenon

- Publishing Group, Cast-erton Hall, Carnforth, New Jersey, New York, s. 7–21.
98. Ryu J., Khim J.S., Kang S.-G., Kang D., Lee C.-H., Koh C.-H. 2011. The impact of heavy metal pollution gradients in sediment on benthic macrofauna at population and community levels. *Environmental Pollution*: 159, 2622–2629. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.05.034.
 99. Saether O. A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Ecography*: 2(2), 65–74. DOI:10.1111/j.1600-0587.1979.tb00683.x.
 100. Saidi I., Said O., Ben B., Abdelmalek J., Jouili S., Chicharo L., Beyrem H. 2019. Impact of heavy metals of industrial plant wastewater on benthic communities of Bizerte Lagoon (Tunisia). *Chemistry and Ecology*: 35, 746–774. DOI: 10.1080/02757540.2019.1644324.
 101. Sharley D. J., Pettigrove V., Parsons Y. M. 2004. Molecular identification of *Chironomus* spp. (Diptera) for biomonitoring of aquatic ecosystems. *Australian Journal of Entomology*: 43(4):359-365. DOI: 10.1111/j.1440-6055.2004.00417.x.
 102. Sokolova N. 1989. Basic results of studies on *Chironomus plumosus* L. in the Soviet Union. *Advances in Chironomidology. Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica Hungarica*: 2:355 – 362.
 103. Soszka H., Pasztaleniec A., Koprowska K., Kolada A., Ochocka A. 2012. The effect of lake hydromorphological alterations on aquatic biota – an overview. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*: 51:24-52.
 104. 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*: 19(7), 4131. DOI: 10.3390/ijerph19074131
 105. Telesh I.V., Khlebovich V.V. 2010. Principal processes within the estuarine salinity gradient: A review. *Marine Pollution Bulletin*: 61(4-6),149-155. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.02.008.
 106. Ter Braak C.J.F., Smilauer P. CANOCO Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5) Biometris; Wageningen, The Netherlands: 2002.
 107. Thienemann A. 1920. Biologische Seetypen. *Archivum Hydrobiologiae* 13.
 108. Trojanowski J., Trojanowska Cz., Korzeniewski K. 1991. Trophic state of coastal lakes. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*: 38, 23-34.
 109. Varol M. 2011. Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*: 195, 355–364. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.08.051.
 110. Vasiliu D., Bucse A., Lupascu N., Ispas B., Gheablau., Stanescu I. 2020. Assessment of the metal pollution in surface sediments of coastal Tasaul

- Lake (Romania). *Environmental Monitoring and Assessment*: 192, 749. DOI: 10.1007/s10661-020-08698-0.
111. Warwick W. F. 1980. Pasqua Lake, Southeastern Saskatchewan: a preliminary assessment of trophic status and contamination based on Chironomidae (Diptera). In: Murray DA (eds) *Chironomidae: ecology, systematics, cytology and physiology*. Pergamon Press, Oxford, pp 255–267.
 112. Wiederholm T. 1984. The ecology and aquatic insects. In *Response of Aquatic Insects to Environmental Pollution*; Res, V.H., Rosenberg, D.M., Eds. Proger Publishers: New York, NY, USA, 1984; s. 508–557.
 113. Youbi A., Zerguine K., Houilia, A., Farfar K., Soumati S., Berrebbah H., Djebar M.R., Souiki L. 2020. Potential use of morphological deformities in *Chironomus* (Diptera: Chironomidae) as a bioindicator of heavy metals pollution in North-East Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*: 27, 8611–8620. DOI: 10.1007/s11356-019-07459-y.
 114. Żmudziński L., Dobrowolski Z., Labuda M., Mudryk Z., Paturej E., Trojanowska C. 1992. Variability of the Biocenoses of Three Polish Estuarine Lakes. 12th Baltic Marine Biologists Symposium: Helsingør, Denmark: s. 185–189.
 115. Żmudziński L. 1997. *Hydrobiologia Życie wód słodkich i morskich*. Wydawnictwo: Wyższa Szkoła Pedagogiczna w Słupsku. ISBN: 83-87006-95-5 str.:118.
 116. Żmudziński L., 2004. *Morze Bałtyckie. Warunki środowiskowe i przeobrażeniowe*, Pomorska Akademia Pedagogiczna, Słupsk, s. 58.

10. ZAŁĄCZNIKI

**Zbiór artykułów składających się na rozprawę
doktorską w przewodzie realizowanym na Wydziale
Nauk Biologicznych Uniwersytetu Kazimierza
Wielkiego w Bydgoszczy**

A-1

MROZIŃSKA N., GLIŃSKA-LEWCZUK K., OBOLEWSKI K. 2021. Salinity as a key factor on the benthic fauna diversity in the coastal lakes. *Animals*, 11(11), 3039. <https://doi.org/10.3390/ani11113039>.

A-2

MROZIŃSKA N., BAŃKOWSKA 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. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186848>.

A-3

MROZIŃSKA N., HABEL M., OBOLEWSKI K. 2023. The effects of sediment types on the structure of bottom invertebrate communities in a small European lowland dam reservoir. *Ecohydrology & Hydrobiology*. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.04.009>.
