



UNIwersytet KAZIMIERZA WIELKIEGO
W BYDGOSZCZY

Wydział Nauk Biologicznych



Raport o stanie środowiska jeziora Lubowidzkiego w 2023 roku

opracowanie wieloautorskie

Bydgoszcz, grudzień 2023

Spis treści

1. Podstawy opracowania	3
2. Metody badań	4
3. Warunki hydrologiczne (<i>opracował: mgr Mikołaj Matela</i>)	15
4. Warunki fizyczno-chemiczne wód (<i>opracował: dr hab. Krystian Obolewski, prof. uczelni</i>)	18
5. Struktura i skład chemiczny osadów dennych (<i>opracował: dr hab. Krystian Obolewski, prof. uczelni</i>)	29
5. Struktura roślinności wodnej (<i>opracowała mgr Monika Szymańska-Walkiewicz</i>).....	33
6. Struktura peryfitonu naroślinnego (<i>opracowała dr Martyna Bąkowska-Hopcia</i>).....	37
7. Struktura fitoplanktonu wraz z określeniem wielkości i typu zakwitów wody (<i>opracowała dr hab. Ewa Dembowska, prof. uczelni</i>)	45
8. Struktura zooplanktonu (<i>opracował: dr hab. Paweł Napiórkowski, prof. uczelni</i>)	53
9. Struktura zoobentosu (<i>opracowała: dr Natalia Mrozińska</i>)	61
10. Możliwe do realizacji działania naprawcze zgodne z idea biotechnologii ekohydrologicznej (<i>opracował: dr hab. Krystian Obolewski, prof. uczelni</i>).....	69
11. Wnioski	75
Literatura	78

1. Podstawy opracowania

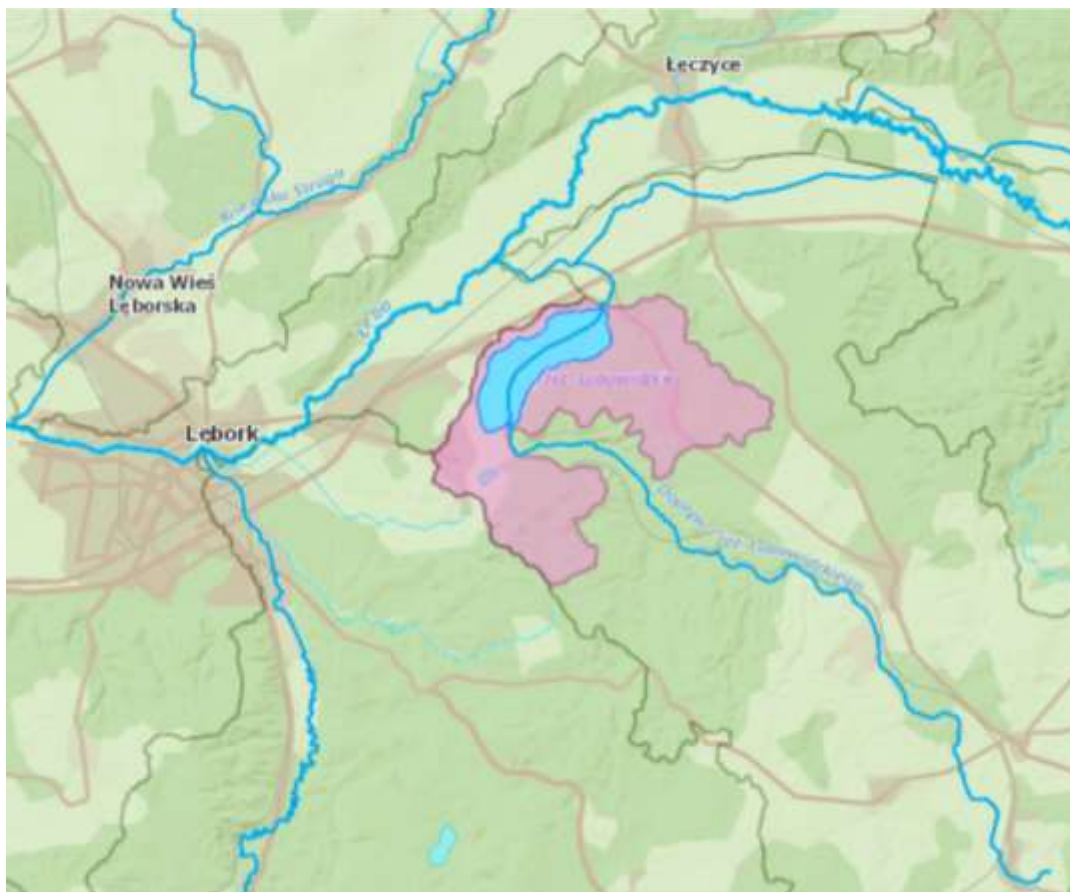
Podstawą opracowania jest zlecenie BZ14/CTTI/2023 urzędu Gminy w Nowej Wsi Lęborskiej, ul. Grunwaldzka 24, 84-351 Nowa Wieś Lęborska z dnia 12.04.2023 dotycząca przygotowania opracowania pt. „Raport o stanie środowiska jeziora Lubowidzkiego (woj. pomorskie) w ramach koncepcji jego rekultywacji”. Na jej podstawie dokonano opracowania i interpretacji wyników uzyskanych w trakcie 7-krotnych badań jeziora Lubowidzkiego, przeprowadzonych od 24 kwietnia do 24 października 2023 r. Opracowanie to stanowi sytuację jeziora we wskazanym roku. Jego celem jest przedstawienie wyników fizyczno-chemicznych i biologicznych (makrofitów, peryfitonu, fitoplankton, zooplankton i makrozoobentosu) ekosystemu jeziora Lubowidzkiego (fot. 1).



Fot. 1. Widok jeziora w pobliżu kąpieliska miejskiego oraz w pobliżu odpływu wód z jeziora w okresie późno wiosennym 2023 roku

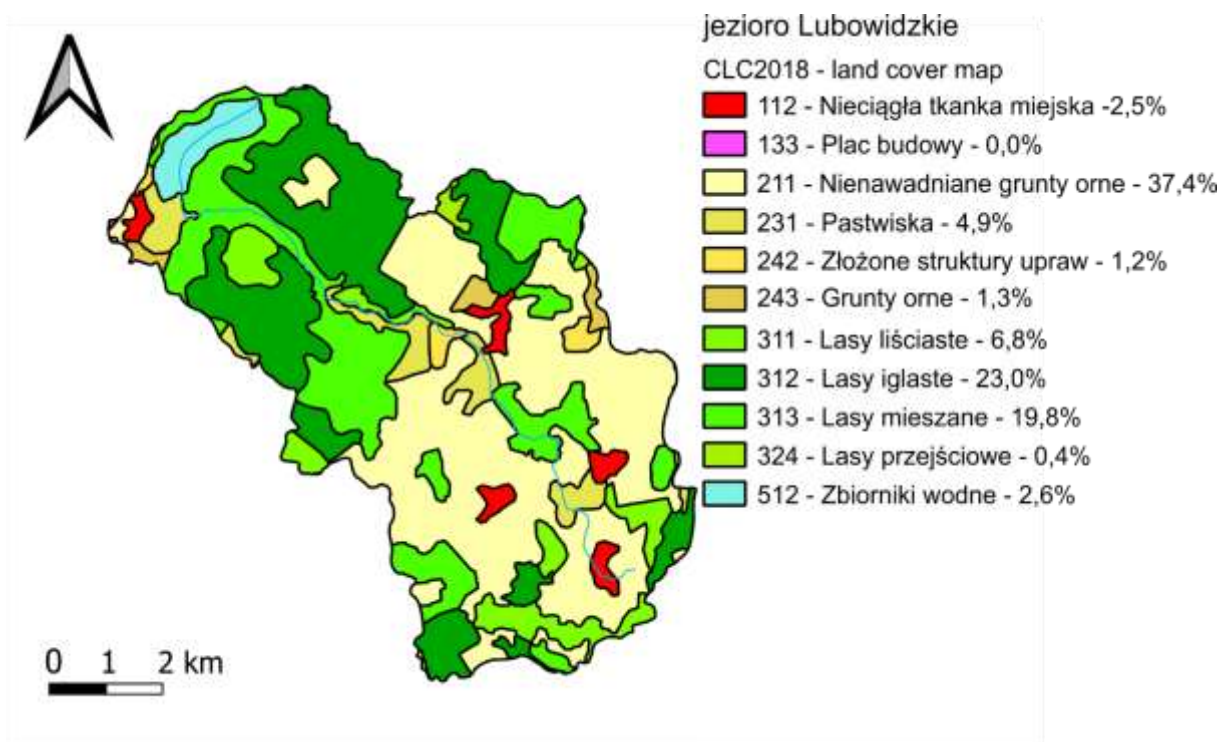
2. Metody badań

Jeziro Lubowidzkie o powierzchni lustra wody położenie 24,5 m n.p.m., pow. 158,2 ha, śr. głębokość 8m, maksymalna głębokość 14,2m, długość 2,5 km, śr. szerokość ok. 1km (dane IRŚ Olsztyn). Jest zbiornikiem typu przepływowego pojemności 11 219 tys. m³. Węgorza posiadająca swoje źródła w okolicy miejscowości Kętrzyno na północno-zachodnim krańcu Pojezierza Kaszubskiego. Struga przepływa przez obszar gminy Linia, gminy Łęczyce i Nowa Wieś Lęborska i uchodzi do rzeki Łeby, które płynie przez Słowiński Park Narodowy do ujścia do Bałtyku w miejscowości Łeba. Tym samym Jezioro Lubowidzkie wpływa na stan jeziora Łebsko będącego chronionym obszarem w ramach Światowego Rezerwatu Przyrody czy obszaru wodno-błotnego Ramsar.



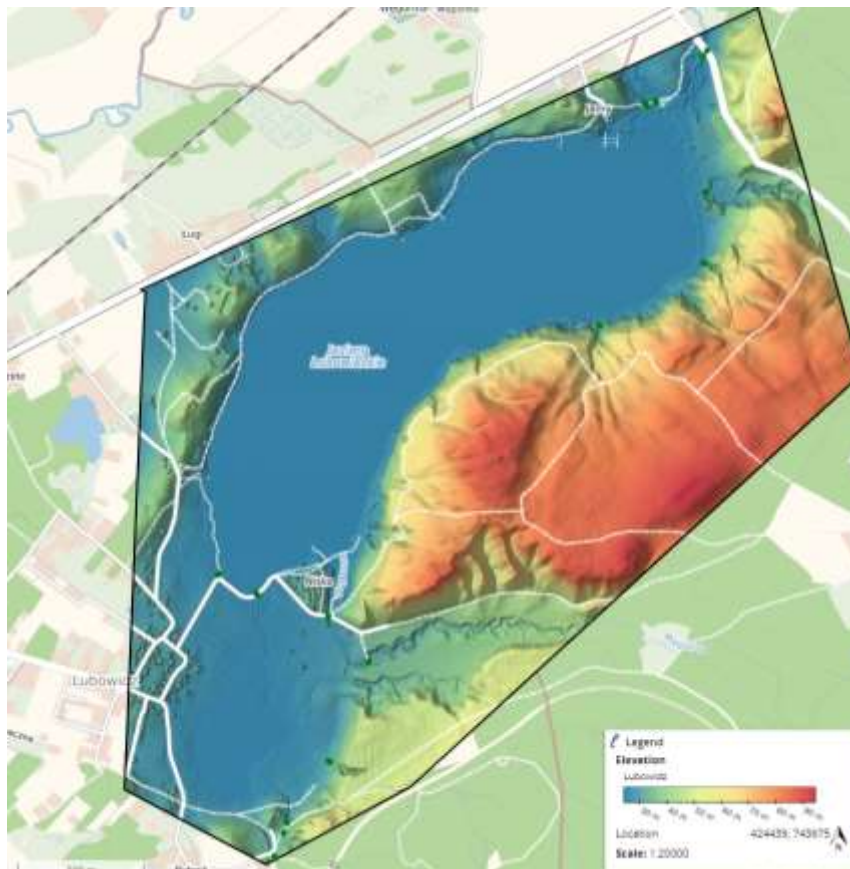
Ryc. 2.1. Położenie jeziora Lubowidzkiego

Obszar zlewni stanowią w przeważającej części tereny użytkowane rolniczo, które stanowią blisko 40% całej powierzchni (ryc. 2.2). W strukturze poszczególnych struktur obszaru zlewni istotny udział stanowią także lasy iglaste 23% i lasy mieszane 20%. Obszary zielone stanowią istotny element otaczający jezioro Lubowidzkie.



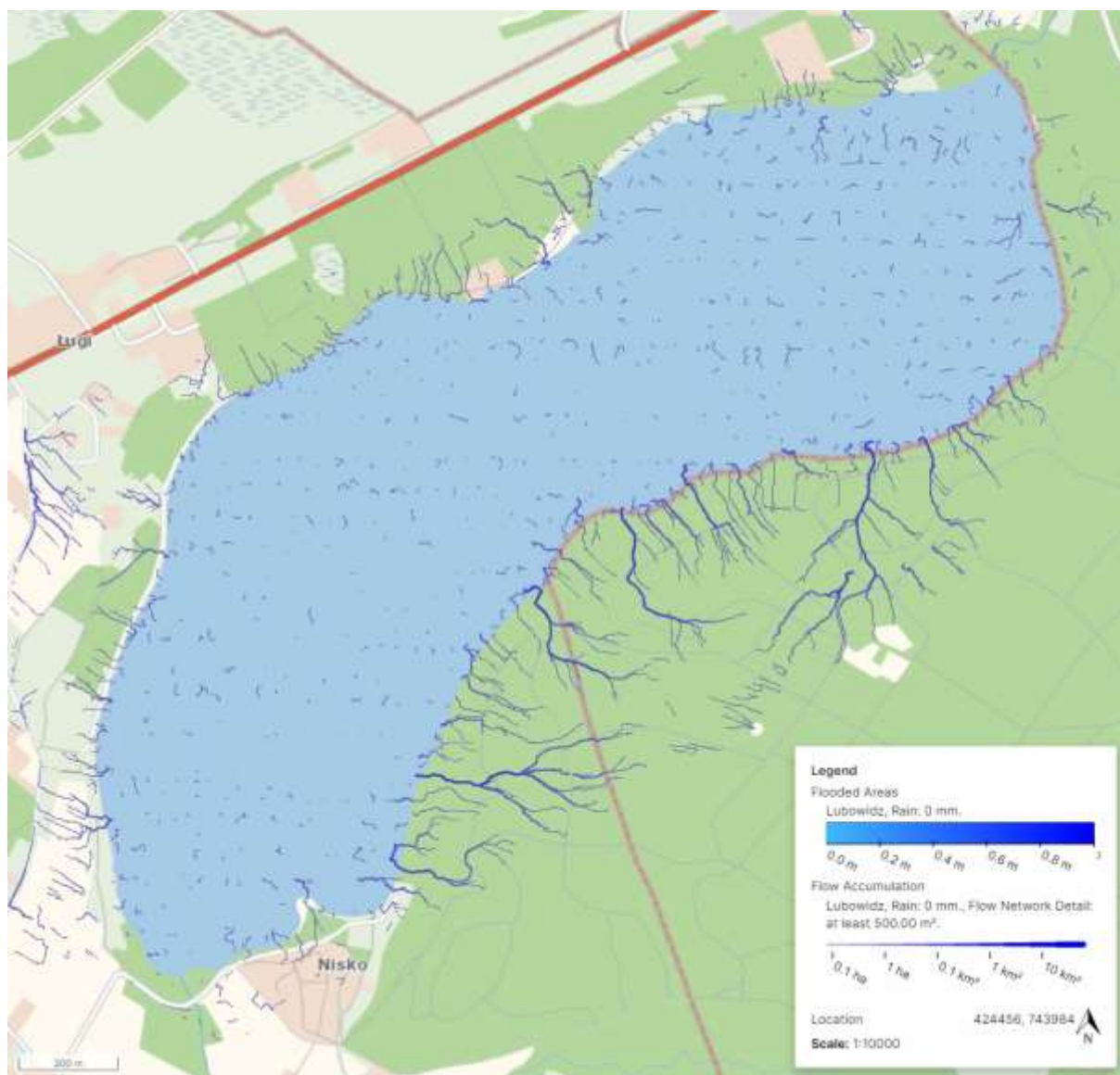
Ryc. 2.2. Struktura zlewni (%) jeziora Lubowidzkiego (Corine Land Cover, 2018)

Tereny wokół jeziora w części południowo-zachodniej są położone na tym samym poziomie jak lustro wody (ryc. 2.3). Stanowią więc te obszary naturalny teren zalewowy.



Ryc. 2.3. Numeryczny model terenu dla jeziora Lubowidzkiego (Scalگو Live 2023)

W rejonie jeziora Lubowidzkiego występuje bardzo dużo źródeł, szczególnie u podnóża krawędzi wysoczyzny morenowej Pojezierza Kaszubskiego. Są to źródła krawędziowe (pradolinne) o stałym wypływie, odprowadzające wody gruntowe (ryc. 2.4). Biorąc pod uwagę budowę geologiczną, są to źródła warstwowe, piaszczyste. Zasilają one Jezioro Lubowidzkie i jego dopływy. Maksymalny wydatek pojedynczego źródła nie przekracza 12 l/s (Zaleszkiewicz i in. 2009). Taki typ zasilania powoduje problemy z określeniem dokładnego bilansu wodnego.



Ryc. 2.4. Spływ akumulacyjny wód do jeziora Lubowidzkiego (Scalگو Live 2023).

O wartości limnologicznej jeziora w dużym stopniu decyduje jakość dopływającej strugą Węgorza wody. Ponadto jezioro Lubowidzkie stanowi ostateczny odbiornik zanieczyszczeń odprowadzonych ze źródeł położonych w głębi zlewni. Nadmiar wód wpływa do rzeki Łeby i regulowany jest jazem zastawkowym (fot. 2).



Fot. 2. Zastawka do regulacji poziomu wody w jeziorze Lubowidzkim usytuowana na odpływie

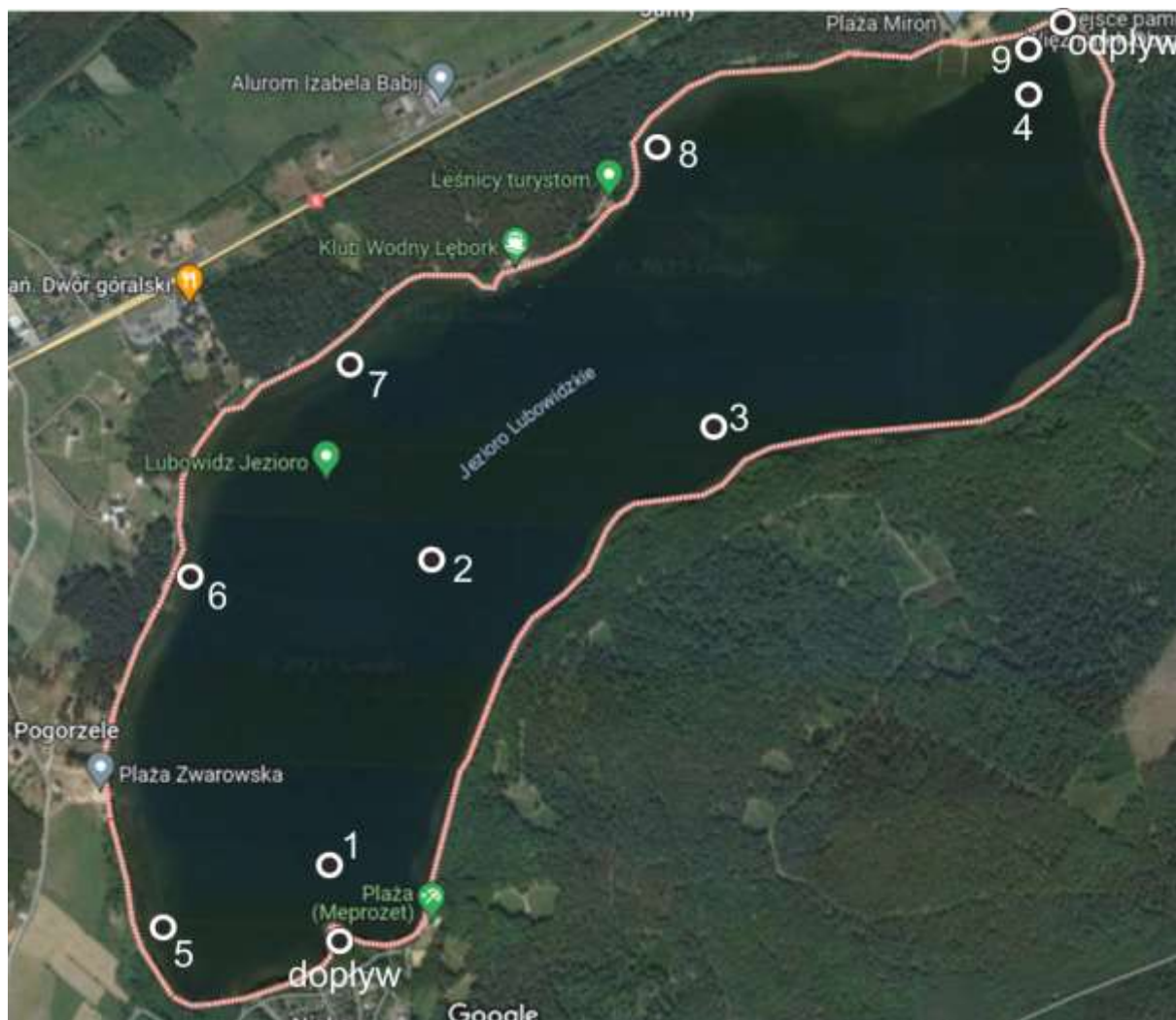
W zlewni bezpośredniej znajduje się mocno mozaikowe użytkowanie terenów. Oprócz obszarów leśnych i zadrzewionych (lasy i zagajniki), fragment zabudowane pozbawione naturalnych obszarów buforowych (miejsce dopływu Węgorzy) oraz wykorzystywanych rekreacyjnie (plaże, kąpieliska) (ryc. 2.5). Istotnym fragmentem, stanowiącym potencjalne źródło zagrożenia dla naturalnego funkcjonowania jeziora są rozszerzające się obszary zurbanizowane.



Ryc. 2.5. Struktura zlewni bezpośredniej jeziora Lubowidzkiego (Corine Land Cover, 2018)

Ze względu na pojawiające się problemy z jakością wody w jeziorze Lubowidzkim oraz planowane działania ochronne i naprawcze wykonano badania środowiskowe w 2023 roku. Na jeziorze wyznaczono dziewięć stanowisk pomiarowych z czego cztery stanowiły miejsca głębokowodnego (profundalowe, st. 1-4), pięć płytkowodne (litoralowe, st. 5-9) oraz dwa obejmujące strugę Węgorzę (dopływ i odpływ), (ryc. 2.6). Padania wykonano w terminach: 24 kwietnia, 19 maja, 21 czerwca, 2 sierpnia, 6 września i 11 października 2023 roku.

We wskazanych okresach prowadzono stałe badania hydrologiczne (wielkość dopływu i odpływu) oraz fizyczno-chemiczne wód (w litoralu trzykrotnie), podczas gdy badania biologiczne (plankton, peryfiton i makrozoobentos) trzykrotnie, obejmujące sezony: wiosnę, lato i jesień. Strukturę roślinności wodnej badano jednorazowo w okresie szczytu wegetacyjnego. Pobór prób do analiz chemicznych osadów dennych wykonano we wrześniu 2023.



Ryc. 2.6. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w badaniach prowadzonych w 2023 roku

Ustalono głębokość jeziora na podstawie pomiarów echosondą. Otrzymane wyniki posłużyły do wygenerowania mapy batymetrycznej w środowisku GIS. Dodatkowo na podstawie analizy obrysu linii brzegowej jeziora i wyznaczeniu zlewni całkowitej wraz z danymi batymetrycznymi ustalono:

- powierzchnię zwierciadła wody jeziora F_0 ;
- pojemność jeziora V_j ;
- długość jeziora L ;
- szerokość średnią jeziora $B_{sr.}$;
- szerokość maksymalna jeziora $B_{maks.}$;
- długość linii brzegowej l ;
- rozwinięcie linii brzegowej K ;
- powierzchnię zlewni całkowitej;
- współczynnik Schindlera;
- intensywność poziomej wymiany wody I ;
- czas retencji wody w zbiorniku r .

Na wyznaczonych stanowiskach pobierano próby biologiczne (peryfitonu, fitoplankton, zooplankton, zoobentos) oraz równocześnie mierzono *in-situ* parametry fizyczno-chemiczne wód. Dodatkowo pobrano zarówno próbki wody i osady do analiz laboratoryjnych w celu określenia ilości składu chemicznego. W laboratorium oznaczano metodą chromatografii jonowej następujące wskaźniki fizyczno-chemiczne: stężenie azotu azotanowego, azotu amonowego, azotu azotynowego, fosforanów rozpuszczonych, potasu, litu, sodu, magnezu, wapnia, siarczanów, chlorków, fluorków oraz rozpuszczonego węgla ogólnego (TOC), węgla nieorganicznego (TIC) oraz materii rozpuszczonej (CDOM). Próbki wody do analizy chlorofilu-a i węgla rozpuszczonego były przechowywane w ciemności do czasu analizy (~4 godziny), aby uzyskać optymalną intensywność fluorescencji. W laboratorium wodę wlewano do szklanej kувety o pojemności 25 ml i analizowano za pomocą spektralnego fluorymetru. Do prawidłowego obliczenia całkowitej zawartości chlorofilu użyto także korekty na zawartość substancji żółtych (CDOM).

Całkowity węgiel organiczny (TOC) oraz całkowity węgiel nieorganiczny (TIC) analizowano po przefiltrowaniu próbek przez membrany nitrocelulozowe o wielkości porów 0,45 μm (Millipore) przy użyciu analizatora węgla, który utlenia węgiel organiczny do dwutlenku węgla. Analizy fizyczno-chemiczne wykonano zgodnie z Polskimi Normami (Dojlido i in. 1999; Elbanowska i in. 1999).

Jednocześnie pobierana była powierzchniowa (10 cm) warstwa osadów dennych w czterech głębokowodnych stanowiskach na jeziorze (st. 1-4) oraz na dopływie i odpływie (struga Węgorza). W laboratorium określono strukturę granulometryczną osadów (laserowy miernik uziarnienia) oraz skład chemiczny z wykorzystaniem ICP-MS – spektroskopii atomowej. Zarówno na dopływie jak i odpływie wykonano pomiary hydrologiczne przepływów (młynek elektromagnetyczny Valeport model 801) i ustalono tempo wymiany wody w jeziorze. Latem z wykorzystaniem echosondy Garmin wykonano pomiary rozkładu głębokości i opracowano nową mapę batymetryczną.

Podłoże biotyczne w postaci zdrewniałych pędów trzciny pozyskiwano sezonowo z jeziora Lubowidzkiego w terminach: 19.05.2023r, 11.07.2023r, 14.09.2023. Łącznie pobrano 15 prób biologicznych. W trakcie wyjazdów terenowych fragmenty trzciny pozyskiwano z łodzi z zewnętrznej strefy trzcinowisk poprzez wycinanie po trzy pędy *P. australis* na każdym ze stanowisk przy użyciu zmodyfikowanego czerpaka rurowego. Odcinki trzciny wycinane były podobnej długości z części górnej pędu powyżej zwierciadła wody, ze środkowej oraz dolnej części pędu, znajdującej się poniżej powierzchni wody. Na miejscu wycięte 9 fragmentów trzciny pospolitej konserwowano 6% roztworem formaliny. Dokładnego pomiaru szerokości oraz długości zebranych odcinków trzciny pospolitej dokonano w laboratorium, za pomocą elektronicznej suwmiarki. Na podstawie zebranych danych, wyznaczono jej powierzchnię. Za pomocą szczoteczki delikatnie zeszkrobywano wszystkie organizmy poroślowe, znajdujące się na odcinkach trzciny. W kolejnym etapie przepłukiwano organizmy poroślowe przez siatkę planktonową o średnicy oczek 25µm. Do określania poziomu głównych grup: okrzemek, zielenic i sinic przygotowywano stałe preparaty przy użyciu tradycyjnej metody (José i in., 1974).

W celu analizy ilościowej roślinnej formacji epifitycznej, zebrany materiał umieszczano w cylindrze miarowym o pojemności od 50-100 ml, w zależności od zagęszczenia materiału badawczego. Kolejnym krokiem było dokładne wymieszanie całego materiału zebranego w cylindrze, z którego następnie pobierano po trzy podpróby. Każda z nich miała objętość 1ml i umieszczana była w komorze planktonowej Sedgewick-Rafter'a z podziałem liniowym. Analizy ilościowe zebranych materiałów dokonywano pod mikroskopem CX23 (Olympus, Japonia). Liczebność glonów poroślowych szacowana była poprzez odnotowywanie liczby komórek w dziewięciu przypadkowych polach widzenia mikroskopu pod dziesięciokrotnym powiększeniem. Każde pole widzenia mikroskopu posiadało powierzchnię 1,67 mm². Otrzymane wyniki odnoszono do powierzchni całej komory, używając w tym celu wzór:

$$A_A = \frac{S_K \times N_A}{0,1503} \quad (1)$$

gdzie:

A_A - liczebność komórek glonów w komorze;

S_K - całkowita powierzchnia komory (cm^2);

N_A – suma komórek glonowych w obserwowanych polach (komórki);

0,1503 - obserwowany fragment powierzchni komory (cm^2).

Cała procedura była powtarzana trzy razy, uzyskaną ilość glonów w komorach sumowano i przeliczano na zagęszczenie na powierzchni 1m^2 podłoża, używając do tego wzoru:

$$D_p = \frac{V_{cxA}}{S_s \times n} \quad (2)$$

gdzie:

D_p – zagęszczenie organizmów peryfitonowych (kom. m^{-2} osob. m^{-2});

V_c – pojemność cylindra (cm^3)

A - liczebność organizmów poroślowych w komorach (kom. lub osob.);

S_s – powierzchnia podłoża, z którego uzyskano peryfiton (m^2)

n - liczba podrób o pojemności 1cm^3 .

Liczebność zwierząt poroślowych w całej komorze odnotowywana była przy 5-krotnym powiększeniu. Procedurę powtarzano trzykrotnie, a uzyskane wyniki sumowano i przeliczano na zagęszczenie mikrofauny poroślowej, używając w tym celu wzór (2).

Organizmy poroślowe o większych rozmiarach (makrozooperyfiton), np. larwy Diptera, mięczaki wybierano z całości próby i segregowano na poszczególne taksony, przy jednoczesnym odnotowywaniu ich liczby i odnoszenia zagęszczenia do 1m^2 . Używano do tego wzór (2). Chcąc uporządkować dane obliczono podstawowe analizy biocenotyczne - frekwencję oraz dominację. Ze względu na bardzo dużą różnorodność wśród taksonów badanych organizmów przeprowadzono analizę zoocenotyczną w oparciu o funkcjonalne grupy troficzne= gildie. Wyodrębniono producentów reprezentowanych przez Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria oraz konsumentów, wśród których wyróżniono drapieżniki (np. *Chaetogaster* sp., *Coldyrophora caspia*); zbieracze (np. Testacea, larwy Chironomidae); sedymentatory (np. Protista oraz Rotifera); filtratory (np. Cladocera), odżywiające się drobnymi cząstkami, odfiltrowanymi z otaczającej je toni wodnej. Pozostałe organizmy, które nie prezentują jednego sposobu pobierania pokarmu (np. Nematoda, Cnidaria, Copepoda) traktowano jako grupę „inne”.

Do badań jakościowych fitoplanktonu materiał pobierano siatką planktonową o oczkach 10 μm z całego słupa wody (7 pomiarów). Próby konserwowano formaldehydem. Materiał do badań ilościowych pobierano z głębokości ok. 0,5 m, materiału tego nie zagęszczano. Próby ilościowe konserwowano płynem Lugola (J w KJ). Liczebność glonów określano w mikroskopie odwróconym metodą Utermöhl'a (1958) stosując komory osadowe o pojemności 2, 5 i 10 ml. W tym celu zliczano około 400 osobników w 2-4 pasach w komorze sedymentacyjnej, a następnie przeliczano na objętość 1 litra wody (tzw. próby naturalnej). Biomasa wyznaczano metodą wolumetryczną zgodnie z zaleceniami Hutorowicza (2005, 2009). Pomiary objętości glonów wykonywano dla każdego terminu oddzielnie. Średnia wielkość poszczególnych gatunków była średnią wartością z pomiarów co najmniej 10 osobników (Hutorowicz 2009). Ostateczny wynik biomasy (bioobjętość) przedstawiono w mg/L (przy założeniu, że 1 mm^3 glonów waży 1 mg).

Zooplankton z Jeziora Lubowidzkiego był pobierany trzykrotnie podczas sezonu wegetacyjnego (15 kwietnia; 2 sierpnia oraz 14 września 2023 roku) z czterech stanowisk: st.1 w pobliżu dopływu strugi Węgorza do jeziora, st.2 w pobliżu początku rynny przy wysokim brzegu jeziora, st.3 z głęboczek jeziora (najgłębsze miejsce jeziora) oraz st.4 w pobliżu ujścia rzeki z jeziora. Woda pobierana była czerpaczem Patalasa i przelewana przez siatkę o oczkach 25 μm . Jedna próba stanowiła 20 litrów wody. Próbę zagęszczano do ok. 100ml wody i utrwalano płynem Lugola (J w KJ). Następnie próba była transportowana do laboratorium. W celu wykonania analizy ilościowej próby zooplanktonu zostały zagęszczone do objętości, w której 1ml próbki odpowiadał 1L pobranej wody. Aby ustalić skład taksonomiczny zooplanktonu, próby przeglądano w komorze Sedgwick-Raffera pod mikroskopem świetlnym Olympus CX23 przy powiększeniach: 50x, 100x i 200x. Próby były opracowywane pod względem jakościowym (liczba gatunków) jak i ilościowym (liczebność i biomasa) (Walles i in. 1993). Również wyliczono wskaźniki różnorodności biologicznej Shannona-Weavera oraz wskaźnik równocенności Evenness.

Zooplankton oznaczono za pomocą kluczy: Fauna Słodkowodna Polski. Zeszyt 32A i 32 B. Wrotki – Rotifera. pod redakcją Stanisława Radwana. Oficyna Wydawnicza Tercja 2004 oraz Słodkowodne skorupiaki planktonowe. Jana Igora Rybaka i Leszka A. Błędzkiego. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego 2010.

Próby z dna uzyskiwano za pomocą chwytaka Ekmana o powierzchni chwytnej 225 cm^2 . Na każdym stanowisku pobrano 3 podpróby. Następnie zebrany materiał przepłukiwano na sicie limnologicznym o wielkości oczek 0,5 mm, a potem konserwowano w 4% roztworze formaliny. Następnie w laboratorium oddzielono substancje nieorganiczne i drobny detrytus od

organizmów bentosowych. Znalezione organizmy należące do bentofauny oznaczono do gatunku lub rodzaju z wyjątkiem Oligochaeta, które – ze względu na trudność w identyfikacji – oznaczono jedynie do gromady. Zagęszczenie organizmów przeliczono na 1 m² powierzchni dna. Podczas ustalania liczebności Oligochaeta brano pod uwagę tylko te osobniki, u których zachowany był płat głowowy. Wykorzystując wagę laboratoryjną z dokładnością do 0,00001g ustalono masę moką zidentyfikowanych organizmów.

Po uzyskaniu wyników biologicznych obliczono wskaźniki dominacji zagęszczenia (D), frekwencję (F), wskaźnik znaczenia ekologicznego (Q) i bioróżnorodności Shannona (H'), stosując z pewną modyfikacją metodykę i interpretację podaną przez Kasprzaka i Niedbałę (1981).

Dominacja pokazuje ilościową przewagę danego gatunku nad innym w badanym układzie ekologicznym (ekosystemie). Określa się ją zazwyczaj jako procentowy udział danej liczby osobników do całkowitej liczby wszystkich badanych gatunków.

Dominację wyliczano ze wzoru:

$$D_i = \frac{n_i}{N} \times 100\%$$

gdzie:

D_i – dominacja i- tego taksonu,

n_i – liczebność i- tego taksonu,

N – łączna liczebność wszystkich taksonów

W analizie materiału wyróżniane są klasy dominacji:

Eudominanci	liczebność powyżej 10%
Dominanci	5,01- 10%
Subdominanci	2,01-5%
Recedenci	powyżej 2%

Frekwencja, czyli tzw. stałość oraz częstość występowania ma różne wymiary i może informować o różnych aspektach rozmieszczenia danego gatunku. Jest wskaźnikiem opisującym stopień związania danego gatunku z badaną biocenozą. Informuje o rzadkości lub pospolitości danego gatunku na danej biocenozie. Ma różne wymiary oraz może dowodzić o wielu różnych aspektach rozmieszczenia gatunku/taksonu. Może być wyliczana w stosunku do różnych poziomów np. na stanowisku, w zbiornikach itp.

Frekwencję taksonów wyliczono ze wzoru:

$$F = \frac{s}{S} \times 100\%$$

gdzie:

F - frekwencja *i*- tego taksonu,

s - liczba stanowisk z *i*- tym taksonem,

S - liczba wszystkich stanowisk.

Typ stałości można analizować na podstawie oceny frekwencji, wg skali Tichlera (Tichler 1949, za Trojanem 1980):

- przypadkowe (frekwencja 0-25%),
- akcesoryczne (26-50%),
- stałe (51-75%),
- absolutnie stałe (pow. 75%).

Obliczono również wskaźnik znaczenia ekologicznego. Z założenia wskaźnik ten ma łączyć informacje, zarówno o liczebności (dominacji) jak i częstości występowania (frekwencja).

Wskaźnik znaczenia ekologicznego wyliczano ze wzoru:

$$Q = \sqrt{DF}$$

gdzie:

D-dominacja

F-frekwencja

Wartość wskaźnika podzielono na poszczególne klasy:

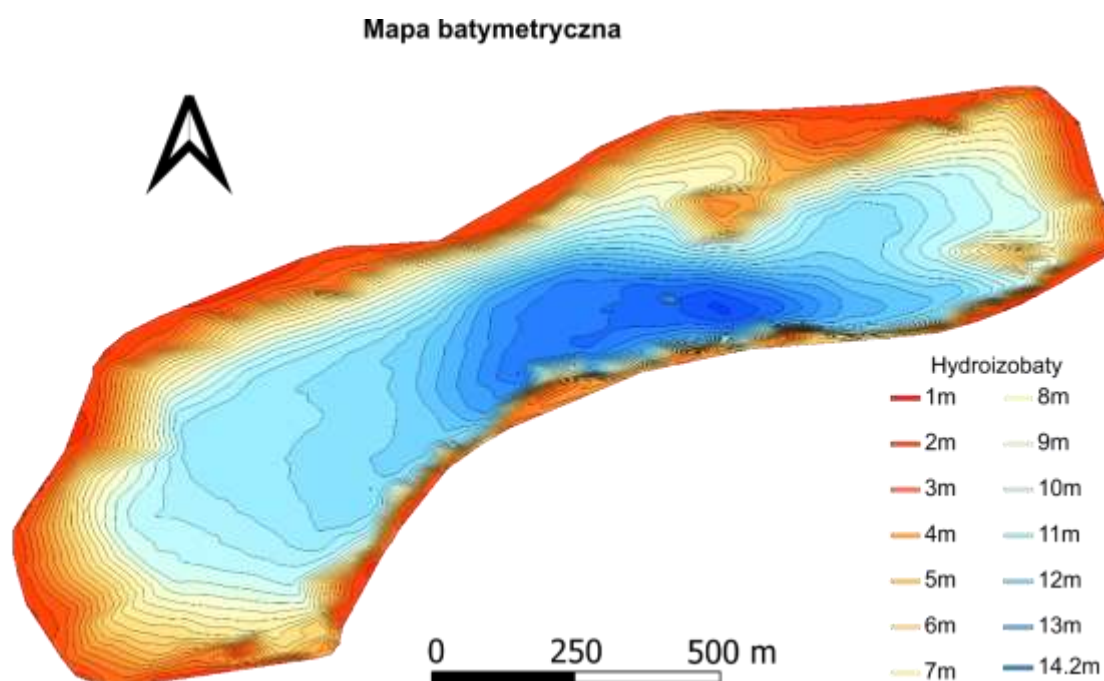
Q ₅	bardzo wysoki	>30,00%
Q ₄	wysoki	15,01-30,00%
Q ₃	Średni	10,01-15,00%
Q ₂	Niski	5,01-10,00%
Q ₁	bardzo niski	<5,00%

W roku 2023 przeprowadzono także pomiary chwilowego przepływu wody w profilach strugi Węgorzy zlokalizowanych przy ujściu oraz przy wypływie do Jeziora Lubowidzkiego.

Pomiary zostały zrealizowane w sześciu terminach (kwiecień, maj, czerwiec, lipiec, wrzesień, październik). Zastosowano metodę młynkową pomiaru prędkości przepływu wody z użyciem młynka hydrometrycznego magnetycznego. Otrzymane wyniki stanowiły podstawę do obliczenia natężenia przepływu, w tym celu wykorzystano metodę rachunkową.

3. Warunki hydrologiczne (opracował: mgr Mikołaj Matela)

Wykonano pomiar głębokości w poszczególnych miejscach jezioro wykonano aktualna, szczegółową mapę batymetryczną. W stosunku do wcześniejszych opracowań z lat 60-tych XX w. nie odnaleziono maksymalnej głębokości określanej na 15,6m. Aktualnie najgłębsze miejsce zbiornika ma głębokość 14,2 m, co wskazuje na niewielkie wypłycenie zbiornika (ryc. 3.1). Sama powierzchnia jeziora jest większa niż przyjęta we wcześniejszych opracowaniach i powinna wynosić 159,6 ha zamiast przyjętej wartości 158,2 ha



Ryc. 3.1. Mapa batymetryczna jeziora Lubowidzkiego w 2023

Dane pozyskane z pomiarów głębokości jeziora echosondą oraz z analiz w środowisku GIS pozwoliły na zaktualizowanie parametrów morfometrycznych i pojemności jeziora Lubowidzkiego (tabela 3.1).

Tabela 3.1. Parametry morfometryczne i pojemność jeziora Lubowidzkiego

Powierzchnia zwierciadła wody jeziora [ha]	159,6
Pojemność jeziora [tys. m ³]	10911,5
Długość jeziora [m]	2546
Szerokość średnia jeziora [m]	627
Szerokość maksymalna jeziora [m]	1025
Długość linii brzegowej [m]	6129
Rozwinięcie linii brzegowej	1,37
Maksymalna głębokość [m]	14,2
Powierzchnia zlewni całkowitej [ha]	5619
Współczynnik Schindlera	5,30

Na podstawie danych uzyskanych podczas pomiarów prędkości przepływu wody wyliczono chwilowe natężenia przepływu (tabela 3.2). W przypadku głównego dopływu jakim jest struga Węgorza w profilu przy ujściu do jeziora Lubowidzkiego średnia wartość chwilowego natężenia przepływu w okresie kwiecień–październik wyniosła 0,11 [m³/s]. Strugę Węgorzę w profilu przy wypływie z jeziora Lubowidzkiego charakteryzowało w badanym okresie średnie chwilowe natężenie przepływu o wartości 0,37 [m³/s]. Zauważalne różnice wartościach są spowodowane zasilaniem jeziora przez liczne źródła mające ujście w skapie przy południowo-wschodnim brzegu jeziora lub w samej misie jeziornej. Pełen bilans wodny jeziora Lubowidzkiego wymaga przeprowadzenia dodatkowych badań geologicznych i zainstalowania systemu pomiarowego.

Tabela 3.2. Wyniki pomiarów natężenia chwilowego przepływu wody strugi Węgorzy [m³/s].

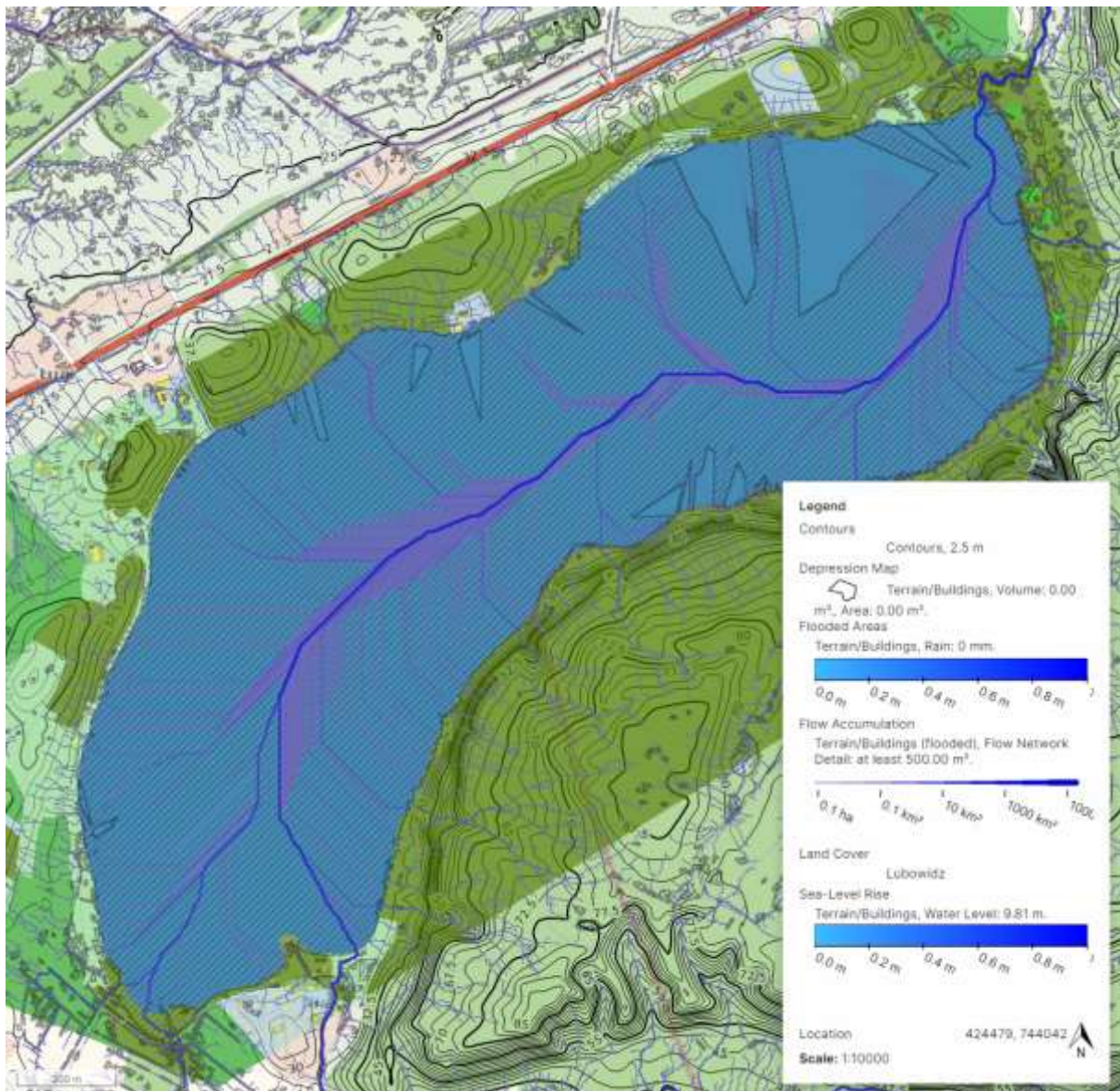
Data pomiaru	V dopływ do jeziora [m ³ /s]	V wypływ z jeziora [m ³ /s]
21.04.2023	0,11	0,57
19.05.2023	0,12	0,19
20.06.2023	0,09	0,40
11.07.2023	0,12	0,34
06.09.2023	0,10	0,39
24.10.2023	0,10	0,36
średnia	0,11	0,37

Zebrane dane dotyczące natężenia przepływu na wypływie z jeziora są niewystarczające dla poprawnego obliczenia wskaźników hydraulicznego obciążenia jeziora, które należy wykonywać w odniesieniu do całego roku w ujęciu hydrologicznym (obejmującego również okres zimowy). Zestawienie zaprezentowane w tabeli 3.3 ma na celu zaprezentowanie uzyskanych wyników w odniesieniu do objętości jeziora.

Tabela 3.3. Wskaźniki hydraulicznego obciążenia jeziora.

Średnie natężenie przepływu na wypływie z jeziora w badanych okresie (m ³ /s)	Liczba sekund w roku t (s)	Odpływ z jeziora V (m ³)	Pojemność jeziora V_i (m ³)	Intensywność poziomej wymiany wody I	Czas retencji wody w zbiorniku r
0,37	31536000	11819331	10911498	1,08	0,92

(zebrane dane dotyczące średniego natężenia przepływu nie uwzględniają całego roku w ujęciu hydrologicznym, w tym wypadku nie można przyjąć, że wskaźniki pokrywają się z rzeczywistą wartością w skali roku)



Ryc. 3.2. Warunki hydrologiczne wpływające na bilans wody jeziora Lubowidzkiego (Scalگو Live 2023).

Wartość współczynnika Schindlera klasyfikuje jezioro jako II kategorii podatności na degradację spowodowaną spływem zanieczyszczeń ze zlewni. Głębokość średnia jeziora (6,84m) klasyfikuje jezioro do kategorii II podatności na degradację. Stosunek pojemności jeziora do długości linii brzegowej (4,29 tys.m³/m) klasyfikuje jezioro do I klasy podatności na degradację. Przybliżona wartość wymiany wody w ciągu roku (108,3%) również klasyfikuje jezioro do II klasy podatności na degradację.

4. Warunki fizyczno-chemiczne wód (opracował: dr hab. Krystian Obolewski, prof. uczelni)

Jakość wód jeziora Lubowidzkiego

Badania warunków fizyczno-chemicznych wód jeziora w kwietniu wskazało charakterystyczną dla wiosny termikę wód, znaczną widzialność zmniejszającą się w kierunku odpływu oraz stabilne warunki tlenowe (tabela 4.1). Zarówno przewodnictwo, ilość substancji rozpuszczonych (TDS) oraz zasolenie osiągały niewielkie wartości. Podobna sytuacja dotyczyła stężenia związków biogenych, chociaż wartości fosforu miały wyższe wartości w miejscach napływu i odpływu wód Węgorzy.

Tabela 4.1. Parametry fizyczno-chemiczne wód jeziora Lubowidzkiego w badanych stanowiskach w kwietniu 2023 roku

Parametr	jednostka	Stanowiska			
		1	2	3	4
Temperatura	°C	9,5	9,3	9,5	9,4
Widzialność	m	2,1	2,5	2,4	1,7
pH	-	9,2	9,2	9,2	9,2
DO	mg/l	9,74	9,63	9,6	9,36
DO	%	85	84	84	81
EC	µS/cm	265	268	269	268
TDS	mg/l	132	134	135	134
Zasolenie	g/l	0,13	0,13	0,13	0,13
NH ₃	mg/l	0,026	0,025	0,016	0,031
N-NH ₄	mg/l	0,020	0,020	0,012	0,024
N-NO ₂	mg/l	0,000	0,001	0,000	0,000
N-NO ₃	mg/l	0,003	0,003	0,003	0,001
TIN	mg/l	0,023	0,024	0,016	0,025
TN	mg/l	2,3	2,0	2,3	3,9
P-PO ₄	mg/l	0,109	0,070	0,056	0,061
TIC	mg/l	10,280	10,345	9,986	10,251
TOC	mg/l	4,912	2,879	2,790	2,770
TP	mg/l	0,072	0,066	0,064	0,076
Lit	mg/l	0,002	0,001	0,001	0,001
Sód	mg/l	3,832	2,470	1,439	1,902
Potas	mg/l	0,999	0,582	0,322	0,401
Magnez	mg/l	3,8	2,6	1,8	1,9
Wapń	mg/l	28,0	21,7	14,6	16,4
Fluorki	mg/l	0,060	0,047	0,046	0,039
Chlorki	mg/l	5,4	3,1	1,8	2,4
Bromki	mg/l	0,002	0,002	0,009	0,004
Siarczany	mg/l	12,7	9,1	5,7	6,2

Stężenie poszczególnych jony było wyraźnie wyższe przy wpływie wód dopływu do jeziora. Świadczy to o znacznym zasilaniu wód jeziornych w kationy i niektóre aniony z obszaru zlewni.

W maju utrzymywała się stosunkowo wysoka przezroczystość wód i stosunkowo dobre warunki tlenowe w warstwie przy powierzchniowej (głębokość do 0,7m). Stężenie biogenów a w szczególności azotu azotanowego i azotu ogólnego wzrastał w miejscu wypływu strugi Węgorzy z jeziora (tabela 4.2).

Tabela 4.2. Parametry fizyczno-chemiczne wód jeziora Lubowidzkiego w badanych stanowiskach w maju 2023 roku

Parametr	jednostka	Stanowiska			
		1	2	3	4
Temperatura	°C	14,6	14,2	14,4	14,1
Widzialność	m	3,3	2,5	3,0	3,3
pH	-	8,6	8,64	8,64	8,57
DO	mg/l	9,50	9,85	9,43	9,74
DO	%	93	96	92	94
EC	µS/cm	272	272	275	275
TDS	mg/l	136	136	137	138
Zasolenie	g/l	0,13	0,13	0,13	0,13
NH ₃	mg/l	0,090	0,058	0,121	0,093
N-NH ₄	mg/l	0,070	0,045	0,094	0,072
N-NO ₂	mg/l	0,000	0,000	0,000	0,000
N-NO ₃	mg/l	0,005	0,009	0,003	0,007
TIN	mg/l	0,074	0,054	0,097	0,080
TN	mg/l	2,2	2,1	2,2	2,7
P-PO ₄	mg/l	0,128	0,181	0,142	0,162
TP	mg/l	0,052	0,050	0,072	0,062
Lit	mg/l	0,002	0,002	0,002	0,002
Sód	mg/l	4,851	4,904	4,991	4,885
Potas	mg/l	1,128	1,110	1,026	1,128
Magnez	mg/l	5,0	4,9	4,8	4,7
Wapń	mg/l	38,2	43,1	39,1	37,7
Fluorki	mg/l	0,079	0,124	0,091	0,088
Chlorki	mg/l	6,4	6,3	6,7	6,7
Bromki	mg/l	0,004	0,015	0,012	0,009
Siarczany	mg/l	17,9	17,2	17,6	17,0

W czerwcu w dalszym ciągu utrzymywała się wysoka przezroczystość wody, osiągająca maksymalną wartość blisko 4m (tabela 4.3). Wzrosły wartości natlenienia wód, wskazując na niewielkie przetlenienie wód w całym jeziorze. Dominującą formą azotu był azot amonowy,

podczas gdy zdecydowanie wysokie stężenie azotu ogólnego (TN) odnotowano w miejscu dopływu wód ze strugi Węgorzy. Podobne spostrzeżenie dotyczyło stężenia fosforu całkowitego (TP) i innych parametrów wpływających na żyzność wód jeziora Lubowidzkiego (np. ogólny węgiel organiczny - TOC)

Tabela 4.3. Parametry fizyczno-chemiczne wód jeziora Lubowidzkiego w badanych stanowiskach w czerwcu 2023 roku

Parametr	jednostka	Stanowiska			
		1	2	3	4
Temperatura	°C	22,4	21,9	22,2	21,6
Widzialność	m	3,7	3,5	3,8	3,1
pH	-	8,0	8,6	8,6	8,7
DO	mg/l	9,74	10,41	9,88	10,2
DO	%	114	118	114	116
EC	µS/cm	269	272	274	273
TDS	mg/l	134	136	137	137
Zasolenie	g/l	0,13	0,13	0,13	0,13
NH ₃	mg/l	0,032	0,092	0,049	0,083
N-NH ₄	mg/l	0,025	0,071	0,038	0,064
N-NO ₂	mg/l	0,000	0,000	0,000	0,000
N-NO ₃	mg/l	0,011	0,012	0,003	0,012
TIN	mg/l	0,036	0,083	0,041	0,076
TN	mg/l	4,0	2,0	1,2	1,9
P-PO ₄	mg/l	0,121	0,224	0,276	0,136
TP	mg/l	0,090	0,076	0,078	0,054
TIC	mg/l	10,173	10,301	10,387	10,195
TOC	mg/l	3,343	2,938	2,873	2,968
Lit	mg/l	0,002	0,002	0,002	0,002
Sód	mg/l	4,966	7,127	5,175	5,046
Potas	mg/l	1,069	1,238	1,105	1,026
Magnez	mg/l	4,9	5,3	4,9	4,7
Wapń	mg/l	37,1	42,3	39,3	38,1
Fluorki	mg/l	0,086	0,101	0,085	0,088
Chlorki	mg/l	6,5	10,2	7,0	6,7
Bromki	mg/l	0,031	0,030	0,023	0,016
Siarczany	mg/l	18,5	20,6	20,0	17,8

W lipcu w stosunku do czerwca zmalała widzialność wód jeziora ale warunki tlenowe w dalszym ciągu wskazywały na niewielkie przetlenie (tabela 4.4). Wyraźnie zmalało stężenie mineralnych związków azotu, podczas gdy ilość fosforu fosforanowego wzrastała od wpływu wód strugi Węgorzy do miejsca jej wypływu z jeziora.

Tabela 4.4. Parametry fizyczno-chemiczne wód jeziora Lubowidzkiego w badanych stanowiskach w lipcu 2023 roku

Parametr	jednostka	Stanowiska			
		1	2	3	4
Temperatura	°C	22,4	22,2	21,8	22,0
Widzialność	m	1,7	1,8	1,5	1,6
pH	-	8,2	8,3	8,3	8,1
DO	mg/l	9,4	9,83	11,2	9,43
DO	%	109,5	114	129	107
EC	µS/cm	260	261	258	256
TDS	mg/l	130	131	129	128
Zasolenie	g/l	0,12	0,12	0,12	0,12
NH ₃	mg/l	0,000	0,001	0,019	0,009
N-NH ₄	mg/l	0,000	0,000	0,015	0,007
N-NO ₂	mg/l	0,000	0,000	0,000	0,000
N-NO ₃	mg/l	0,002	0,005	0,007	0,004
TIN	mg/l	0,002	0,005	0,022	0,012
TN	mg/l	2,4	2,4	1,5	3,0
P-PO ₄	mg/l	0,159	0,161	0,174	0,213
TP	mg/l	0,064	0,052	0,061	0,050
Lit	mg/l	0,002	0,002	0,002	0,002
Sód	mg/l	5,445	5,286	4,950	5,647
Potas	mg/l	1,156	1,128	1,081	1,195
Magnez	mg/l	5,0	4,9	4,9	5,0
Wapń	mg/l	34,8	36,5	37,2	39,6
Fluorki	mg/l	0,080	0,094	0,078	0,083
Chlorki	mg/l	7,7	8,9	7,1	9,3
Bromki	mg/l	0,029	0,003	0,006	0,019
Siarczany	mg/l	17,6	19,3	18,3	18,5

Temperatury wód powierzchniowych w sierpniu utrzymywała się na poziomie 20°C i stałym odczynie wody (tabela 4.5). Warunki tlenowe osiągnęły wartości charakterystyczne dla prawidłowo funkcjonujących ekosystemów wodnych. Nie odnotowano w tym miesiącu zjawiska przetlenienia wody. Wzrosło stężenie mineralnych form azotu oraz fosforu fosforanowego. Wody strugi Węgorzy zasilały jezioro w znaczne ilości węgla organicznego (TOC) i nieorganicznego (TIC), po czym ich ilość sukcesywnie malała. Dodatkowo w miejscu wpłynięcia wód strugi do Lubowidza zanotowano wyższe wartości przewodnictwa, ilości materii rozpuszczonej (TDS) i potasu.

Tabela 4.5. Parametry fizyczno-chemiczne wód jeziora Lubowidzkiego w badanych stanowiskach w sierpniu 2023 roku

Parametr	jednostka	Stanowiska			
		1	2	3	4
Temperatura	°C	20,5	20,4	20,6	20,6
Widzialność	m	2,8	2,6	2,1	1,5
pH	-	8,4	8,5	8,7	8,7
DO	mg/l	7,21	7,23	7,86	8,40
DO	%	83	81	87	96
EC	μS/cm	251	249	249	245
TDS	mg/l	126	124	125	122
Zasolenie	g/l	0,12	0,12	0,12	0,12
NH ₃	mg/l	0,039	0,022	0,050	0,030
N-NH ₄	mg/l	0,030	0,017	0,039	0,023
N-NO ₂	mg/l	0,000	0,000	0,000	0,001
N-NO ₃	mg/l	0,008	0,016	0,006	0,003
TIN	mg/l	0,038	0,033	0,045	0,027
TN	mg/l	bd	bd	bd	bd
P-PO ₄	mg/l	0,168	0,192	0,169	0,243
TP	mg/l	bd	bd	bd	bd
TIC	mg/l	10,062	10,223	9,883	9,905
TOC	mg/l	3,783	3,420	3,510	3,294
Lit	mg/l	0,002	0,002	0,002	0,002
Sód	mg/l	5,384	5,862	5,114	5,213
Potas	mg/l	1,206	1,112	1,120	1,067
Magnez	mg/l	5,1	5,2	5,2	5,2
Wapń	mg/l	43,1	43,2	42,6	42,8
Fluorki	mg/l	0,068	0,220	0,184	0,069
Chlorki	mg/l	9,6	10,9	7,9	9,1
Bromki	mg/l	0,013	0,005	0,017	0,008
Siarczany	mg/l	20,5	20,8	18,7	21,9

We wrześniu w stosunku do poprzedniego badanego miesiąca wzrosła temperatura wód powierzchniowych ale obniżyła się widzialność wody oraz ilość substancji rozpuszczonej (tabela 4.6). Ponownie odnotowano wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego charakteryzującego się pojawieniem wyraźnych objawów zjawiska przetlenia. Po raz pierwszy odczyn wody przekroczył poziom 9. Wzrosło stężenie poszczególnych form azotu, szczególnie w miejscu odpływu wód strugi Węgorzy (st. 4). Wysokie stężenie fosforu całkowitego odnotowano przy wpływie wód Węgorzy do jeziora.

Tabela 4.6. Parametry fizyczno-chemiczne wód jeziora Lubowidzkiego w badanych stanowiskach w wrześniu 2023 roku

Parametr	jednostka	Stanowiska			
		1	2	3	4
Temperatura	°C	21,0	21,1	21,6	21,9
Widzialność	m	1,2	1,4	1,5	1,4
pH	-	9,1	9,19	9,13	9,13
DO	mg/l	11,35	13,4	12,37	11,4
DO	%	128	150	140	131
EC	µS/cm	203	209	210	213
TDS	mg/l	101	104	105	106
Zasolenie	g/l	0,11	0,11	0,12	0,12
NH ₃	mg/l	0,129	0,145	0,189	0,207
N-NH ₄	mg/l	0,100	0,112	0,146	0,161
N-NO ₂	mg/l	0,002	0,000	0,001	0,001
N-NO ₃	mg/l	0,043	0,046	0,045	0,042
TIN	mg/l	0,146	0,159	0,192	0,203
TN	mg/l	1,2	0,8	1,5	7,0
P-PO ₄	mg/l	0,023	0,038	0,020	0,019
TP	mg/l	0,133	0,050	0,043	0,039
Lit	mg/l	0,041	0,034	0,032	0,028
Sód	mg/l	4,612	4,639	4,684	4,412
Potas	mg/l	0,879	1,101	0,864	0,882
Magnez	mg/l	9,8	10,9	11,2	10,7
Wapń	mg/l	33,2	34,7	33,8	34,1
Fluorki	mg/l	0,427	0,047	0,462	0,186
Chlorki	mg/l	7,0	6,8	6,9	7,0
Bromki	mg/l	0,010	0,022	0,024	0,027
Siarczany	mg/l	19,4	19,3	19,5	19,5

Termika wód powierzchniowych jeziora była charakterystyczna dla okresu jesieni. Poprawiła się również widzialność oraz unormowały warunki tlenowe. Nie odnotowano zjawiska przetlenia wody (tabela 4.7). Stężenie związków azotu wzrastał w kierunku odpływu z wyjątkiem ilości azotu azotanowego i azotu całkowitego, których najwyższe stężenia występowały przy dopływie. Poziom stężenia związków fosforu był wyższy przy dopływie i odpływie Węgorzy. Spośród badanych jonów jedynie ilość bromków i fluorków było zdecydowanie wyższe w miejscu dopływu wód strugi do jeziora Lubowidzkiego.

Tabela 4.7. Parametry fizyczno-chemiczne wód jeziora Lubowidzkiego w badanych stanowiskach w październiku 2023 roku

Parametr	jednostka	Stanowiska			
		1	2	3	4
Temperatura	°C	11,6	11,4	11,5	11,4
Widzialność	m	2,7	2,6	2,6	2,7
pH	-	7,93	7,9	7,75	7,5
DO	mg/l	7,16	7,26	7	6,9
DO	%	65,3	68	65,8	64,8
EC	µS/cm	240	242	239	238
TDS	mg/l	120	121	119	119
Zasolenie	g/l	0,12	0,12	0,11	0,11
NH ₃	mg/l	0,482	0,420	0,575	0,626
N-NH ₄	mg/l	0,374	0,326	0,446	0,486
N-NO ₂	mg/l	0,015	0,044	0,004	0,021
N-NO ₃	mg/l	0,025	0,020	0,012	0,018
TIN	mg/l	0,413	0,390	0,462	0,525
TN	mg/l	5,8	2,6	1,4	1,8
P-PO ₄	mg/l	0,150	0,120	0,149	0,159
TP	mg/l	0,207	0,206	0,200	0,238
Lit	mg/l	0,022	0,028	0,022	0,014
Sód	mg/l	4,756	5,599	4,480	4,872
Potas	mg/l	1,088	1,759	1,241	1,402
Magnez	mg/l	10,9	10,5	10,7	11,0
Wapń	mg/l	41,9	42,1	41,1	41,8
Fluorki	mg/l	0,487	0,070	0,146	0,205
Chlorki	mg/l	10,0	8,7	7,0	10,2
Bromki	mg/l	0,035	0,014	0,019	0,024
Siarczany	mg/l	18,3	20,0	18,0	18,8

W poszczególnych badanych miesiącach 2023 roku termika wód powierzchniowych odzwierciedlała pory roku. Maksymalne wartości osiągnęła w lipcu i co nieco nietypowe zmalała w sierpniu, który jest uważany za najcieplejszy miesiąc roku. W jeziorze Lubowidz obserwowano przez dłuższy okres wysoką, średnia widzialność wody dochodzącą w czerwcu do 3,5m (tabela 4.8). Warunki tlenowe we wszystkich badanych miesiącach były dobre a jedynie w czerwcu, lipcu i wrześniu obserwowano przetlenienie wód (>100%). Zarówno wartości przewodnictwa, ilości materii rozpuszczonej (TDS) czy ogólnego zasolenia wód były niewielkie i nie ulegały większym fluktuacjom. Stężenie związków biogennych wykazywała znaczący jesienny wzrost uzyskując maksymalne wartości w październiku (wyłączając fosfor

fosforanowy). Jest to zapewne związane z aktywnością fitoplanktonu, który jesienią kończy swoją aktywność.

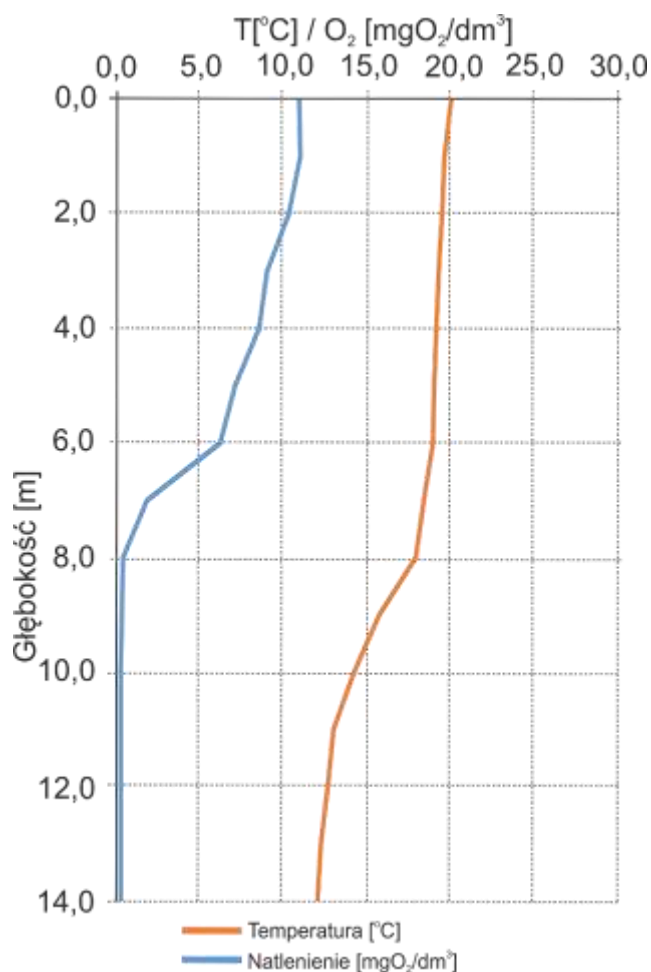
Tabela 4.8. Średnie wartości poszczególnych parametrów wody jeziora Lubowidzkiego w badanych miesiącach 2023 roku

		kwiecień	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Temperatura	°C	9,4	14,3	22,0	22,1	20,5	21,4	11,5
Widzialność	m	2,2	3,0	3,5	1,7	2,3	1,4	2,7
pH	-	9,20	8,62	8,47	8,23	8,59	9,14	7,77
DO	mg/l	9,58	9,63	10,06	9,97	7,68	12,13	7,08
DO	%	83,7	93,8	115,5	114,9	86,8	137,3	66,0
EC	µS/cm	268	274	272	259	249	209	240
TDS	mg/l	134	137	136	130	124	104	120
Zasolenie	g/l	0,13	0,13	0,13	0,12	0,12	0,10	0,12
NH ₃	mg/l	0,024	0,090	0,064	0,007	0,035	0,167	0,526
N-NH ₄	mg/l	0,019	0,070	0,050	0,006	0,027	0,130	0,408
N-NO ₂	mg/l	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,021
N-NO ₃	mg/l	0,003	0,006	0,009	0,004	0,008	0,044	0,019
TIN	mg/l	0,022	0,076	0,059	0,010	0,036	0,175	0,448
TN	mg/l	2,6	2,3	2,3	2,3	-	2,6	2,9
P-PO ₄	mg/l	0,074	0,153	0,189	0,177	0,193	0,025	0,144
TP	mg/l	0,069	0,059	0,074	0,057	-	0,066	0,213
TIC	mg/l	10,216	-	10,264	-	10,018	-	-
TOC	mg/l	3,338	-	3,031	-	3,502	-	-
Lit	mg/l	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,034	0,022
Sód	mg/l	2,410	4,908	5,578	5,332	5,393	4,587	4,927
Potas	mg/l	0,576	1,098	1,109	1,140	1,126	0,932	1,373
Magnez	mg/l	2,5	4,8	5,0	4,9	5,2	10,6	10,8
Wapń	mg/l	20,1	39,5	39,2	37,0	42,9	34,0	41,7
Fluorki	mg/l	0,048	0,096	0,090	0,084	0,135	0,280	0,227
Chlorki	mg/l	3,2	6,5	7,6	8,2	9,4	6,9	9,0
Bromki	mg/l	0,004	0,010	0,025	0,014	0,011	0,020	0,023
Siarczany	mg/l	8,4	17,4	19,2	18,4	20,5	19,4	18,8

Przebadany skład kationowy nie wskazał na zwiększenie stężenia poszczególnych pierwiastków w wodzie jeziora Lubowidzkiego.

Aby określić sytuację termiczno-tlenową wykonano na początku września profil na głęboczku jeziora (ryc. 4.1). Wskazano, że do głębokości 7m panują dobre warunki tlenowe, pozwalające na prowadzenie mineralizacji dopływających substancji przez mikroorganizmy. Poniżej tej głębokości ilość tlenu jest niewielka a przy samym dnie występują warstwy z siarkowodorem. Mimo znacznej głębokości (14,2 m) na, które prowadzono pomiary nie wykazano istnienia

termokliny (strefa znacznego skoku temperatury). Obecność najgłębszego fragmentu w pobliżu wysokiego brzegu i wypływających ze skarpy podziemnych źródeł może powodować zaburzenia w naturalnym dla głębszych zbiorników rozkładzie termiki wód.



Ryc. 4.1. Profil termiczno-tlenowy na gęboczkuz jeziora Lubowidzkiego wykonany 6 września 2023

Przeprowadzone trzykrotnie badania w strefie litoralu (szuwaru trzcinowego) wskazały na podobny względem strefy pelagicznej (otwartej toni) rozkład temperatury wody i odczyn wody (tabela 4.9). W płytkowodnej strefie jeziora Lubowidzkiego warunki tlenowe permanentnie miały charakter przetlenienia i notowano zdecydowanie wyższe wartości przewodnictwa elektrolitycznego (EC). Nie odnotowano, natomiast różnic w stężeniu całkowitej materii rozpuszczonej (TDS) oraz całkowitym zasoleniu.

Tabela 4.9. Parametry fizyczno-chemiczne wód jeziora Lubowidzkiego w strefie litoralowej w 2023 roku

	Maj					Lipiec					Wrzesień				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Tw	15,3	15,3	15,2	15,1	14,2	22,2	22,2	21,8	22,0	21,6	20,8	20,9	21,2	22,0	21,9
pH	8,66	8,66	8,78	8,68	8,67	7,6	7,76	7,81	8,15	8,15	9,01	8,96	8,98	9,07	8,98
ORP	266	274	279	29	289	276	276	270	242	264	204	216	214	220	222
DO	10,6	10,7	11,1	10,2	10,0	7,2	7,2	8,9	10,3	10,4	11,0	11,4	11,1	10,6	10,7
DO%	105	106	110	102	97	82	82	103	118	119	125	130	125	119	123
EC	271	269	268	268	275	261	261	258	252	254	212	211	212	211	214
TDS	136	134	134	134	138	130	130	129	126	127	106	106	106	105	107
Zasolenie	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10

Jakość wód strugi Węgorzy wpływającej i wypływającej z jeziora Lubowidzkiego

Jakość wód wpływający strugą Węgorza do jeziora zawarto w tabeli 4.10.

Tabela 4.10. Parametry fizyczno-chemiczne wód rzeki Węgorzy wpływającej do jeziora Lubowidzkiego w 2023 roku

		Kwiecień	Maj	Czerwiec	Lipiec	Wrzesień	Październik	średnia
Temp	°C	10,7	9,5	16,6	13,4	19,6	8,2	13,0
pH	-	8,20	8,07	7,91	7,71	8,44	7,54	7,98
DO	mg/l	11,31	11,39	9,28	9,16	9,88	11,09	10,35
DO	%	100,6	98,6	92,9	88,4	107,8	94,3	97,1
EC	μS/cm	100	97	100	101	74	102	96
Zasolenie	g/l	0,15	0,16	0,18	0,17	0,13	0,18	0,16
NH ₃	mg/l	0,075	0,066	0,202	0,034	0,003	0,094	0,079
N-NH ₄	mg/l	0,058	0,051	0,157	0,026	0,002	0,073	0,061
N-NO ₂	mg/l	0,000	0,001	0,022	0,002	0,001	0,010	0,006
N-NO ₃	mg/l	0,298	0,601	0,531	0,451	0,967	0,725	0,596
TIN	mg/l	0,4	0,7	0,7	0,5	1,0	0,8	0,7
TN	mg/l	2,2	4,0	2,3	1,8	2,1	0,7	2,2
P-PO ₄	mg/l	0,101	0,293	0,148	0,254	0,049	0,047	0,149
TP	mg/l	0,073	0,081	0,135	0,070	0,123	0,061	0,091
TIC	mg/l	10,562	-	11,012	11,324	-	-	10,966
TOC	mg/l	1,970	-	1,712	2,141	-	-	1,941
Lit	mg/l	0,001	0,002	0,002	0,001	0,034	0,005	0,007
Sód	mg/l	2,653	4,196	4,536	4,530	5,691	4,126	4,289
Potas	mg/l	0,576	0,805	0,658	0,907	0,817	0,904	0,778
Magnez	mg/l	2,8	4,7	4,1	4,7	10,1	10,6	6,2
Wapń	mg/l	28,1	49,5	48,7	47,7	59,9	57,7	48,6
Fluorki	mg/l	0,053	0,074	0,061	0,081	0,540	0,516	0,221
Chlorki	mg/l	3,6	6,1	6,6	7,5	9,9	6,8	6,7
Bromki	mg/l	0,003	0,003	0,014	0,015	0,040	0,014	0,015
Siarczany	mg/l	11,5	21,0	21,2	21,6	23,8	23,5	20,4

Ogólnie większość analizowanych parametrów ogólnych zwiększała swoje stężenie pomiędzy wpływem a wypływem z jeziora. Malą ilość azotu azotanowego, azotynowego i całkowitego azotu nieorganicznego (TIN) ale równocześnie zwiększało się stężenie azotu amonowego i ogólnego. W przypadku stężenia fosforu fosforanowego i węgla nieorganicznego (TIC) ich ilość po przepłynięciu przez jezioro malała ale fosforu ogólnego i węgla organicznego (TOC) wzrastało. Wśród przebadanych kationów zrastało w wodach Węgorzy za jeziorem stężenie potasu, magnezu, bromków, a malało głównie wapnia.

Tabela 4.11. Parametry fizyczno-chemiczne wód rzeki Węgorzy wypływającej z jeziora Lubowidzkiego w 2023 roku

		Kwiecień	Maj	Czerwiec	Lipiec	Wrzesień	Październik	średnia
Temp	°C	11,5	14,5	23,1	21,5	19,9	11,6	17,0
pH	-	8,93	8,47	8,41	8,29	8,44	7,88	8,40
DO	mg/l	12,62	10,8	10,57	10	9,77	8,87	10,44
DO	%	116,4	104,7	123,3	113,2	106,9	82,2	107,8
EC	μS/cm	84	87	86	82	75	80	82
Zasolenie	g/l	0,14	0,15	0,14	0,14	0,13	0,14	0,14
NH ₃	mg/l	0,026	0,118	0,088	0,031	0,144	0,578	0,164
N-NH ₄	mg/l	0,020	0,092	0,068	0,024	0,112	0,449	0,127
N-NO ₂	mg/l	0,000	0,001	0,000	0,000	0,004	0,014	0,003
N-NO ₃	mg/l	0,002	0,008	0,007	0,004	0,120	0,017	0,026
TIN	mg/l	0,0	0,1	0,1	0,0	0,2	0,5	0,2
TN	mg/l	4,8	5,2	1,7	1,2	3,7	3,5	3,4
P-PO ₄	mg/l	0,094	0,160	0,136	0,155	0,064	0,148	0,126
TP	mg/l	0,066	0,068	0,062	0,069	0,087	0,249	0,100
TIC	mg/l	10,134	-	10,148	9,765	-	-	10,015
TOC	mg/l	2,717	-	3,005	3,415	-	-	3,046
Lit	mg/l	0,002	0,002	0,002	0,039	0,019	0,012	0,013
Sód	mg/l	3,388	4,863	5,063	4,995	4,632	4,602	4,590
Potas	mg/l	0,778	1,132	1,035	1,085	1,225	1,426	1,114
Magnez	mg/l	3,6	4,9	4,8	5,0	11,0	10,6	6,6
Wapń	mg/l	24,6	39,3	38,8	38,1	39,5	41,2	36,9
Fluorki	mg/l	0,055	0,084	0,078	0,081	0,484	0,515	0,216
Chlorki	mg/l	4,3	6,3	6,4	6,8	7,4	7,1	6,4
Bromki	mg/l	0,029	0,002	0,018	0,044	0,035	0,014	0,024
Siarczany	mg/l	11,3	17,1	18,3	17,9	19,5	21,8	17,6

5. Struktura i skład chemiczny osadów dennych (opracował: dr hab. Krystian Obolewski, prof. uczelni)

Struktura i skład osadów jest związana z jakością środowiska wodnego a zakumulowane składniki wskazują na prowadzona w zlewni gospodarkę. Można zatem stwierdzić nie tylko aktualny stan badanego obiektu ale także prześledzić historię jego funkcjonowania i postępującej degradacji. Wszystkie działania naprawcze planowane w zbiornikach wodnych powinny uwzględniać wielkość obciążeń substancjami zgromadzonymi w osadach dennych. Ich resuspensja prowadzić może do wtórnego zanieczyszczenia, przez co często zabiegi rekultywacyjne ponoszą niepowodzenie. Ponadto same osady są miejscem życia zbiorowisk roślinnych i zwierzęcych więc część uzyskanych wyników biologicznych jest powiązana ze strukturą i składem osadów.

Osady denne dopływu były silnie przemywane przepływająca wodą, co przekładało się na ich strukturę (tabela 5.1). Wyższe uwodnienie i masa organiczna była odnotowywana w powierzchniowej warstwie, natomiast w głębszych warstwach wzrastała gęstość sucha masa i odczyn. W jeziorze gęstość i odczyn osadów zachowywała porównywalne wartości, podczas gdy uwodnienie było najwyższe w strefie głębozka (st.3) a najniższe przy wypływie rzeki Węgorzy (st. 4).

W osadach strugi Węgorzy odprowadzającej wody z jeziora bardzo niskie było uwodnienie oraz masa organiczna (% suchej masy). Odnotowano w nich najwyższą suchą masę oraz odczyn. W ten sposób wyraźnie odnotowywane jest oddziaływanie jeziora jako basenu sedymentacyjnego. Struga Węgorza w ujściowym do jeziora odcinku ma charakter silnie organiczny, przez co wnosi materię organiczną do misy jeziornej. W tym kontekście jest istotnym źródłem zasilania zbiornika w różne związki nanoszone ze zlewni.

Tabela 5.1. Charakterystyka struktury osadów dennych w jeziorach i strugi Węgorzy (06.09.2023)

L.p.	stanowiska	Gęstość g/cm ³	Uwodnienie %	Sucha masa %	Masa organiczna %sm	pH
Jezioro	1	1,14	82,73	17,27	17,51	7,53
	2	1,08	85,86	14,14	19,27	7,46
	3	1,09	88,54	11,46	18,21	7,54
	4	1,14	77,91	22,09	17,14	7,49
Rzeka	dopływ	1,89	23,85	76,15	1,30	7,68
	odpływ	1,94	19,20	80,80	0,72	8,02

Granulometria osadów dennych

Osady denne w obrębie dopływu (st. 1) budują cząstki dużej wielkości przy bardzo niewielkich ilością drobnych cząstek. Podobny rozkład wielkości cząstek osadów na kolejnych stanowiskach rozmieszczonych wzdłuż jeziora (tabela 5.2).

Tabela 5.2. Parametry granulometryczne osadów dennych z jeziora Lubowidzkiego i strugi Węgorzy (dopływ i odpływ)

	Stanowiska	Wielkość cząstek (μm)	% objętość	Wielkość cząstek (μm)	% objętość
Jezioro Lubowidzkie	1	0,01	0	500	97,94
		2	0,26	1000	99,96
		20	16,52	2000	100,00
		50	38,87	3500	100,00
		100	63,87		
		250	90,38		
	2	0,01	0	500	99,93
		2	0,18	1000	100,00
		20	18,08	2000	100,00
		50	43,93	3500	100,00
		100	64,72		
		250	86,38		
	3	0,01	0	500	92,15
		2	0,45	1000	99,77
		20	28,91	2000	100,00
		50	70,12	3500	100,00
		100	90,37		
		250	90,37		
	4	0,01	0	500	100,00
		2	2,50	1000	100,00
		20	39,79	2000	100,00
		50	82,14	3500	100,00
		100	100,00		
		250	100,00		
Struga Węgorza	dopływ do jeziora	0,01	0	500	58,47
		2	0	1000	89,98
		20	1,18	2000	99,72
		50	2,48	3500	100,00
		100	7,51		
		250	26,38		
	odpływ z jeziora	0,01	0	500	52,40
		2	0	1000	87,46
		20	1,79	2000	98,91
		50	3,25	3500	100,00
		100	5,60		
		250	19,88		

Osady dennie w głębokich strefach jeziora Lubowidzkiego budują głównie piasek o wielkości ziaren 2-50 μm (tabela 5.3). Oprócz tego istotnym komponentem osadów b. drobny piasek, którego udział jest porównywalny w różnych badanych miejscach misy jeziornej. Drobny piasek o wielkości ziaren na poziomie 100-250 μm był naniesiony przez Węgorzę i akumulowany w strefie oddziaływania tego ciek. Potwierdza to najwyższy udział piasków, który następnie malał aż do strefy odpływu strugi Węgorzy w kierunku rzeki Łeby.

W strudze Węgorzy we fragmencie ujściowym do jeziora głównym składnikiem mineralnym w osadach dennych był średni piasek (250-500 μm) oraz piasek gruboziarnisty (500-1000 μm). Stosunkowo niewielki udział dotyczył udziału piasku o wielkości ziaren od 2 do 50 μm . Pod tym względem struktura osadów rzecznych odbiegała od tych obserwowanych w jeziorze. W miejscu wypływu wód strugi Węgorzy z jeziora Lubowidzkiego zmniejszał się udział bardzo drobnego i drobnego piasku. inne analizowane frakcje zwiększały swój udział w osadach strugi Węgorzy.

Tabela 5.3. Charakterystyka granulometryczna (we % frakcji) osadów dennych jeziora Lubowidzkie i strugi Węgorzy (06.09.2023)

	Jezioro Lubowidzkie				Struga Węgorza	
	1	2	3	4	dopływ	odpływ
Gлина (<2 μm)	0,26	0,18	0,45	2,50	0	0
Piasek (2 - 50 μm)	38,61	43,75	69,67	79,65	2,48	3,25
Bardzo drobny piasek (50-100 μm)	25,00	20,80	20,24	17,86	5,04	2,34
Drobny piasek (100-250 μm)	26,51	21,65	0	0	18,86	14,28
Średni piasek (250-500 μm)	7,56	13,55	1,78	0	32,09	32,53
Piasek gruboziarnisty (500-1000 μm)	2,03	0,07	7,63	0	31,52	35,06
Piasek bardzo gruby (1000-2000 μm)	0,04	0	0,23	0	9,73	11,44
Piasek całkowity (50-2000 μm)	61,13	56,07	29,88	17,86	97,24	95,65

Osady dennie są miejscem akumulowania różnych związków chemicznych oraz metali ciężkich migrujących w sieci hydrologicznej poszczególnych zlewni. Z tego też powodu wykonania badania osadów dennych strugi Węgorzy oraz w wytypowanych głębokowodnych fragmentów jeziora Lubowidzkiego aby określić ilość ich zakumulowanych wielkości (tabela 5.3). Na podstawie przeprowadzonych analiz można wskazać, że struga Węgorza zasila zbiornik w wiele metali, w tym mających toksyczny charakter.

Tabela 5.3. Skład chemiczny osadów dennych (mg/kg s.m.) na badanych stanowiskach jeziora Lubowidzkiego oraz na dopływie i odpływie – Struga Węgorza (06.09.2023) (nd- poniżej czułości urządzenia)

	Jezioro Lubowidzkie				Struga Węgorza	
	1	2	3	4	Dopływ	Odpływ
	(mg/kg s.m.)					
P	2389,06	3050,13	3807,33	3469,51	729,50	349,56
Tl	nd	0,34	nd	1,71	nd	nd
Hg	0,22	0,11	0,06	nd	0,06	1,80
Se	0,07	0,16	0,56	1,30	0,68	0,85
Zn	67,76	56,91	60,71	43,46	12,49	4,34
Te	nd	nd	nd	nd	0,93	2,05
Pb	23,99	24,48	23,54	11,71	1,65	1,09
Co	4,90	3,37	3,48	1,65	1,07	1,11
Cd	0,51	0,50	0,53	0,24	0,05	0,05
Ni	6,83	5,64	5,91	3,60	1,35	0,71
B	59,69	41,44	37,51	27,70	1,92	5,15
Mn	504,74	633,73	651,05	1212,72	83,39	134,35
Fe	12566,23	11872,96	11151,23	7438,69	2174,94	1500,39
Mg	1862,69	1459,12	1577,95	959,30	412,68	358,39
Cr	29,60	24,28	22,44	11,65	5,30	3,53
Cu	9,43	7,69	8,59	6,06	6,03	1,27
Ca	35403,13	38616,60	44459,61	48377,49	1625,65	9389,59
Sr	85,33	83,76	105,81	146,44	14,54	18,78
Ba	59,26	52,10	52,53	41,69	32,66	17,64
Na	306,07	260,14	288,38	525,70	396,32	242,45
Li	nd	nd	nd	nd	0,12	nd
K	2138,45	1660,50	1554,02	522,09	1296,94	699,42

Z pośród ustalonego stężenia wielu pierwiastków niezwykle istotne wydaje się określenie stężenia fosforu, który powoduje główne problemy z nadmierną produktywnością jeziora. Jego maksymalne wartości odnotowuje się w najgłębszym miejscu misy jeziora Lubowidzkiego (st. 3). Dużo niższe stężenia odnotowano w osadach strugi ale może być przeniesione przez płynącą wodę i swobodnie wędruje do zbiornika, zarówno do toni wodnej jak i do głębszych stref zbiornika. Ostatecznie związki fosforu mogą być wiązane przez żelazo (przy naturalnym pH) i formie nierozpuszczonej gromadzić się w strefie dennej. Potwierdza to rolę jeziora jako miejsca gromadzenia naniesionych pierwiastków, w tym również tych które są potencjalnie toksyczne dla środowiska (np. Hg, Cd, Cr itp.) .

5. Struktura roślinności wodnej (opracowała mgr Monika Szymańska-Walkiewicz)

Ocena roślinności wodnej ekosystemu jeziornego opiera się najczęściej na analizie prób pobieranych z toni wodnej (Matuszkiewicz 2005). Warto jednak pamiętać, iż integralną częścią jeziora jest jego strefa litoralowa, odznaczająca się dużą odrębnością w stosunku do pelegialu. Strefa litoralu, kontaktując się bezpośrednio z lądem jako pierwsza przyjmuje materię spływającą ze zlewni bezpośredniej. Dotyczy to szczególnie strefy zbiorowisk makrofitów (fitolitoralu), stanowiących swoistą strefę buforową dla ekosystemu jeziornego.

W celu opracowania roślinności rzeczynowej szuwarowej i wodnej zbiornika przeprowadzono kartowanie w sezonie wegetacyjnym 2023 roku. Skład taksonomiczny roślinności Jeziora Lubowidzkiego zamieszczono w tabeli 5.1.

Tabela 5.1. Lista taksonomiczna gatunków makrofitów występujących w jeziorze Lubowidzkim

Lp.	Nazwa gatunkowa	
1.	Grażel żółty	<i>Nuphar lutea</i>
2.	Jeżogłówka gałęzista	<i>Sparganium erectum</i>
3.	Jeżogłówka pojedyncza	<i>Sparganium emersum</i>
4.	Kosaciec żółty	<i>Iris pseudacorus</i>
5.	Moczarka kanadyjska	<i>Elodea canadensis</i>
6.	Mozga trzcinowata	<i>Phalaris arundinacea</i>
7.	Oczeret jeziorny	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
8.	Pałka szerokolistna	<i>Typha latifolia</i>
9.	Pałka wąskolistna	<i>Typha angustifolia</i>
10.	Ponikło błotne	<i>Eleocharis palustris</i>
11.	Rdest ziemnowodny	<i>Persicaria amphibia</i>
12.	Rdestnica grzebieniasta	<i>Stuckenia pectinata</i>
13.	Rdestnica pływająca	<i>Potamogeton natans</i>
14.	Rdestnica przeszyta	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
15.	Rogatek sztywny	<i>Ceratophyllum demersum</i>
16.	Rzęsa drobna	<i>Lemna minor</i>
17.	Spirodela wielokorzeniowa	<i>Spirodela polyrhiza</i>
18.	Tatarak zwyczajny	<i>Acorus calamus</i>
19.	Trzcina pospolita	<i>Phragmites australis</i>

20.	Turzyca brzegowa	<i>Carex riparia</i>
21.	Turzyca dzióbkowata	<i>Carex rostrata</i>
22.	Turzyca prosowa	<i>Carex paniculata</i>
23.	Turzyca zastrzona	<i>Carex acuta</i>
24.	Wywłócznik kłosowy	<i>Myriophyllum spicatum</i>
25.	Wywłócznik okółkowy	<i>Myriophyllum verticillatum</i>
26.	Żabiściek pływający	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>

W obrębie jeziora Lubowidzkiego wyróżnia się strefy: litoral, pelagial i profundal. Litoral to płytka strefa przybrzeżna, w której występują rośliny szuwarowe. Szuwar niski budowany był głównie przez turzycę brzegową *Carex riparia*, natomiast szuwar wysoki przez trzcinę pospolitą *Phragmites australis*, oczeret jeziorny *Schoenoplectus lacustris*, w mniejszym stopniu przez pałkę szerokolistną *Typha latifolia* i wąskolistną *Typha angustifolia* (Fot. 5.1).



Fot. 5.1. Zwarty szuwar wysoki zbudowany z trzciny pospolitej *Phragmites australis*.

W jeziorze nie ma pełnej sekwencji pasowego układu zbiorowisk fitolitoralu (Tomaszewicz 1979). W wielu miejscach natomiast zaznacza się obecność tylko rozproszonych płatów roślinnych. Za strefą szuwaru pojawiają się rośliny o liściach pływających: grążel żółty *Nuphar lutea*, rdestnice *Potamogeton* spp., rdest ziemnowodny *Polygonum amphibium* (Fot. 5.2). Poniżej pasa roślin o liściach pływających znajduje się pas roślin zanurzonych z dominacją rdestnic, wywłóczników *Myriophyllum* spp., rogatka sztywnego *Ceratophyllum demersum*, moczarki kanadyjskiej *Elodea canadensis*. Pelagial to strefa otwartej toni wodnej, w której nie

występują makrofity. Sporadycznie spotyka się tu pojedyncze okazy roślin dryfujących wraz z falami. Strefa profundalu jest głębokowodna, nie występuje tam roślinność.



Fot. 5.2. Szuwar wysoki zbudowany z oczeretu jeziornego *Schoenoplectus lacustris* i trzciny pospolitej *Phragmites australis*.

W zbiorniku stwierdzono zdecydowaną dominację roślinności szuwarowej nad typowo wodną. Szuwar niski tworzy zespół turzycy brzegowej (*Caricetum ripariae*). Cechą charakterystyczną roślinności szuwarów wysokich jeziora była współdominacja dwóch zespołów: *Scirpetum lacustris* – zespół oczeretu jeziornego oraz *Phragmitetum communis* – zespół trzciny pospolitej. Zagęszczenie pędów trzciny w poszczególnych trzcinowiskach jest odmienne. Największe zagęszczenie odnotowano przy brzegu północnym (st. 2) i wynosiło średnio 17 pędów/m², a najniższe w okolicach nowo powstałego kąpieliska (st. 1) 12 pędów/m². W miejscu wypływu wód z jeziora (st. 4) zagęszczenie pędów trzciny osiągały średnie wartości 14 pędów/m². Powierzchnię rzeczywistą szuwaru trzcinowiskowego występującego w strefie brzegowej jeziora Lubowidzkiego można określić na 0,22 ha. Jest to więc znacząca powierzchnia chroniąca jezioro przed spływem zanieczyszczeń do misy jeziornej.

Dodatkowo w strefie litoralu występowały zespoły *Typhetum angustifoliae* – zespół pałki wąskolistnej oraz *Typhetum latifoliae* – zespół pałki szerokolistnej. Lokalnie występowały także zbiorowiska roślin o liściach pływających – zespół *Nupharo-Nymphaetum albae* gdzie dominującym gatunkiem był grązel żółty *Nuphar lutea* (Fot. 5.3).



Fot. 5.3. Oczeret jeziorny *Schoenoplectus lacustris* i grążel żółty *Nuphar lutea*.

6. Struktura peryfitonu naroślinnego (opracowała dr Martyna Bąkowska-Hopcia)

Perifiton (=organizmy poroślowe) stanowią interesującą i stosunkowo słabo poznaną formację ekologiczną. Najczęściej są to organizmy osiadłe, występujące na różnych podłożach czy przedmiotach. Tę formację spotyka się we wszystkich typach ekosystemów wodnych, zarówno na podłożach biotycznych, jak i abiotycznych (Piesik i Wawrzyniak-Wydrowska, 2003). Mogą to być także elementy hydrotechniczne (zanurzone części statków, mostów itp.), odpady znajdujące się w wodzie (butelki, worki), konary drzew, muszle oraz przede wszystkim pędy hydromakrofitów (Pieczyńska, 1970; Wetzel, 1990, Piesik, 1992). Ze względu na odmienną klasyfikację organizmów żyjących na podłożach zanurzonych w toni wodnej wyróżnia się główne frakcje peryfitonu obejmujące formy roślinne, zwierzęce, bakterie i grzyby, a więc komponenty należą do wszystkich królestw świata ożywionego (Obolewski, 2009). W przypadku zwierząt można dokonać jeszcze podziału na formy małe <2mm (mikrozooperyfiton) oraz duże ≥ 2 mm (makrozooperyfiton). Komponentami peryfitonu są organizmy reprezentujące różne grupy systematyczne m.in. skorupiaki, nicienie, obleńce, widłonogi czy okrzemki, zielenice i sinice. Dzięki tak dużej różnorodności jakościowej i ilościowej formacja ta odgrywa ważną rolę w przemianach materii i obiegu energii w ekosystemach wodnych (Casartelli i Ferragut, 2015). Stanowi również istotny element, pozwalający zrozumieć dynamikę zmian, które w nich zachodzą, oraz umożliwia prognozowanie możliwych zmian ewolucyjnych (Smith, 1974; Jeppsen i in., 1994, Zalewski, 2000; Telesh, 2004; Obolewski i Bąkowska, 2017).

W przebadanych próbkach zidentyfikowano łącznie 21 taksonów fauny poroślowej, wśród których najliczniejszą grupę wśród fitoperyfitonu stanowiły: okrzemki (Bacillariophyta); mikrozooperyfitonu: osiadłe orzęski z podklasy Peritricha; organizmy poroślowe o większych rozmiarach (makrozooperyfiton) zdominowane były przez larwy Diptera. Największą liczbę przedstawicieli peryfitonu odnotowano w maju (19 taksonów), natomiast najmniejszą w lipcu (15 taksonów), (tabela 6.1).

Tabela 6.1. Zagęszczenie poszczególnych frakcji peryfitonu: fitoperyfitonu (mln kom. m⁻²), mikrozooperyfitonu (tys. osobn. m⁻²) i makrozooperyfitonu (osobn. m⁻²) na podłożu utworzonym z pędów *P. australis*

Jezioro Lubowidzkie		maj						lipiec						wrzesień						całość
		stanowiska						stanowiska						stanowiska						
		1	2	3	4	5	średnia	1	2	3	4	5	średnia	1	2	3	4	5	średnia	
Mikrozooperyfyt (tys. osobn.m ⁻²)																				
Protista	Ciliata- libera	0,00	0,00	0,00	1,44	1,92	0,67	0,00	0,66	0,00	0,08	0,38	0,22	0,18	0,67	0,15	0,28	0,00	0,26	0,38
	Peritricha*	1,52	0,00	2,20	2,20	12,56	3,70	1,64	1,86	1,26	0,60	0,22	1,12	0,00	2,35	3,48	0,41	2,99	1,85	2,22
	Testacea	0,45	0,22	1,50	0,00	0,00	0,43	1,15	0,00	0,00	0,15	0,00	0,26	0,18	0,67	0,00	0,14	0,00	0,20	0,30
Rotifera (całość)		1,06	1,07	1,70	1,44	1,03	1,26	1,15	1,09	1,07	2,40	4,30	2,00	2,03	0,89	1,67	1,94	3,40	1,99	1,75
Nematoda (całość)		3,18	3,87	0,50	9,52	1,53	3,72	1,15	1,64	0,39	0,98	2,20	1,27	0,55	0,89	1,36	2,00	2,10	1,38	2,12
Oligochaeta	<i>Chaetogaster</i> sp.	0,61	1,07	0,18	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13
	<i>Nais</i> sp.	2,58	1,07	6,20	0,78	0,13	2,15	0,00	0,00	0,00	0,00	1,03	0,21	0,00	0,00	0,00	0,69	0,29	0,20	0,85
Tardigrada		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Copepoda	Cyclopoida	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,03
	Harpacticoida	1,66	2,15	2,20	0,78	0,13	1,38	0,00	0,22	0,00	0,08	0,23	0,11	0,37	0,00	0,38	0,14	0,09	0,20	0,56
	nauplius	0,45	0,00	0,00	0,00	0,13	0,12	0,00	0,32	0,19	0,15	0,30	0,19	0,00	0,33	0,00	0,07	0,30	0,14	0,15
Cladocera	<i>Bosmina</i> sp.	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,02	0,55	0,67	0,23	0,07	0,00	0,30	0,12
	<i>Chydorus sphaericus</i>	0,00	0,22	0,90	0,22	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,07	0,11
	<i>Daphnia</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Arachnidae		0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Makrozooperyfyt (osobn.m ⁻²)																				
Cnidaria (<i>Coldylophora caspia</i>)*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hirudinea		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,90	1,18	0,39
Crustacea	<i>Gammarus</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Asellus aquaticus</i>	0,00	0,00	0,00	3,30	0,00	0,66	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
Insecta	Diptera (Chironomidae)	4,55	0,00	0,00	33,20	0,00	7,55	0,00	19,7	0,0	18,02	31,81	13,91	0,00	0,00	0,00	12,45	35,92	9,67	10,38
	Trichoptera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Plecoptera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gastropoda		0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Fitoperyfyt (mln kom.m ⁻²)																				
Cyanobacteria		1,13	0,43	0,50	0,13	2,31	0,90	0,42	1,28	2,27	1,80	1,80	1,51	3,25	0,23	2,92	2,30	3,30	2,40	1,60
Chlorophyta		0,41	0,09	0,80	0,52	3,72	1,11	0,97	0,83	0,49	0,34	0,48	0,62	1,60	0,06	1,02	0,56	0,81	0,81	0,85
Bacillariophyta		9,39	0,15	4,60	7,36	9,84	6,27	61,54	49,04	73,75	40,45	48,69	54,69	70,25	9,27	33,55	12,72	39,22	33,00	31,32

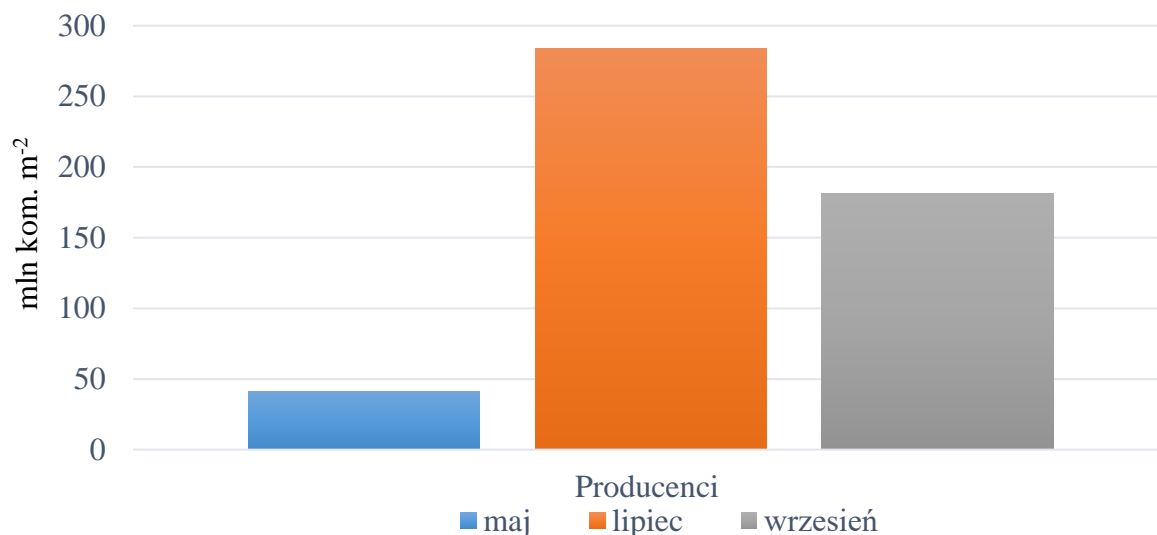
Głony poroślowe (fitoperyfion)

W badanym zbiorniku trzcina pospolita porastana była masowo przez glony peryfionowe, których zagęszczenie wynosiło 506,6 mln kom.m⁻² (Tab. 6.2).

Tabela 6.2 Zagęszczenie poszczególnych funkcjonalnych grup troficznych (producenci w mln kom m⁻², a pozostałe gildie w osobn. m⁻²) na podłożu utworzonym z pędów *P. australis* w badanych jeziorze Lubowidzkim.

Gildie troficzne	Jezioro Lubowidzkie						
	maj		lipiec		wrzesień		suma
	suma	średnia	suma	średnia	suma	średnia	
Producenci	41,38	2,76	284,15	18,94	181,06	12,07	506,59
Zbieracze	2,21	0,22	1,37	0,14	1,04	0,10	4,62
Sedymentatory	24,78	2,48	15,59	1,56	19,16	1,92	59,53
Filtratory	1,45	0,10	0,11	0,01	1,87	0,12	3,43
Drapieżniki	2,08	0,10	0,09	0,00	5,90	0,30	8,07
Inne organizmy	43,65	0,73	11,36	0,28	12,72	0,34	67,73

Największe zagęszczenie fitoperyfitonu odnotowano w lipcu ($\sim 284,15$ mln kom. m^{-2}), przy czym najniższą obfitością fitoperyfitonu charakteryzował się miesiąc maj ($\sim 41,4$ mln kom. m^{-2}), (ryc. 6.1).



Ryc. 6.1 Zagęszczenie fitoperyfitonu (mln kom. m^{-2}) na podłożu utworzonym z pędów *P. australis* w jeziorze Lubowidzkim.

Wśród producentów w badanym jeziorze dominującą rolę odgrywały okrzemki ($\bar{x} = 31,32$ mln kom. m^{-2}). Okrzemkom towarzyszyły sinice których średnie zagęszczenie wynosiło $\bar{x} = 1,6$ mln kom. m^{-2} , (tabela 6.1). Najmniejszy udział wśród producentów w jeziorze Lubowidzkim osiągnęły zielenice, których średnie zagęszczenie w jeziorze wyniosło 0,8 mln kom. m^{-2} . Najwyższą wartość wskaźnika dominacji (D) we wszystkich badanych miesiącach osiągnęły Bacillariophyta, które były eudominantami w badanym zbiorniku. Sinice w miesiącu maju były eudominantami, natomiast w lipcu recedentami, we wrześniu zostały zaliczone do grupy dominantów. Wartość wskaźnika dominacji u zielenic wynosił w maju 13,4% (eudominanci), 1,1% (recedenci) w miesiącu lipcu, natomiast we wrześniu zielenice zostały zaklasyfikowane do grupy subdominantów (2,2%). Wszystkie zidentyfikowane grupy glonów poroślowych były absolutnie stałymi mieszkańcami podłoża trzciniowego oraz odgrywały ważną rolę w funkcjonowaniu badanej formacji (Q), (tabela 6.3).

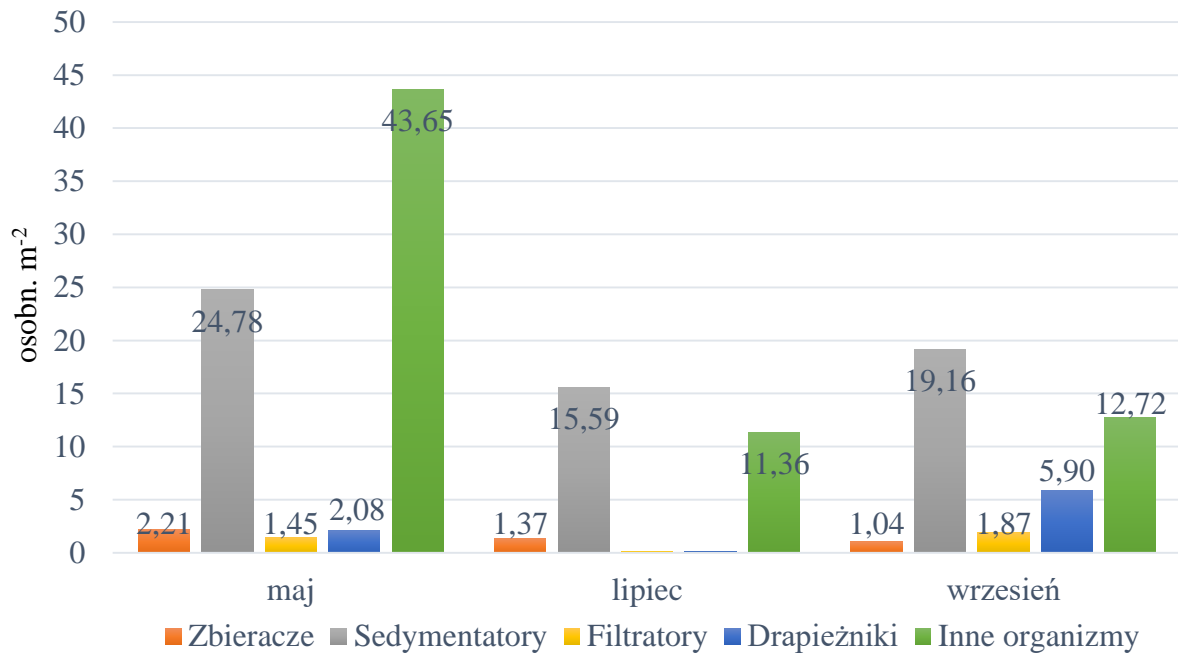
Tabela 6.3. Wartości wskaźnika dominacji (D,%); frekwencji (F,%) oraz wskaźnika znaczenia ekologicznego (Q,%) poszczególnych frakcji peryfitonu zasiedlającego trzcinę *P. australis*

Jezioro Lubowidzkie		maj						lipiec						wrzesień						
		D	klasy dominacji	F	skala frekwencji	Q	klasy wskaźnika ekologicznego	D	klasy dominacji	F	skala frekwencji	Q	klasy wskaźnika ekologicznego	D	klasy dominacji	F	skala frekwencji	Q	klasy wskaźnika ekologicznego	
Mikrozooperyfiton (tys. osobn.m ⁻³)																				
Protista	Ciliata- libera	4,74	subdominanci	40,00	akcesoryczne	13,77	średni	4,12	subdominanci	60,00	stale	15,72	wysoki	3,85	recedenci	80,00	absolutnie stale	17,55	średni	
	Peritricha*	26,09	eudominanci	80,00	absolutnie stale	45,69	bardzo wysoki	20,61	eudominanci	100,00	absolutnie stale	45,39	bardzo wysoki	27,78	dominanci	80,00	absolutnie stale	47,14	wysoki	
	Testacea	3,06	subdominanci	60,00	stale	13,56	średni	4,80	subdominanci	40,00	akcesoryczne	13,86	średni	2,98	recedenci	60,00	stale	13,37	niski	
Rotifera (całość)		8,89	dominanci	100,00	absolutnie stale	29,82	wysoki	36,96	eudominanci	100,00	absolutnie stale	60,80	bardzo wysoki	29,88	dominanci	100,00	absolutnie stale	54,67	bardzo wysoki	
Nematoda (całość)		26,26	eudominanci	100,00	absolutnie stale	51,24	bardzo wysoki	23,49	eudominanci	100,00	absolutnie stale	48,46	bardzo wysoki	20,76	dominanci	100,00	absolutnie stale	45,57	wysoki	
Oligochaeta	Chaetogaster sp.	2,63	recedenci	60,00	stale	12,55	średni	0,33	recedenci	20,00	przypadkowe	2,58	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	
		Nais sp.	15,19	eudominanci	100,00	absolutnie stale	38,98	bardzo wysoki	3,80	subdominanci	20,00	przypadkowe	8,72	niski	2,95	subdominanci	40,00	akcesoryczne	10,86	bardzo wysoki
Tardigrada		0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	
		Cyclopoida	0,18	recedenci	20,00	przypadkowe	1,92	bardzo niski	0,00	/	0,00	/	0,00	bardzo niski	1,11	recedenci	20,00	przypadkowe	4,72	bardzo niski
		Harpacticoida	9,77	dominanci	100,00	absolutnie stale	31,26	bardzo wysoki	1,94	recedenci	60,00	stale	10,79	średni	2,95	recedenci	80,00	absolutnie stale	15,36	niski
		nauplius	0,82	recedenci	40,00	akcesoryczne	5,72	niski	3,55	subdominanci	80,00	absolutnie stale	16,84	wysoki	2,11	recedenci	60,00	stale	11,24	niski
		Bosminia sp.	0,16	recedenci	20,00	przypadkowe	1,76	bardzo niski	0,41	recedenci	20,00	przypadkowe	2,85	bardzo niski	4,57	recedenci	80,00	absolutnie stale	19,13	średni
Cladocera	Chydorus sphaericus	1,89	recedenci	60,00	stale	10,65	średni	0,00	/	0,00	/	0,00	/	1,05	recedenci	20,00	akcesoryczne	4,59	bardzo niski	
		Daphnia sp.	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski
Arachnidae		0,31	recedenci	20,00	przypadkowe	2,49	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	
Makrozooperyfiton (osobn.m ⁻³)																				
Cnidaria (Codylophora caspia)*		0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	
Hirudinea		0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	10,87	eudominanci	20,00	przypadkowe	14,75	średni	
Crustacea	Gammarus sp.	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	
		Asellus aquaticus	8,01	dominanci	20,00	przypadkowe	12,66	średni	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski
		Diptera (Chironomidae)	91,68	eudominanci	40,00	akcesoryczne	60,56	bardzo wysoki	100,00	eudominanci	60,00	stale	77,46	bardzo wysoki	89,13	eudominanci	40,00	akcesoryczne	59,71	bardzo wysoki
		Trichoptera	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski
		Plecoptera	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski
Gastropoda		0,31	recedenci	20,00	przypadkowe	2,49	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	0,00	/	0,00	przypadkowe	0,00	bardzo niski	
Fitoperyfiton (mln kom.m ⁻³)																				
Cyanobacteria		10,87	dominanci	100,00	absolutnie stale	32,98	bardzo wysoki	2,66	recedenci	100,00	absolutnie stale	16,32	wysoki	6,63	dominanci	100,00	absolutnie stale	25,74	wysoki	
Chlorophyta		13,39	eudominanci	100,00	absolutnie stale	36,59	bardzo wysoki	1,09	recedenci	100,00	absolutnie stale	10,46	średni	2,24	subdominanci	100,00	absolutnie stale	14,96	średni	
Bacillariophyta		75,74	eudominanci	100,00	absolutnie stale	87,03	bardzo wysoki	96,24	eudominanci	100,00	absolutnie stale	98,10	bardzo wysoki	91,14	eudominanci	100,00	absolutnie stale	95,46	bardzo wysoki	

Konsumenci

o Drapieżniki

W jeziorze Lubowidzkim drapieżniki były reprezentowane przez Oligochaeta (*Chaetogaster* sp.), Arachnida (Hydrachnidia), Hydrozoa (*C. caspia*) oraz Hirudinea. Średnie zagęszczenie tej gildii w jeziorze wynosiło 8,07 tys. osobn. m⁻². Najliczniej występowały one na podłożu trzcinowym we wrześniu, a sporadycznie w lipcu (tabela 6.2).



Ryc. 6.2. Zagęszczenie konsumentów (osobn. m⁻²) na podłożu utworzonym z pędów *P. australis* w jeziorze Lubowidzkim.

Najliczniejszym taksonem drapieżników w badanym zbiorniku były Hirudinea, którego łączne zagęszczenie wynosiło 5,9 tys. osobn. m⁻² oraz *Chaetogaster* sp. o zagęszczeniu wynoszącym 1,95 tys. osobn. m⁻². Hirudinea występowały tylko w miesiącu wrześniu na stanowisku nr 5, (tabela 6.1). Stanowiły one grupę edominantów, przypadkowo zasiedlających pędy trzciny w jeziorze. Nie odgrywały też one znaczącej roli w funkcjonowaniu zgrupowania organizmów poroślowych w jeziorach.

Chaetogaster sp. najobficiej występował w maju, natomiast we wrześniu nie odnotowano jego występowania. Organizmy te stanowiły grupę recedentów, w miesiącu maj stale zasiedlających pędy trzciny jeziora, natomiast w lipcu były przypadkowymi mieszkańcami zbiornika wodnego. Organizmy te nie odgrywały znaczącej roli w funkcjonowaniu zgrupowania organizmów poroślowych w jeziorze.

o Zbieracze

Zbieracze w jeziorze Lubowidzkim reprezentowane były przez Testacea oraz Chironomidae larvae. W badanym zbiorniku najliczniej występowały w maju, natomiast najmniej licznie zostały odnotowane we wrześniu (ryc. 6.2). Zagęszczenie ameb oskorupionych wynosiło 4,46 tys. osob. m⁻² (tabela 6.1). Stanowiły one grupę subdominantów w maju oraz lipcu, natomiast we wrześniu zostały zaliczone do grupy recedentów wśród mikrozooperyfitonu. Frekwencja tego taksonu w maju oraz wrześniu pozwoliła zaklasyfikować je do grupy organizmów stałych, natomiast w lipcu do organizmów akcesorycznych (tabela 6.3). Ponadto Testacea nie wpływały one w istotny sposób na funkcjonowanie zooperyfitonu w jeziorze Lubowidzkim.

Zagęszczenie larw Chironomidae w jeziorach przybrzeżnych wynosiło 155,6 osob. m⁻², (tabela 6.1). Ich udział procentowy pozwolił sklasyfikować je do grupy eudominantów we wszystkich badanych miesiącach w makrozooperyfitonie, podczas gdy wskaźnik stałości występowania pozwolił zaliczyć larwy muchówek do organizmów akcesorycznych w maju oraz wrześniu, natomiast w miesiącu lipcu były one stałymi mieszkańcami podłoża trzcinowego (tabela 6.3). Larwy Chironomidae pełnią kluczową rolę wśród dużych zwierząt poroślowych w funkcjonowaniu peryfitonu trzcinowego jeziorze Lubowidzkim.

o Sedymentatory

Niewielkie sedymentatory reprezentowane były przez przedstawicieli Protista (Peritricha) i Rotifera. Łączne zagęszczenie tej gildii w badanym jeziorze wynosiło 59,5 tys. osob. m⁻² (tabela 6.2). Najliczniej występowały na podłożu trzcinowym w miesiącu maju, a najmniej odnotowano ich w miesiącu lipcu (ryc. 6.2). Pod względem zagęszczenia dominującym taksonem w badanej gildii wśród zooperyfitonu jeziora Lubowidzkiego okazały się być Peritricha, zamieszkujące masowo trzcinę pospolitą. Zagęszczenie Peritricha wynosiło 33,29 tys. osob. m⁻², ich udział wśród całego mikrozooperyfitonu w jeziorze w miesiącu maju oraz lipcu pozwolił zaklasyfikować je do grupy eudominantów, natomiast we wrześniu zostały zaliczone do grupy dominantów. Były one absolutnie stałym komponentem peryfitonu w jeziorze oraz pełniły kluczową rolę w funkcjonowaniu peryfitonu trzcinowego w badanym jeziorze (tabela 6.3).

Rotifera podobnie jak Peritricha były charakterystycznymi, stałymi mieszkańcami zespołu poroślowego zasiedlającego pędy trzciny w badanym zbiorniku.

Średnie zagęszczenie w jeziorze wynosiło 26,2 tys. osob. m⁻². Należały one do grupy eudominantów w miesiącu lipcu oraz do grupy dominantów w maju oraz we wrześniu, stanowiących absolutnie stały składnik peryfitonu w jeziorze Lubowidzkim.

Wartość wskaźników znaczenia ekologicznego dla Rotifera był bardzo wysoki, co wskazuje na ich kluczowe znaczenie w zooperyfitonie jezior (tabela 6.3).

o Filtratory

Na pędach trzciny pospolitej w badanym zbiorniku stwierdzono obecność nadrzędu wioślarki (Cladocera), wśród których zaobserwowano występowanie *Bosmina* sp., *Ch. sphaericus*. Łączne zagęszczenie filtratorów wynosiło 3,4 tys. osob. m², (tabela 6.1). najobficiej we wrześniu (ryc. 6.2).

Największe zagęszczenie wśród filtratorów w jeziorze uzyskała *Bosmina* sp., której średnie zagęszczenie wynosiło 1,74 tys. osob. m⁻² (tabela 6.1), co pozwoliło zaliczyć je do grupy recedentów. Frekwencja pozwoliła zaliczyć te organizmy do grupy przypadkowo występujących na trzcinie w miesiącach maj oraz lipiec, natomiast we wrześniu były one absolutnie stałym składnikiem zooperyfitonu w jeziorze Lubowidzkim. Wartość wskaźnika ekologicznego dla *Bosmina* sp. była bardzo niska w maju oraz w lipcu natomiast we wrześniu wynosiła 19% (średni), (tabela 6.3).

Ch. sphaericus (1,69 tys. osob. m⁻²) stanowił niecałe <2% całego mikrozooperyfitonu (recedenci) w badanym zbiorniku wodnym. Frekwencja pozwoliła zaliczyć te organizmy do grupy stałych w miesiącu maj oraz do przypadkowo występujących na trzcinie we wrześniu. Wskaźnik znaczenia ekologicznego w maju wynosił niecałe 11% natomiast we wrześniu <5%. W lipcu nie odnotowano występowania *Ch. sphaericus* (tabela 6.3).

o Inne

Wśród taksonów poroślowych w badanym jeziorze Lubowidzkim pobierających pokarm w odmienne sposoby stwierdzono obecność: Ciliata-libera, Nematoda, Copepoda (Cyclopoida, Harpacticoida i larwy nauplii), Oligochaeta (*Nais* sp.), Gastropoda. Największe ich ilości obserwowano w maju, a najmniejsze lipcu (ryc. 6.2).

Największe zagęszczenie w tej gildii troficznej osiągnęły Nematoda, których łączne zagęszczenie wynosiło niecałe 32 tys. osob. m⁻². Udział tego taksonu wśród całego mikrozooperyfitonu pozwolił zaklasyfikować te organizmy do grupy eudominantów w miesiącu maju oraz lipcu, natomiast we wrześniu nicienie zostały zaklasyfikowane do grupy dominantów. Nematoda były absolutnie stałymi komponentami peryfitonu (100%), a ich wskaźnik znaczenia ekologicznego był bardzo wysoki (tabela 6.3).

Łączne zagęszczenie Ciliata-libera wynosiło 5,76 tys. osob. m⁻². Ich udział procentowy pozwolił sklasyfikować je do grupy subdominantów (maj, lipiec) oraz do grupy recedentów w miesiącu wrześniu.

Frekwencja wolno żyjących orzęsek w maju wynosiła 40%, w miesiącu lipcu 60%, natomiast we wrześniu organizmy te były absolutnie stałymi mieszkańcami podłoża trzcinowego w jeziorze Lubowidzkim.

Wskaźnik znaczenia ekologicznego w badanym zbiorniku był wysoki w miesiącu lipcu, natomiast we wrześniu oraz maju wyniósł <18% (średni), (tabela 6.3).

Spośród widłonogów największe zagęszczenie osiągnęły larwy nauplii (12,8 tys. osob. m⁻²), a najmniejsze Cyclopoida (0,5 tys. osob. m⁻²), (tabela 6.1). Udział procentowy widłonogów w maju oraz wrześniu był niewielki (recedenci). Jedynie Harpacticoida w miesiącu maj zostały zaliczone do grupy dominantów. W lipcu larwy nauplii okazały się być absolutnie stałymi mieszkańcami podłoża trzcinowego, podczas gdy nie odnotowano obecności w tym miesiącu Cyclopoida. Częstość występowania pozwoliła zaliczyć Cyclopoida do organizmów przypadkowo występujących na trzcinie w miesiącu maju oraz wrześniu. Harpacticoida zostały zaliczone do absolutnie stałych mieszkańców w maju oraz do grupy recedentów w lipcu oraz we wrześniu. Rola ekologiczna Copepoda w funkcjonowaniu zooperyfitonu trzcinowego w jeziorze Lubowidzkim była niewielka.

W jeziorze Lubowidzkim zagęszczenie *Nais* sp. wynosiło około 13 osob. m⁻², (tabela 6.1). Udział tego taksonu wśród całego mikrozooperyfitonu pozwolił zaklasyfikować te organizmy do grupy eudominantów w miesiącu maju, natomiast w lipcu oraz wrześniu organizmy te zostały zaklasyfikowane do grupy subdominantów.

W miesiącu maj częstość występowania *Nais* sp. pozwoliła zaklasyfikować te organizmy do absolutnie stałych, w lipcu do przypadkowo występujących na trzcinie, a we wrześniu do grupy organizmów akcesorycznych.

Wskaźnik znaczenia ekologicznego był bardzo wysoki w maju oraz wrześniu, natomiast w lipcu wyniósł niecałe 9%, (tabela 6.3).

W jeziorze Lubowidzkim wśród taksonów poroślowych stwierdzono obecność pojedynczych przedstawicieli Gastropoda, które nie miały istotnego znaczenia dla funkcjonowania zbiorowiska organizmów poroślowych.

7. Struktura fitoplanktonu wraz z określeniem wielkości i typu zakwitów wody (opracowała dr hab. Ewa Dembowska, prof. uczelni)

W okresie od kwietnia do października 2023 roku opracowano 27 prób jakościowych i ilościowych fitoplanktonu. W zbiorowisku fitoplanktonu zidentyfikowano łącznie 71 taksonów glonów. Wśród wyróżnionych grup taksonomicznych znalazły się: Cyanobacteria, Bacillariophyceae, Chlorophyta, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Euglenophyta i Dinophyceae. Największą liczbę taksonów odnotowano wśród okrzemek (35), zielenic (14) i sinic (12). Pozostałych grupy taksonomiczne glonów planktonowych reprezentowane były przez kilka taksonów (1-3).

Lista gatunków fitoplanktonu Jeziora Lubowidzkiego:

Cyanobacteriota - Cyanophyceae (sinice)

1. *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault
2. *Aphanocapsa delicatissima* West & G.S.West
3. *Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek
4. *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen
5. *Dolichospermum sp. div.*
6. *Dolichospermum planctonicum* (Brunnthaler) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek
7. *Gloeotrichia echinulata* P.G.Richter
8. *Oscillatoria sp.*
9. *Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg
10. *Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann) Komárek
11. *Pseudanabaena mucicola* (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe
12. *Woronichinia compacta* (Lemmermann) Komárek & Hindák

Cryptista - Cryptophyceae (kryptofity)

1. *Cryptomonas erosa* Ehrenberg
2. *Cryptomonas marssonii* Skuja
3. *Plagioselmis nannoplanctica* (Skuja) G.Novarino, I.A.N.Lucas & Morrall

Dinoflagellata - Dinophyceae (bruzdnice)

1. *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans

2. *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller) Dujardin
3. *Peridinium cinctum* (O.F.Müller) Ehrenberg

Heterokontophyta - Chrysophyceae (złotowiciowce)

1. *Dinobryon divergens* O.E.Imhof
2. *Mallomonas* sp.

Heterokontophyta - Bacillariophyceae (okrzemki)

1. *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki
2. *Amphora copulata* (Kützing) Schoeman & R.E.M.Archibald
3. *Amphora inariensis* Krammer
4. *Asterionella formosa* Hassall
5. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen
6. *Aulacoseira islandica* (O.Müller) Simonsen
7. *Brebissonia lanceolata* (C.Agardh) R.K.Mahoney & Reimer
8. *Cocconeis pediculus* Ehrenberg
9. *Cocconeis placentula* Ehrenberg
10. *Cyclostephanos dubius* (Hustedt) Round
11. *Cyclotella planctonica* Brunnthaler
12. *Cymbella helvetica* Kützing
13. *Diatoma tenue* C.Agardh
14. *Epithemia adnata* (Kützing) Brébisson
15. *Epithemia gibba* (Ehrenberg) Kützing
16. *Epithemia sorex* Kützing
17. *Fragilaria vaucheriae* (Kützing) J.B.Petersen
18. *Gomphonema acuminatum* Ehrenberg
19. *Gomphonema truncatum* Ehrenberg
20. *Lindavia comta* (Kützing) T.Nakov & al.
21. *Melosira varians* C.Agardh
22. *Navicula reinhardtii* (Grunow) Grunow
23. *Nitzschia acicularis* (Kützing) W.Smith
24. *Nitzschia amphibia* Grunow
25. *Nitzschia dissipata* (Kützing) Rabenhorst
26. *Pantocsekiella ocellata* (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács

27. *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenberg
28. *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) D.M.Williams & Round
29. *Rhoicosphenia abbreviata* (C.Agardh) Lange-Bertalot
30. *Staurosira binodis* (Ehrenberg) Lange-Bertalot
31. *Staurosira construens* Ehrenberg
32. *Stephanocyclus meneghinianus* (Kützing) Kulikovskiy, Genkal & Kociolek
33. *Stephanodiscus alpinus* Hustedt
34. *Surirella librile* (Ehrenberg) Ehrenberg
35. *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal

Euglenophyta (eugleniny)

1. *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg

Chlorophyta (zielenice)

1. *Chlamydomonas* sp. div.
2. *Coelastrum microporum* Nägeli
3. *Desmodesmus communis* (E.Hegewald) E.Hegewald
4. *Desmodesmus denticulatus* (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald
5. *Eudorina elegans* Ehrenberg
6. *Fusola viridis* J.W.Snow
7. *Oocystis borgei* J.W.Snow
8. *Oocystis lacustris* Chodat
9. *Oocystis parva* West & G.S.West
10. *Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory
11. *Phacotus lenticularis* (Ehrenberg) Diesing
12. *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E.Hegewald
13. *Scenedesmus obtusus* Meyen
14. *Volvox aureus* Ehrenberg

Charophyta - Zygnematophyceae (sprężniece)

1. *Closterium* sp.

Liczba gatunków zidentyfikowanych na poszczególnych stanowiskach była zbliżona (od 46 do 59), najbogatsze okazało się stanowisko 3. zlokalizowane w okolicy Głębozka (tabela 7.1).

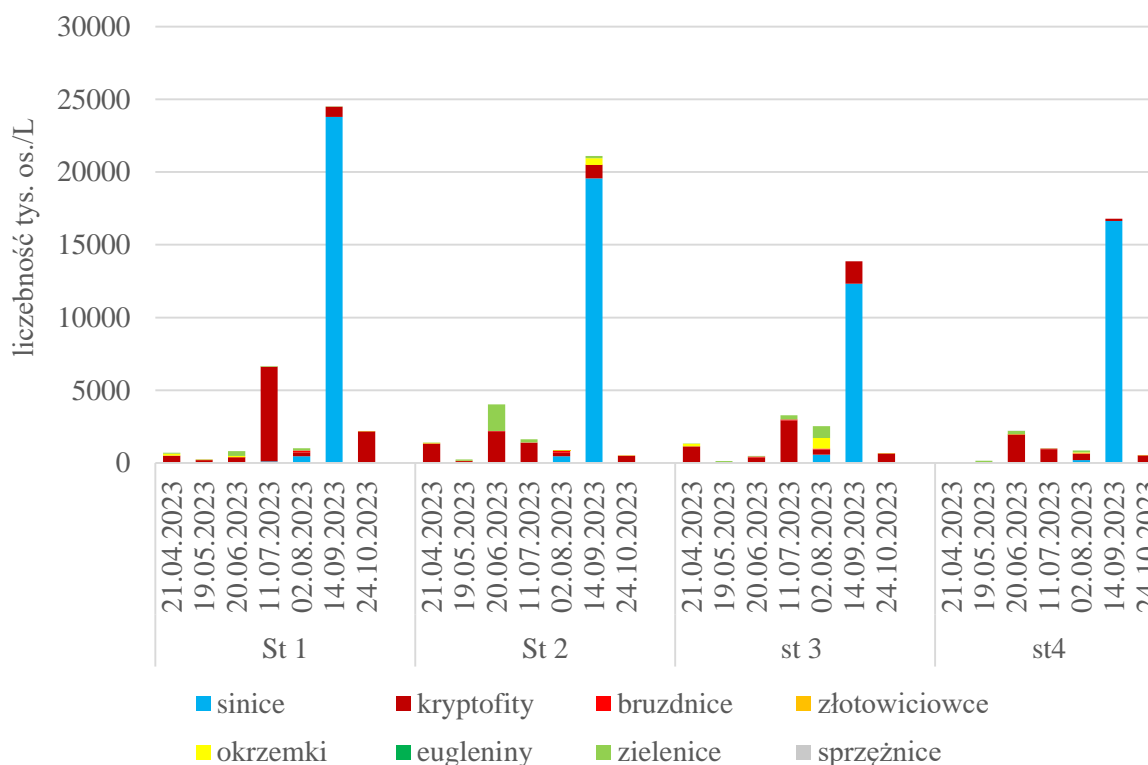
Tabela 7.1. Liczba gatunków fitoplanktonu Jeziora Lubowidzkiego w sezonie 2023

liczba gatunków	st.1	st.2	st.3	st.4	łącznie
sinice	5	4	5	5	12
kryptofity	3	3	3	3	3
bruzdnice	3	3	3	3	3
złotowiciowce	0	0	2	1	2
okrzemki	23	22	30	25	35
eugleniny	0	0	1	1	1
zielenice	12	14	14	11	14
sprzężnice	0	0	1	1	1
Łączna liczba gatunków	46	46	59	50	71

Średnia liczebność fitoplanktonu jeziora Lubowidzkiego (tabela 7.2) wynosiła 3,920 mln. os./L. Sinice stanowiły 68% całkowitej liczebności fitoplanktonu, drugie w kolejności były kryptofity z 26% udziałem. Pozostałe grupy fitoplanktonu stanowiły kilka procent w liczebności całkowitej. Największą liczebność zanotowano na st.1 (w okolicy dopływu), gdzie średnia liczebność wynosiła 5,159 mln. os./L a najmniejszą na st. 4 (w okolicy odpływu) 3,082 mln. os./L. W liczebności fitoplanktonu dominowały gatunki nitkowatych sinic (ryc. 7.1) *Planktolyngbya limnetica* i *Aphanizomenon flos-aquae* oraz gatunki o niewielkich rozmiarach należące do kryptofitów: *Plagioselmis nannoplantica*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii*.

Tabela 7.2. Liczebność fitoplanktonu (10^3 os./L) jeziora Lubowidzkiego w sezonie wegetacyjnym 2023

	st.1	st.2	st.3	st.4	średnia	% liczebności
sinice	3482	2877	1855	2414	2657	68
kryptofity	1535	950	993	567	1011	26
bruzdnice	19	25	28	9	20	1
złotowiciowce	0	2	0	0	0	0
okrzemki	35	73	135	18	65	2
eugleniny	0	0	1	0	0	0
zielenice	86	330	171	72	165	4
sprzężnice	2	0	0	2	1	0
Liczebność całkowita	5159	4255	3183	3082	3920	



Ryc. 7.1. Zmiany sezonowe liczebności fitoplanktonu Jeziora Lubowidzkiego w 2023 roku

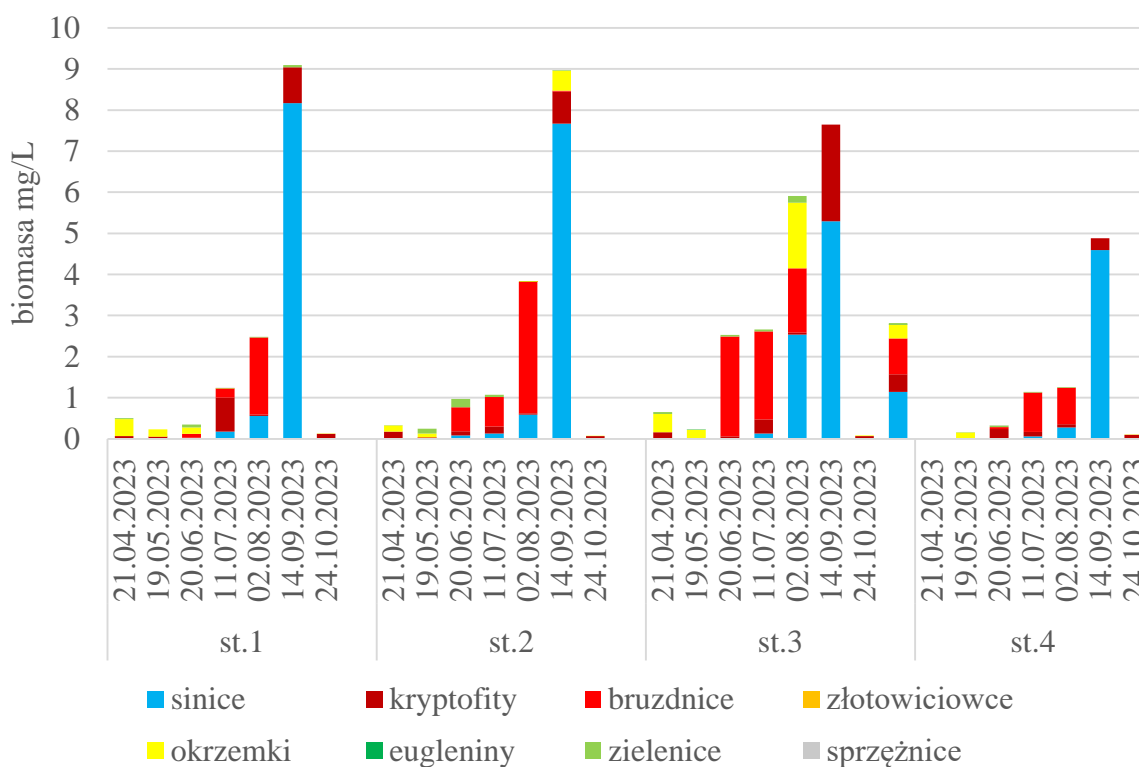
Średnia biomasa fitoplanktonu (Tabela 7.3) wynosiła 2,040 mg/L. Najniższą średnią biomasa (1,125 mg/L) zanotowano na stanowisku 4, najwyższą zaś w okolicy głęboczka, tj. na stanowisku 3 (2,816 mg/L).

Tabela 7.3. Biomasa fitoplanktonu (mg/L) Jeziora Lubowidzkiego w sezonie wegetacyjnym 2023

	st.1	st.2	st.3	st.4	średnia	% biomasy
sinice	1,271	1,210	1,141	0,705	1,082	53
kryptofity	0,286	0,194	0,429	0,115	0,256	13
bruzdnice	0,314	0,647	0,877	0,273	0,528	26
złotowiciowce	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0
okrzemki	0,108	0,104	0,324	0,021	0,139	7
eugleniny	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0
zielenice	0,024	0,057	0,044	0,011	0,034	2
sprzężnice	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001	0
Biomasa całkowita	2,005	2,212	2,816	1,125	2,040	

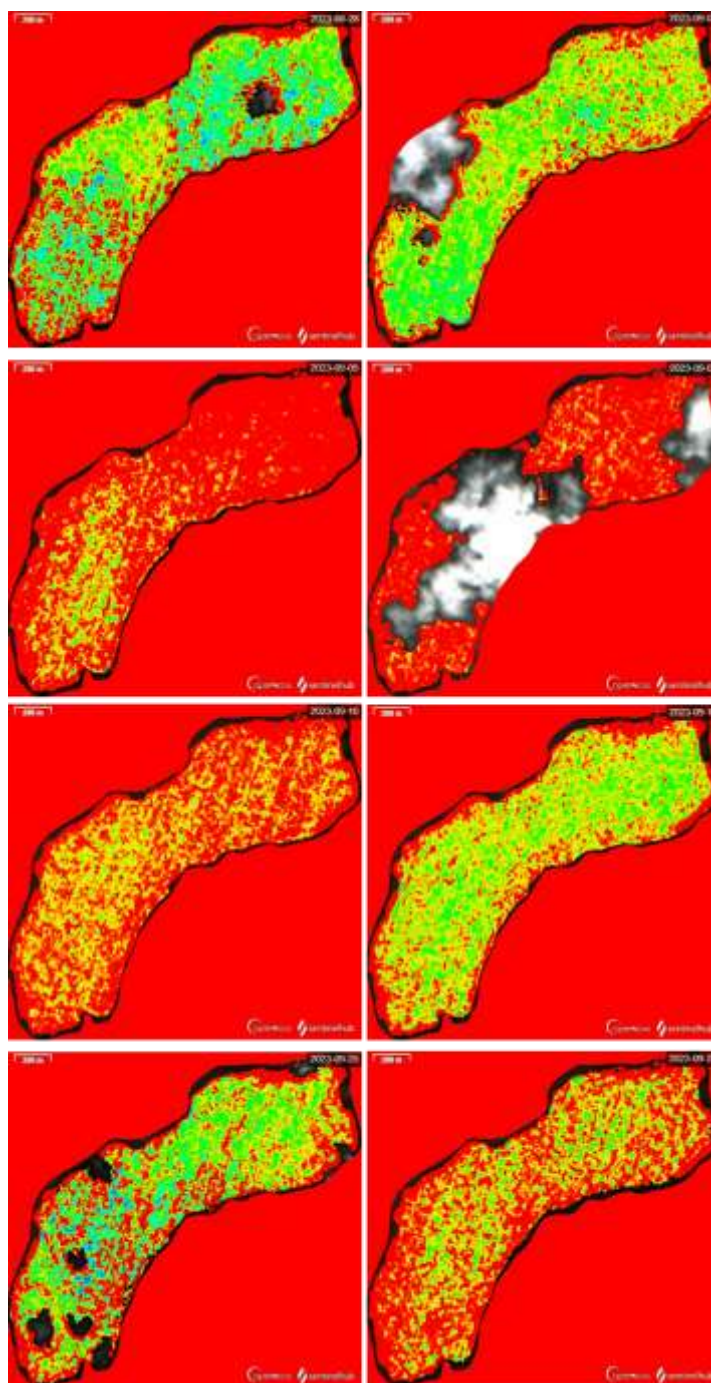
Głównymi producentami biomasy były sinice (Cyanobacteria), których średni udział w biomacie wynosił 53%. Należy jednak zaznaczyć, że tak wysoki udział w biomacie całkowitej

fitoplanktonu wynikał z wrześnieowego zakwitnięcia (ryc. 7.2) i zdecydowanej dominacji sinic (głównie gatunków nitkowatych: *Planktolyngbya limnetica* i *Aphanizomenon flos-aquae*). Najwyższy udział sinic w biomacie fitoplanktonu odnotowano we wrześniu na stanowisku 1 (w pobliżu dopływu), gdzie zanotowano biomase sinic w wysokości 8,169 mg/L. Drugą po sinicach istotną grupą fitoplanktonu odpowiedzialną za tworzenie biomasy były bruzdnice (Dinophyceae). Średni udział tej grupy w biomacie wynosił 26%. Jednak zdecydowana dominacja, głównie bardzo dużych przedstawicieli rodzaju *Ceratium*, tj. *Ceratium hirundinella* i *Ceratium furcoides* była notowana w okresie letnim. *Ceratium* na stanowisku 1 dominowały w sierpniu, stanowiąc 76% biomasy całkowitej. Na stanowisku 2 dominowały już w czerwcu, lipcu, a także w sierpniu, dając odpowiednio 60, 67 i 84% biomasy całkowitej fitoplanktonu. Bruzdnice na stanowisku 3 dominowały w czerwcu i lipcu, budując od 97 do 80% biomasy. Na stanowisku 4 ponownie odnotowano najwyższy udział *Ceratium* w lipcu i sierpniu (odpowiednio 84 i 71% biomasy całkowitej). Jednak na tym stanowisku biomasa bruzdnic była najniższa i nie przekraczała 1mg/L. Wiosną na wszystkich stanowiskach dominowały planktonowe okrzemki Centricae (głównie *Cyclostephanos dubius* i *Pantocsekiella ocellata*). Jednak w całkowitej biomacie średniej okrzemki stanowiły zaledwie 7%.



Ryc. 7.2. Zmiany sezonowe biomasy fitoplanktonu Jeziora Lubowidzkiego w 2023 roku

W fitoplanktonie w okresie wiosny dominowały okrzemki, natomiast wczesnym latem bruzdnice. W tym okresie biomasa fitoplanktonu była bardzo niska, charakterystyczna dla czystych jezior mezotroficznych, ponieważ biomasa fitoplanktonu nie przekraczała 2,5 mg/L. Jednak w sierpniu nastąpił wyraźny wzrost biomasy, szczególnie widoczny na stanowiskach 1-3. W tym czasie nadal dominowały bruzdnice, ale na stanowisku 3 wyraźnie zaznaczył się zwiększony udział sinic (ryc. 7.3).



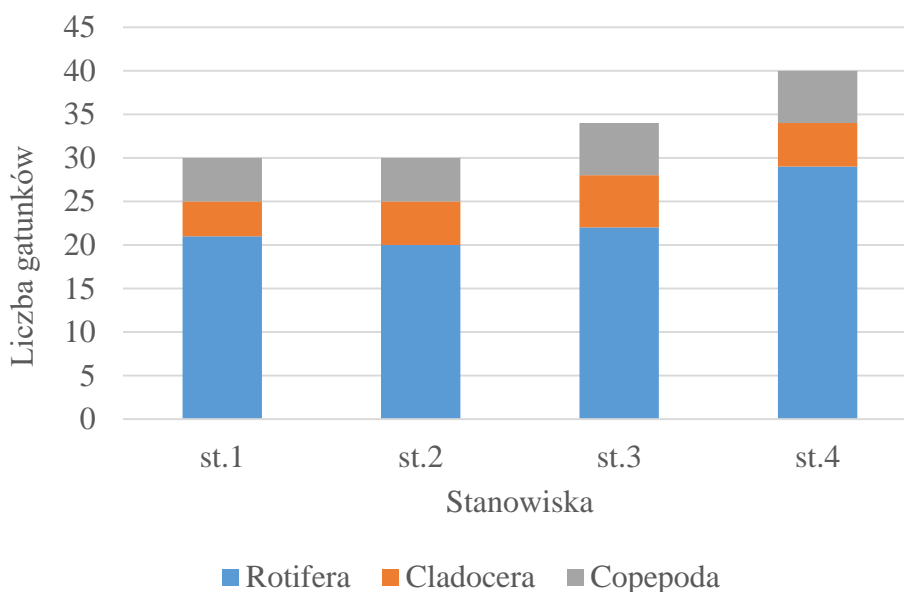
Ryc. 7.3. Zakwit fitoplanktonu obserwowany na przełomie sierpnia i września 2023 w jeziorze Lubowidzkim (zdjęcia satelitarne ESA Santinel 2). Kolor czerwony oznacza miejsca zakwitnięcia fitoplanktonu, czarne fragmenty pokrywa chmur.

Drastyczny wzrost biomasy był obserwowany we wrześniu, w tym czasie odnotowano wyraźny zakwit, a biomasa fitoplanktonu osiągnęła wartość średnią 7,647 mg/L. Stwierdzono także gradient biomasy, gdzie najwyższe wartości występowały przy dopływie i sukcesywnie zmniejszały się w kierunku odpływu. Zakwit tworzony był przez dwa gatunki sinic. Największą liczebnością i biomasą charakteryzowała się *Planktolyngbya limnetica* oraz *Aphanizomenon flos-aquae*. Niestety liczna obecność *Aphanizomenon flos-aquae* jest potencjalnym zagrożeniem, ponieważ ten gatunek należy do groźnych producentów neurotoksyn sinicowych.

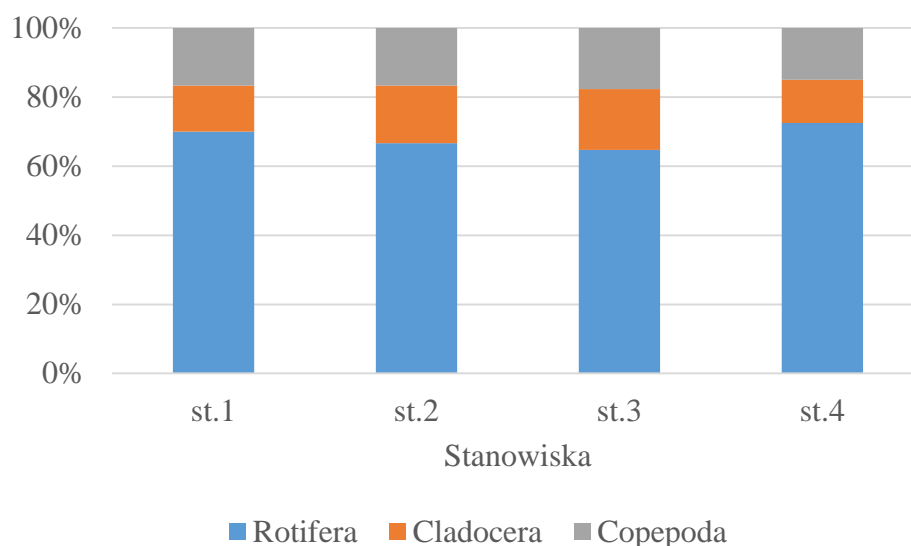
8. Struktura zooplanktonu (opracował: dr hab. Paweł Napiórkowski, prof. uczelni)

Zooplankton to drobne organizmy zwierzęce zamieszkujące strefę pelagiczną (strefę wód otwartych) jezior i wielu innych ekosystemów słodkowodnych. Stanowi on bardzo ważne ogniwo łańcucha troficznego w jeziorach. W sprzyjających warunkach może „kontrolować” zakwity glonów w tym sinic. Dodatkowo zooplankton jest podstawowym pokarmem dla narybku różnych gatunków ryb, jak również jest pokarmem dla ryb planktonożernych. Bardzo ważną cechą planktonu jest jego wrażliwość na zmiany w ekosystemach wodnych. Wpływ presji człowieka może powodować spadek liczby gatunków, różnorodności, zagęszczenia (liczebności) czy biomasy zooplanktonu. Szczególnie organizmy zooplanktonowe są wrażliwe na wzrost trofii w ekosystemach słodkowodnych (Ejsmont-Karabin i Illkowska 1994). Gwałtownie reagują zarówno wrotki (Rotifera) jak i zooplanktery skorupiakowe (Crustacea), czyli wioślarki (Cladocera) i widłonogi (Copepoda) (Ejsmont-Karabin 2012, Ejsmont Karabin i Karabin 2013)

Łącznie podczas badań jeziora oznaczono 47 gatunków zooplanktonu w tym 32 gatunki wrotków Rotifera (68%), 9 gatunków wioślarek Cladocera (19%) oraz 6 gatunków widłonogów Copepoda (13%). Najwięcej gatunków odnotowano na st. 4 (odpływ rzeki z jeziora) (40 gat.), a najmniej na st. 1 i 2 (w pobliżu dopływu Węgorzy i na początku rynny - 30 gat.), (ryc. 8.1). Na wszystkich badanych stanowiskach pod względem liczby gatunków dominowały wrotki od 62% (st.3) do 72% (st.4). Udział % wioślarek i widłonogów w liczbie gatunków na poszczególnych stanowiskach był podobny (ryc. 8.2).



Ryc. 8.1. Liczba gatunków zooplanktonu stwierdzona na poszczególnych stanowiskach w jeziorze Lubowidzkie.



Ryc. 8.2. Udział % poszczególnych grup zooplanktonu w liczbie gatunków na stanowiskach w jeziorze Lubowidzkim.

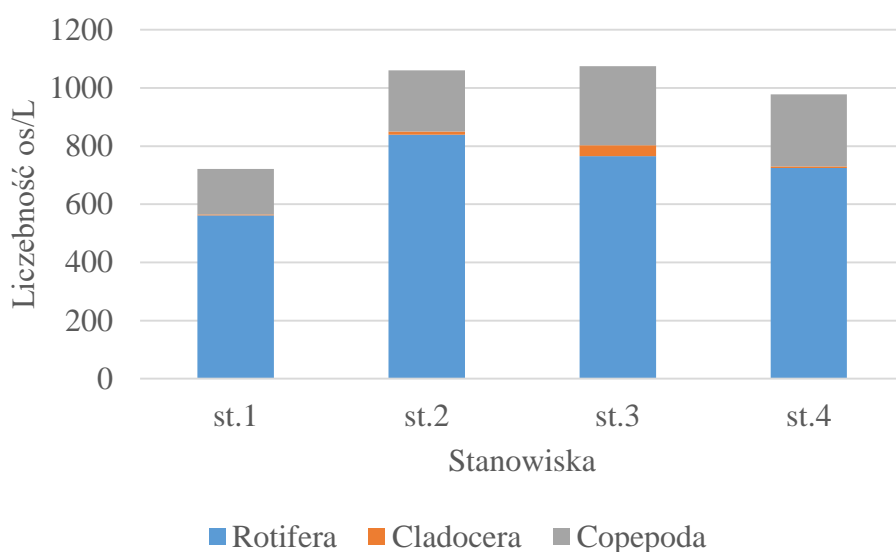
Tabela 8.1. Spis gatunków zooplanktonu występujących podczas badań jeziora Lubowidzkiego (+ gatunek obecny; - gatunek nieobecny) .

	St.1	St.2	St.3	St.4
Rotifera				
<i>Anuraeopsis fissa</i>	+	+	-	+
<i>Ascomorpha ovalis</i>	+	+	+	+
<i>Asplanchna priodonta</i>	+	-	+	+
<i>Brachionus quadridentatus</i>	-	-	-	+
<i>Colurella adriatica</i>	+	-	+	+
<i>Conochilus unicornis</i>	+	+	+	+
<i>Euchlanis dilatata</i>	-	-	+	+
<i>Filinia terminalis</i>	+	+	+	+
<i>Kellicottia longispina</i>	+	+	+	+
<i>Keratella cochlearis</i>	+	+	+	+
<i>Keratella quadrata</i>	+	+	+	+
<i>Lecane closterocerca</i>	-	-	-	+
<i>Lecane furcata</i>	+	-	-	+
<i>Lecane mira</i>	-	-	-	+
<i>Lepadella acuminata</i>	-	+	-	-
<i>Lepadella ovalis</i>	-	+	-	-
<i>Notholca squamula</i>	+	+	+	+
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	+	+	+	+
<i>Polyarthra euryptera</i>	-	-	-	+
<i>Polyarthra longiremis</i>	+	+	+	+
<i>Polyarthra remata</i>	+	+	+	+

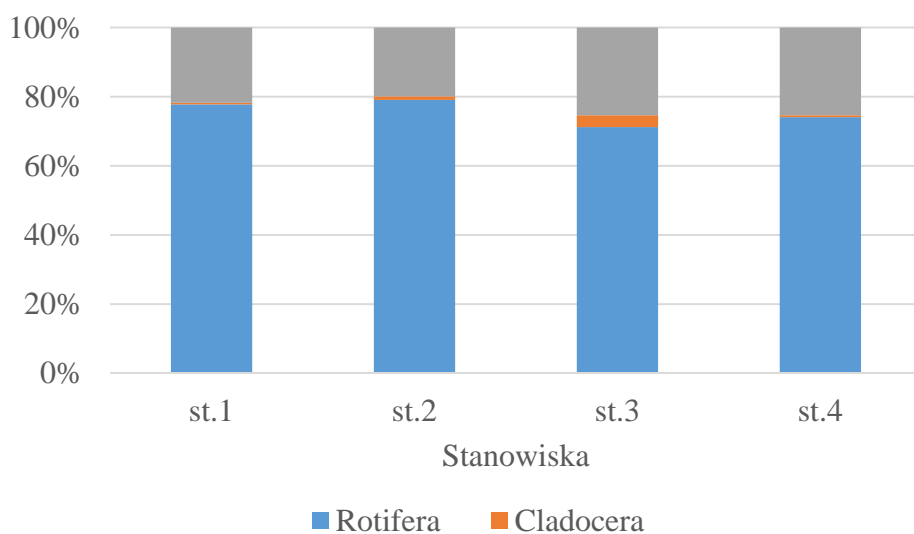
<i>Polyarthra vulgaris</i>	+	+	+	+
<i>Pompholyx complanata</i>	-	-	-	+
<i>Pompholyx sulcata</i>	+	+	+	+
<i>Synchaeta oblonga</i>	+	+	+	+
<i>Testudinella patina</i>	-	-	-	+
<i>Trichocerca capucina</i>	+	+	+	+
<i>Trichocerca pusilla</i>	+	+	+	+
<i>Trichocerca rosouletti</i>	-	+	+	+
<i>Trichocerca similis</i>	+	+	+	+
<i>Trichocerca simonei</i>	+	-	+	+
<i>Trichocerca stylata</i>	-	-	+	-
Cladocera				
<i>Alona intermedia</i>	-	-	-	+
<i>Eubosmina coregoni</i>	-	-	+	+
<i>Eubosmina longicornis</i>	-	+	-	-
<i>Eubosmina longispina</i>	-	-	+	-
<i>Bosmina longirostris</i>	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia quadrangularis</i>	+	+	-	-
<i>Daphnia cucullata</i>	-	-	+	-
<i>Daphnia longispina</i>	+	+	+	+
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>				
Copepoda				
nauplii	+	+	+	+
copepodites	+	+	+	+
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	-	-	+	+
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	+	+	+	+
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	+	+	+	+
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	+	+	+	+

Średnia liczebność zooplanktonu wynosiła zaledwie 959 os/L. Wrotki stanowiły 75% (723 os/L), wioślarki 1,5% (14 os/L), widłonogi 23,5% (222 os/L) całkowitej liczebności zooplanktonu. Największą liczebność obserwowano w okolicach gęboczka na st. 3 (1075 os/L) a najmniejszą na st. 1 (w pobliżu dopływu Węgorzy) (722 os/L), (ryc.8.3). W udziale % w liczebności zooplanktonu, dominowały wrotki od ok 70% (st. 3) do 78% (st. 1) całkowitej liczebności. Bardzo mały udział % w liczebności zajmowały wioślarki od zaledwie 0,3% (st. 1) do 3% (st. 3). Zdecydowanie liczebniejsze były widłonogi. Ich udział % wynosił od 20% (st. 2) do 25% (st. 3 i 4), (ryc. 8.4). W liczebności zooplanktonu widłonogi zdecydowanie dominują nad wioślarkami.

Wśród oznaczonych gatunków zooplanktonu zdecydowanie dominowały wrotki: *Keratella cochlearis* stanowił 30% całkowitej liczebności zooplanktonu, *Polyarthra remata* stanowił 12% całkowitej liczebności a *Keratella quadrata* stanowił 9% całkowitej liczebności zooplanktonu. Wśród zooplankterów skorupiakowych dominowały nauplii i copepodites - formy larwalne widłonogów (odpowiednio 17% i 5 % całkowitej liczebności zooplanktonu). Jeśli chodzi o formy dorosłe to dominował *Diaphanosoma brachyurum* (wioślarki) – 0,53%, oraz *Eudiaptomus graciloides* (widłonogi) – 0,60%, *Mesocyclops leuckartii* – 0,56, *Thermocyclops oithonoides* – 0,53%.

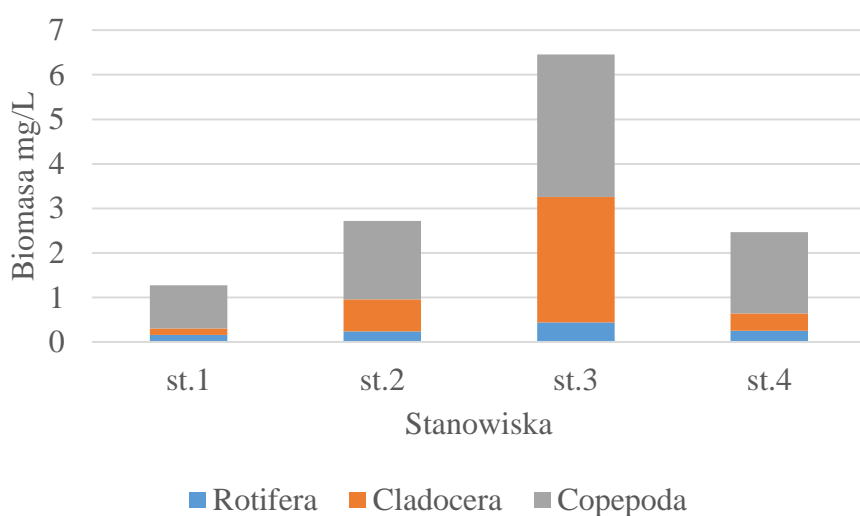


Ryc.8.3. Średnia liczebność zooplanktonu os/L na poszczególnych stanowiskach w jeziorze Lubowidzkim.

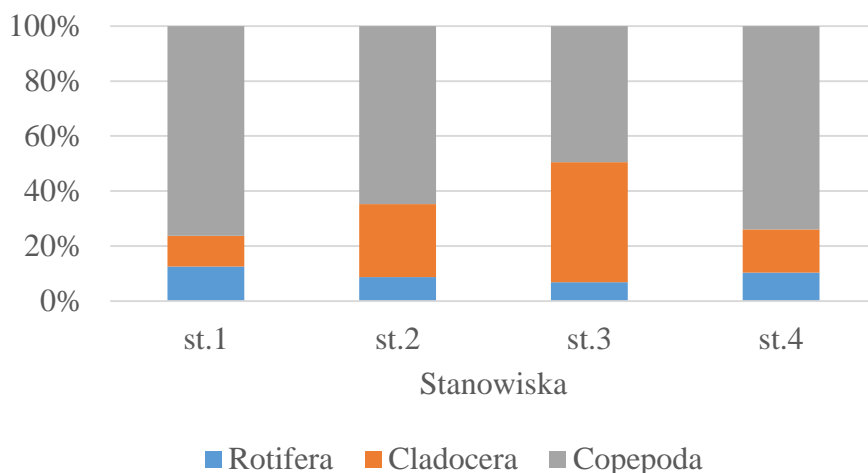


Ryc.8.4. Udział % poszczególnych grup zooplanktonu w liczebności na stanowiskach w Jeziorze Lubowidzkim.

Średnia biomasa zooplanktonu wynosiła – 9,68 mg/L. O jej wartości decydowały skorupiaki należące do Copepoda (5,81 mg/L - 60% całkowitej biomasy zooplanktonu badanego jeziora). Biomasa Rotifera wynosiła 0,82 mg/L (ok. 8%) a biomasa Cladocera 3,05 mg/L (32%). Najniższą biomasę zooplanktonu odnotowano na stanowisku 1 (1,273 mg/L), a najwyższą na stanowisku 3 (6,454 mg/L), (ryc. 8.5). Wszystkie grupy zooplanktonu: wrotki, wioślarki i widłonogi miały najniższą biomasę na st. 1, natomiast najwyższą na st. 3. O wysokiej biomacie na st. 3 decydowała biomasa zooplanktonu skorupiakowego zarówno wioślarek jak i widłonogów. Razem na tym stanowisku skorupiaki stanowiły niemal 95% biomasy. Znacznie mniejszą biomasą charakteryzowały się wioślarki na st. 1 i st. 4 (ryc. 8.6).



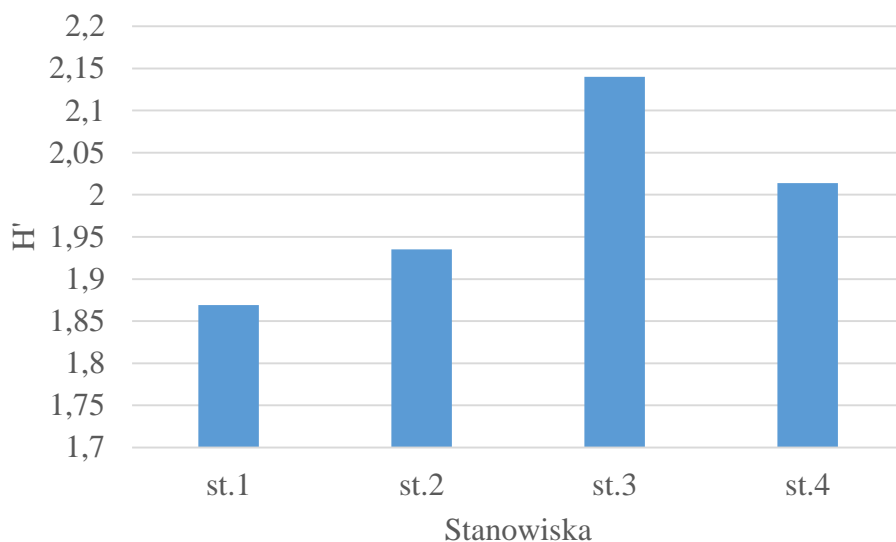
Ryc. 8.5. Średnia biomasa zooplanktonu w mg/L na poszczególnych stanowiskach w jeziorze Lubowidzkim.



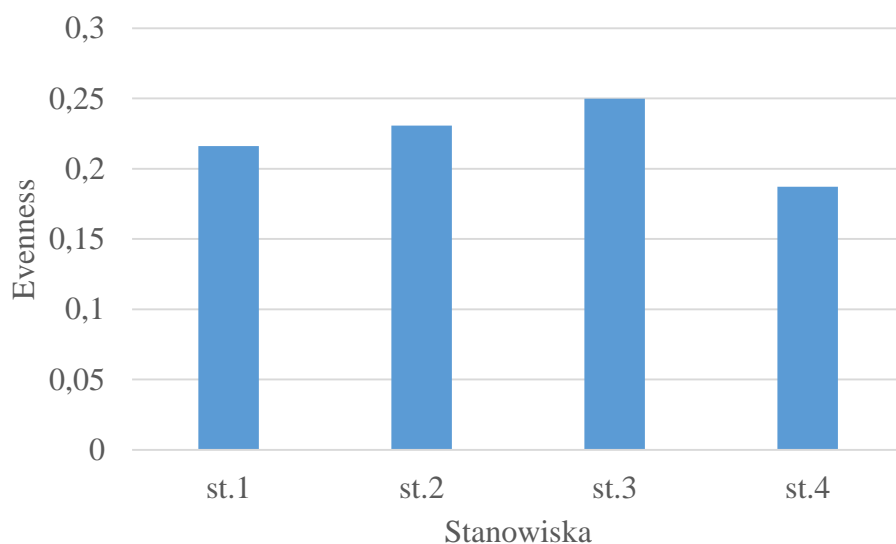
Ryc. 8.6. Udział % poszczególnych grup zooplanktonu w biomacie na stanowiskach w jeziorze Lubowidzkim.

Średnia wartość różnorodności biologicznej mierzona wskaźnikiem Shannona-Weavera nie była zbyt wysoka. Najniższą wartość osiągnęła na stanowisku 1 – 1,869 a najwyższą na stanowisku 3 – 2,140 (ryc. 8.7).

Równocенność gatunkowa mierzona wskaźnikiem Evenness okazała się również największa na stanowisku 3, czyli głęboczku jeziora. Najniższa wartość tego parametru była odnotowana na stanowisku 4, tj. w pobliżu ujścia rzeki z jeziora (ryc. 8.8).

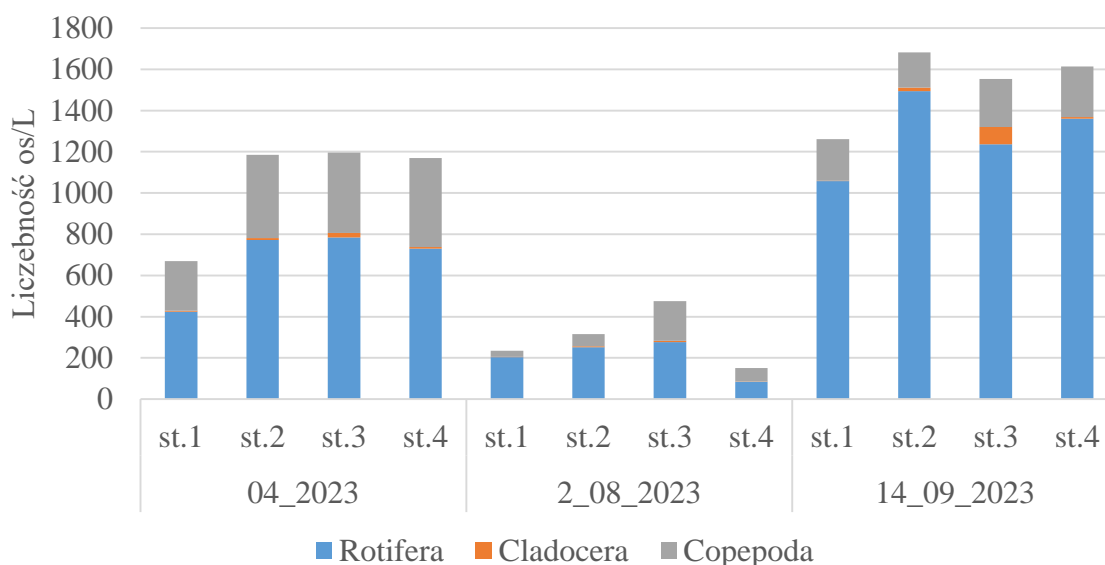


Ryc.8.7. Wskaźnik różnorodności biologicznej Shannona-Weavera na kolejnych badanych stanowiskach w Jeziorze Lubowidzkim



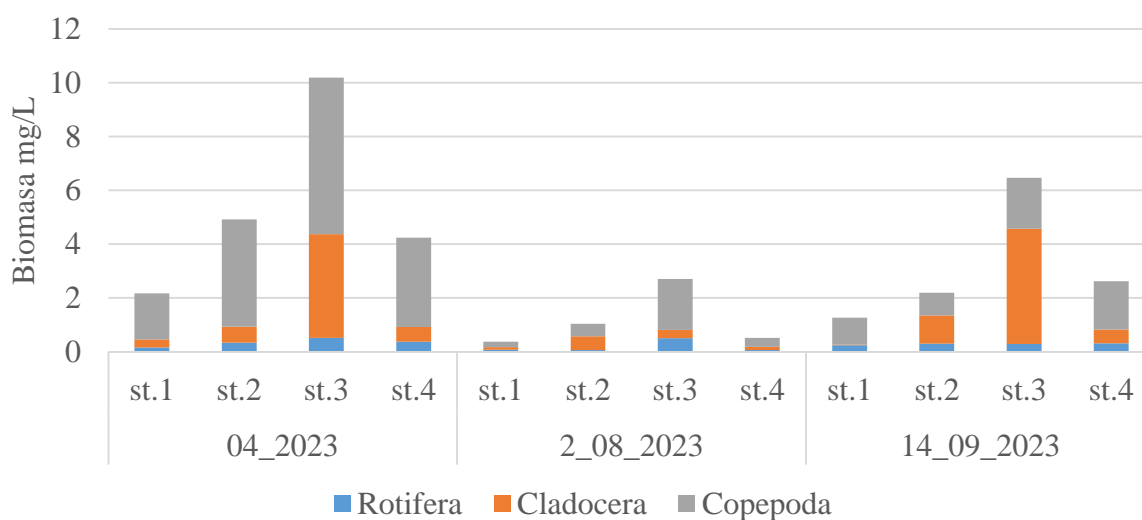
Ryc.8.8. Wskaźnik równocенności ($e^{-H/S}$) zooplanktonu obliczony dla kolejnych stanowisk Jeziora Lubowidzkiego.

Sezonowa zmienność zooplanktonu w Jeziorze Lubowidzkim



Ryc. 8.9. Zmienność sezonowa liczebności (mg/L) zooplanktonu na poszczególnych badanych stanowiskach Jeziora Lubowidzkiego.

Podczas badań sezonowych zooplanktonu najniższą wartość liczebności odnotowana na st. 4 w sierpniu 2023 roku (51 os/L) a najwyższą na st. 2 we wrześniu 2023 roku (1682 os/L). Liczebność zooplanktonu w sierpniu była znacznie niższa niż w innych miesiącach badań (kwietniu i wrześniu). Poza sierpniem najniższe wartości liczebności zooplanktonu obserwowano na st. 1. Należy zwrócić uwagę, że liczebność zooplanktonu na st. 1 również w sierpniu była niewielka (ryc.8.9).



Ryc. 8.10. Zmienność sezonowa biomasy (mg/L) zooplanktonu na poszczególnych badanych stanowiskach Jeziora Lubowidzkiego

Najniższą biomasę zooplanktonu odnotowano na stanowisku 1 w sierpniu 2023 roku (0,378 mg/L). Najwyższą biomasę zooplanktonu odnotowano na stanowisku 3 w kwietniu 2023 roku (10,187 mg/L). Najniższą biomasą we wszystkich sezonach badawczych charakteryzowało się stanowisko 1, natomiast najwyższą stanowisko 3. Również biomasa w sierpniu była niższa niż w pozostałych miesiącach badań (ryc.8.10).

9. Struktura zoobentosu (opracowała: dr Natalia Mrozińska)

Makrobezkręgowce bentosowe, zamieszkujące osady denne, szczególnie dobrze nadają się do oceny stanu ekologicznego zbiorników wodnych, ponieważ są czułym narzędziem w ocenie zarówno krótko- jak i długoterminowych zaburzeń zachodzących w ekosystemie. Większość gatunków spełnia kryteria idealnego organizmu wskaźnikowego. Organizmy te są łatwo dostępne, ze względu na łatwość pobierania próbek, a ich cykl życiowy jest na tyle długi, dzięki czemu można zarejestrować stan badanego środowiska wodnego, oraz zmiany w nim zachodzące. Zmniejszająca się ilość taksonów identyfikowanych w badanych zbiornikach wodnych, świadczy o wzroście stopnia zanieczyszczenia wody. Zwykle o postępującej eutrofizacji zbiorników świadczy dominacja gatunków odpornych na zanieczyszczenia np. *Polypedilum* sp. (Chironomidae) czy gatunki należące do Oligochaeta (Rybak, 2007; 2010, Obolewski, 2009).

W przebadanych próbkach zidentyfikowano łącznie 18 taksonów makrozoobentosu profundalowego, wśród których najliczniejszą grupę stanowiły skąposzczety (Oligochaeta) oraz larwy Diptera (rodzina Chironomidae) (tabela 9.1). Liczba przedstawicieli makrozoobentosu była najwyższa na stanowisku 1 (13 taksonów), natomiast najmniejsza na stanowisku 2, gdzie zidentyfikowano tylko 5 taksonów. Jednocześnie na stanowisku 4 w miejscu wypłyenia (głębokość ok. 2,5m) przy odpływie z jeziora strugi Węgorzy pojawiły się larwy jętek, które można traktować jako bioindykatory stanu jakości wód.

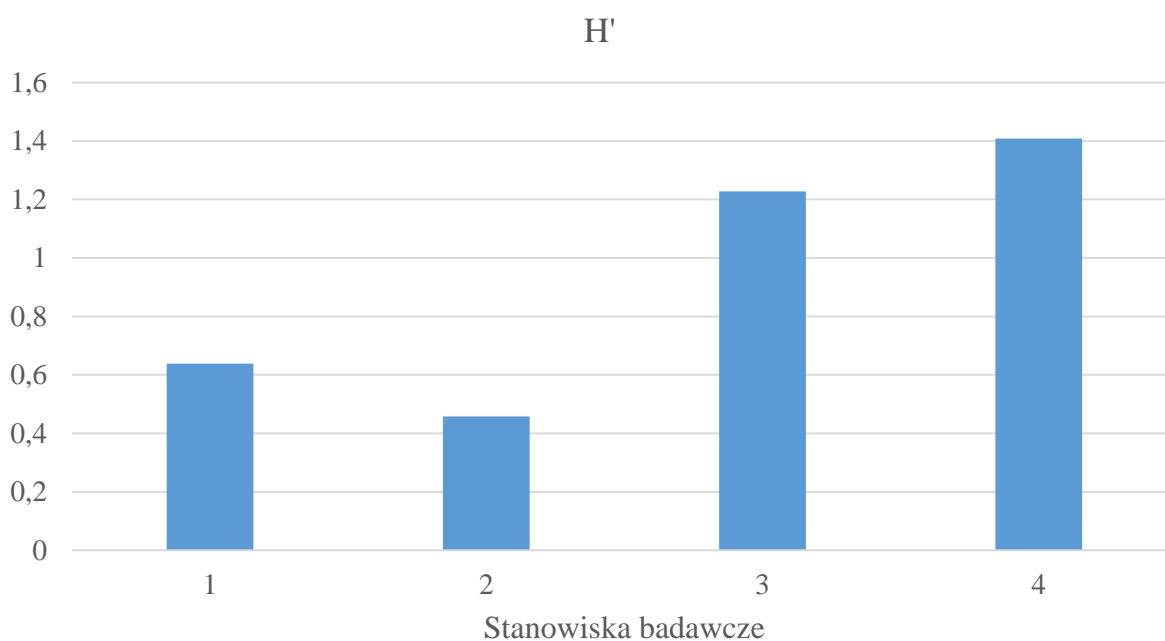
Tabela 9.1. Struktura jakościowa fauny dennej w jeziorze Lubowidzkim.

		Stanowiska badawcze			
		1	2	3	4
Oligochaeta		+	+	+	+
Diptera larvae	<i>Chironomus</i> sp.	+	+	+	+
	<i>Polypedilum</i> dff. <i>Deletum</i> Goetghebuer	+	+		+
	<i>Cryptochironomus</i> sp.	+		+	+
	<i>Endochironomus</i> sp.	+			
	<i>Pelopia</i> sp.				+
	<i>Stictochironomus</i> sp.	+			
	<i>Bezzia</i> sp.	+			
	<i>Procladius</i> sp.	+		+	+
	<i>Chaoborus</i> sp.			+	
	Diptera pupae	+		+	
Crustace	<i>Orconectes limosus</i>				+
	<i>Asellus aquaticus</i>	+			+

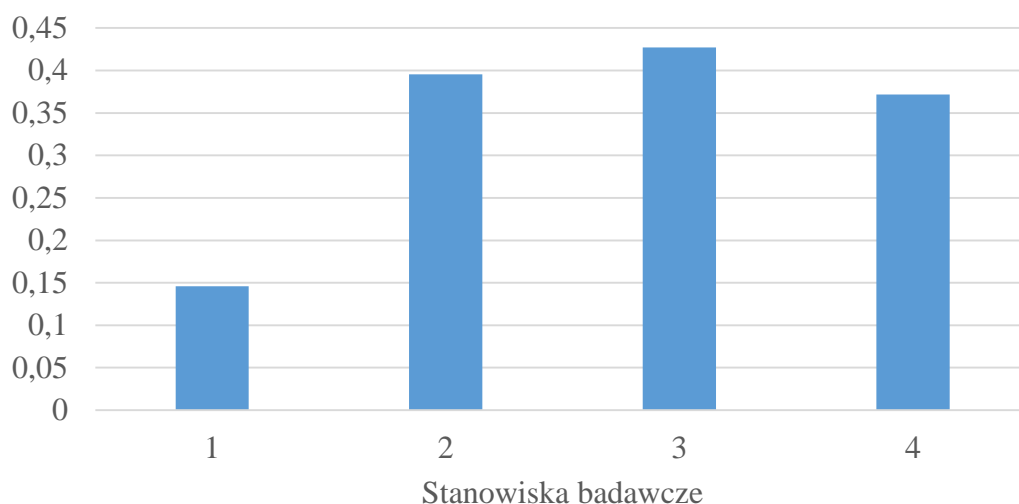
Ephemeroptera	<i>Caenis macrura</i>				+
Bivalvia	<i>Pisidium crassum</i>	+	+		+
Gastropoda	<i>Valvata piscinalis</i>	+		+	+
Nematoda		+			
Razem na stanowiskach		13	4	7	11

Wśród zidentyfikowanych organizmów najczęściej pojawiającymi się były skąposzczety stanowiąc grupę eukonstatntów oraz larwy Diptera (muchówki) reprezentując grupę subkonstantów. Wiele przedstawicieli makrozoobentosu to akcydenty, czyli gatunki sporadyczne notowane tylko w jednym punkcie poboru.

Średnia wartość różnorodności biologicznej mierzona wskaźnikiem Shannona-Weavera nie była zbyt wysoka. Najniższą wartość osiągnęła na stanowisku 2 (0,458), a najwyższą na stanowisku 4 (1,409) (ryc. 9.1). W przypadku równocенności gatunkowej, mierzonej wskaźnikiem Evennes okazała się ona najwyższa na stanowisku 3 (0,427), a najniższa na stanowisku 1 (0,146) (ryc. 9.2).



Ryc. 9.1 Wskaźnik różnorodności biologicznej Shannona-Weavera dla badanych stanowisk w jeziorze Lubowidzkim



Ryc. 9.2 Wskaźnik równocенności ($Evenness_e^H/S$) obliczony dla badanych stanowisk w jeziorze Lubowidzkim

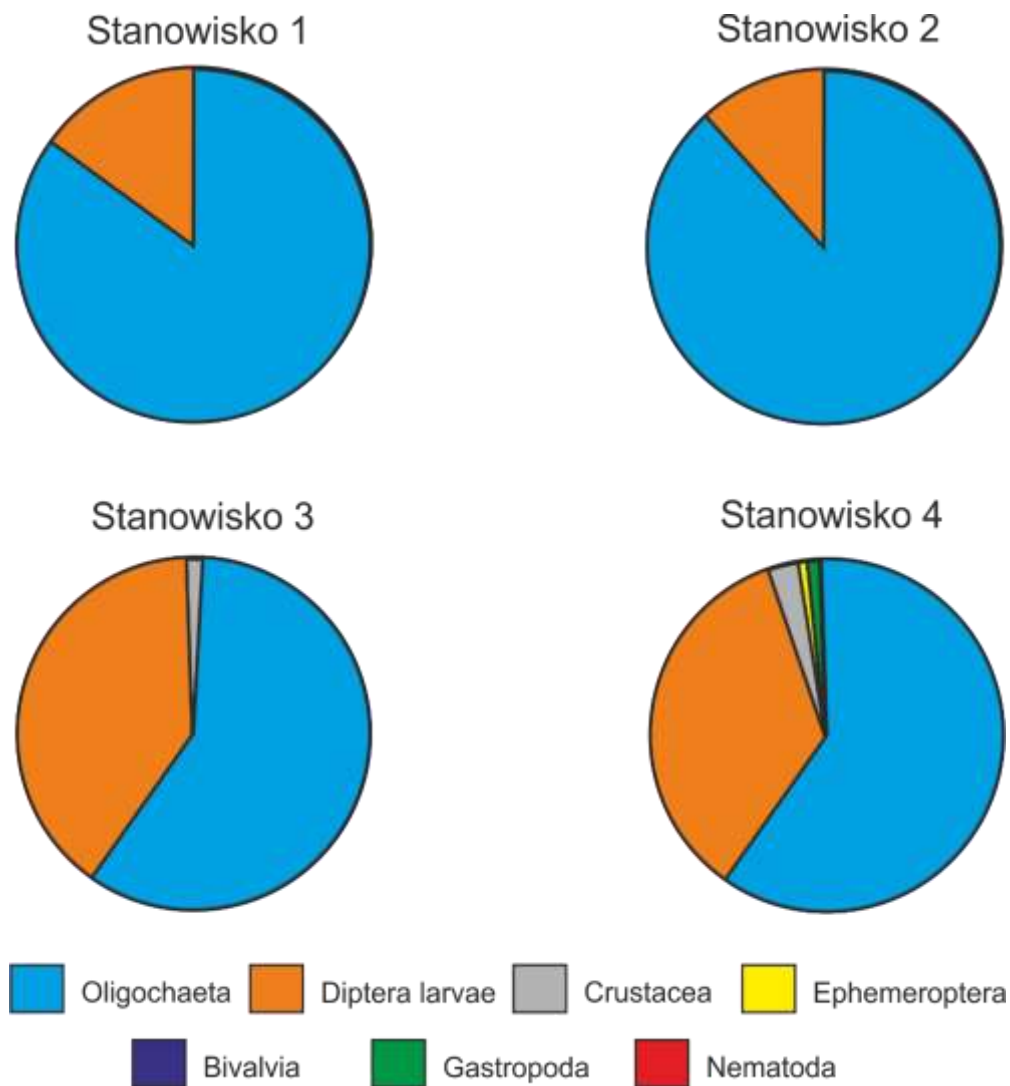
Zagęszczenie makrozoobentosu profundalowego w jeziorze Lubowidzkim

Na podstawie zebranego materiału ustalono, że w badanym zbiorniku wodnym łączna liczebność makrozoobentosu wynosi 15466,7 osobn. m⁻². Na takie wartości w dużej mierze mają wpływ powszechnie i obficie występujące przedstawiciele Oligochaeta, czyli grupy mało wymagającej względem jakości wód, oraz larw Chironomidae (Diptera). Najwyższe zagęszczenie odnotowano na stanowisku 1, które wynosiło 7481,48 osobn. m⁻² (tabela 9.2), natomiast najniższe zagęszczenie zaobserwowano na stanowisku 3 i wynosiło 1807,41 osobn. m⁻².

Tabela 9.2. Zagęszczenie (osobn. m⁻²) makrozoobentosu profundalowego zasiedlającego jezioro Lubowidzkie.

	Badane stanowiska			
	1	2	3	4
Oligochaeta	6 400,0	2 933,3	1 066,7	1 644,4
Diptera larvae	1 022,2	444,4	725,9	992,6
Crustacea	29,6	0,0	14,8	103,7
Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	14,8
Bivalvia	14,8	14,8	0,0	0,0
Gastropoda	0,0	0,0	0,0	29,6
Nematoda	14,8	0,0	0,0	0,0
Razem na stanowiskach	7 481,5	3 392,6	1 807,4	2 785,2

Struktura dominacji fauny dennej oparta na analizie zagęszczenia wskazywała, że zdecydowanymi dominantami w badanym zbiorniku są Oligochaeta, a kolejną grupą organizmów dominujących w zebranych materiale biologicznym były larwy Chironomidae (Diptera) (ryc. 9.1, tabela 9.2).



Ryc. 9.1 Zmiana udziału procentowego w zagęszczeniu głównych grup makrozoobentosu w Jeziorze Lubowidzkim

Na uwagę zasługuje wzrost zróżnicowania fauny dennej na stanowisku w pobliżu wypływu wód Węgorzy z jeziora (st. 4). Jest to miejsce o znacznym potencjale, które może być punktem rekolonizacji jeziora po wykonaniu procesów rekultywacyjnych. Taka struktura świadczy o mocnej uproszczonej zoocenozie, co może wiązać się z niesprzyjającym środowiskiem życia dla bardziej wymagających organizmów, które nie mają tak szerokiej plastyczności ekologicznej jak w przypadku tych dwóch grup.

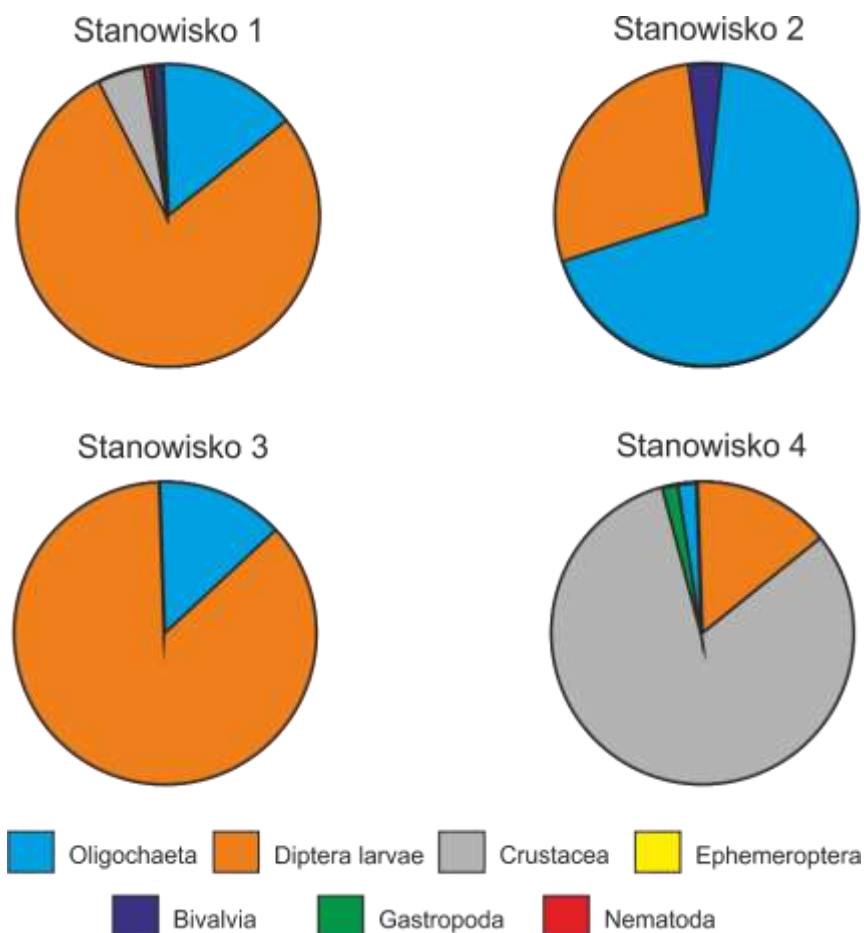
Biomasa makrozoobentosu profundalowego w jeziorze Lubowidzkie

Na podstawie zebranego materiału ustalono, że w badanym zbiorniku łączna masa mokra makrozoobentosu wynosiła 73,2 g_{mm} m⁻². Najwyższa biomasa odnotowana została na stanowisku 4 (43,5 g_{mm} m⁻²), a najniższa na stanowisku 2 i wynosiła 2,9 g_{mm} m⁻² (tabela 9.3).

Tabela 9.3. Biomasa (mg_{mm} m⁻²) makrozoobentosu profundalowego zasiedlającego jezioro Lubowidzkie

	Badane stanowiska			
	1	2	3	4
Oligochaeta	2155,70	1994,07	971,85	1216,30
Diptera larvae	15817,78	776,30	6746,67	6091,85
Crustacea	974,81	0,00	7,41	35709,63
Ephemeroptera	0,00	0,00	0,00	14,81
Bivalvia	124,44	99,26	0,00	0,00
Gastropoda	0,00	0,00	0,00	450,37
Nematoda	81,48	0,00	0,00	0,00
Razem na stanowiskach	19154,22	2869,63	7725,93	43482,96

Struktura dominacji fauny dennej oparta na analizie biomasy wskazywała, że zdecydowanymi dominantami w badanym zbiorniku są Crustacea. Jest to jednak związane z występowaniem na stanowisku 4, *Orconectes limosus*, który miał znaczny wkład w biomasę makrozoobentosu (ryc. 9.2). Oligochaeta oraz Diptera (larwy Chironomidae) również wykazały wysoką biomasę w stosunku do innych zidentyfikowanych organizmów, co świadczy o ich dominacji w badanym zbiorniku wodnym. Odmienna struktura fauny dennej obserwowana była na stanowisku 4, gdzie głównym jej komponentem były skorupiaki (Crustacea).



Ryc. 9.2. Zmiana udziału procentowego w biomase głównych grup zoobentosu w jeziorze Lubowidzkim

Wyliczone wartości wskaźnika ekologicznego poszczególnych grup organizmów wskazują, że zdecydowana większość przedstawicieli fauny dennej posiada niskie lub bardzo niskie znaczenie ekologiczne (tabela 9.4). Diptera larvae (głównie larwy Chironomidae) ($Q=89,43\%$) oraz Oligochaeta ($Q=88,50\%$) stanowią najważniejszy komponent fauny dennej i mają bardzo wysokie znaczenie ekologiczne. Są to organizmy, które występują powszechnie w środowisku wodnym bez względu na ich stan ekologiczny, a uzyskują zdecydowaną przewagę przy pogarszaniu się kondycji siedliska. Diptera larvae stanowią najbardziej zróżnicowaną grupę bezkręgowców w badanym zbiorniku. Dominacja tych dwóch grup wskazuje na znacznie uproszczoną zoocenozę.

Tabela 9.4. Wskaźniki dominacji (D), frekwencji (Fr) i znaczenia ekologicznego (Q) zidentyfikowanych przedstawicieli fauny dennej w jeziorze Lubowidzkim

		D%	Fr	Q	
Oligochaeta		78,3	100	88,5	
Diptera larvae	<i>Chironomus</i> sp.	11,7	20,2	100	34,1
	<i>Polypedilum dff. Deletum</i> Goetghebuer	1,9		75	12,0
	<i>Cryptochironomus</i> sp.	0,6		75	6,6
	<i>Endochironomus</i> sp.	0,2		25	2,2
	<i>Pelopia</i> sp.	0,6		25	3,8
	<i>Stictochironomus</i> sp.	0,1		25	1,6
	<i>Bezzia</i> sp.	1,6		25	6,4
	<i>Procladius</i> sp.	1,9		75	12,0
	<i>Chaoborus</i> sp.	1,0		25	4,9
	Diptera pupae	0,7		50	5,8
Crustacea	<i>Cyclopos</i> sp.	0,1	0,8	25	1,6
	<i>Orconectes limosus</i>	0,1		25	1,6
	<i>Asellus aquaticus</i>	0,6		50	5,4
Ephemeroptera	<i>Caenis macrura</i>	0,1	25	1,6	
Bivalvia	<i>Pisidium crassum</i>	0,2	50	3,1	
Gastropoda	<i>Valvata piscinalis</i>	0,2	25	2,2	
Nematoda		0,1	25	1,6	

Należy także zaznaczyć, że wyżej opisane wyniki badań dotyczą jedynie makrozoobentosu profundalowego. Z obserwacji przeprowadzonych podczas prowadzonych badań wynika, że w przypadku makrozoobentosu litoralowego, różnorodność organizmów była większą. Zaobserwowano różne gatunki małży, w tym np. *Dreissena polymorpha* (fot. 9.1), obserwowano również występowanie większe ilości jętek, ośliczek oraz ślimaków. Obecność małż, pełniących role aktywnych filtratorów wody jest dobrym prognostykiem przed przystąpieniem do działań ochronnych w jeziorze. Pojedynczy osobnik *D. polymorpha* jest w stanie przefiltrować w ciągu doby do 25ml wody w zbiorniku, a obserwowane w innych jeziorach zagęszczenia tego gatunku mogą dochodzi do tysięcy na m². Stąd też jego wykorzystanie w procesach rekultywacji może być znaczące. Nie wolno jednak zapominać, że jest to gatunek obcy, który może istotnie, negatywnie wpływać na rodzime populacje mięczaków szczególnie z rodziny skórkowatych (Unionidae). Ich obecność w jeziorze Lubowidzkim została odnotowana ale w płytkowodnej strefie litoralowej (Fot. 9.1).



Fot. 9.1. Odnutowane podczas prowadzenia badań przedstawiciele makrozoobentosu litoralowego.

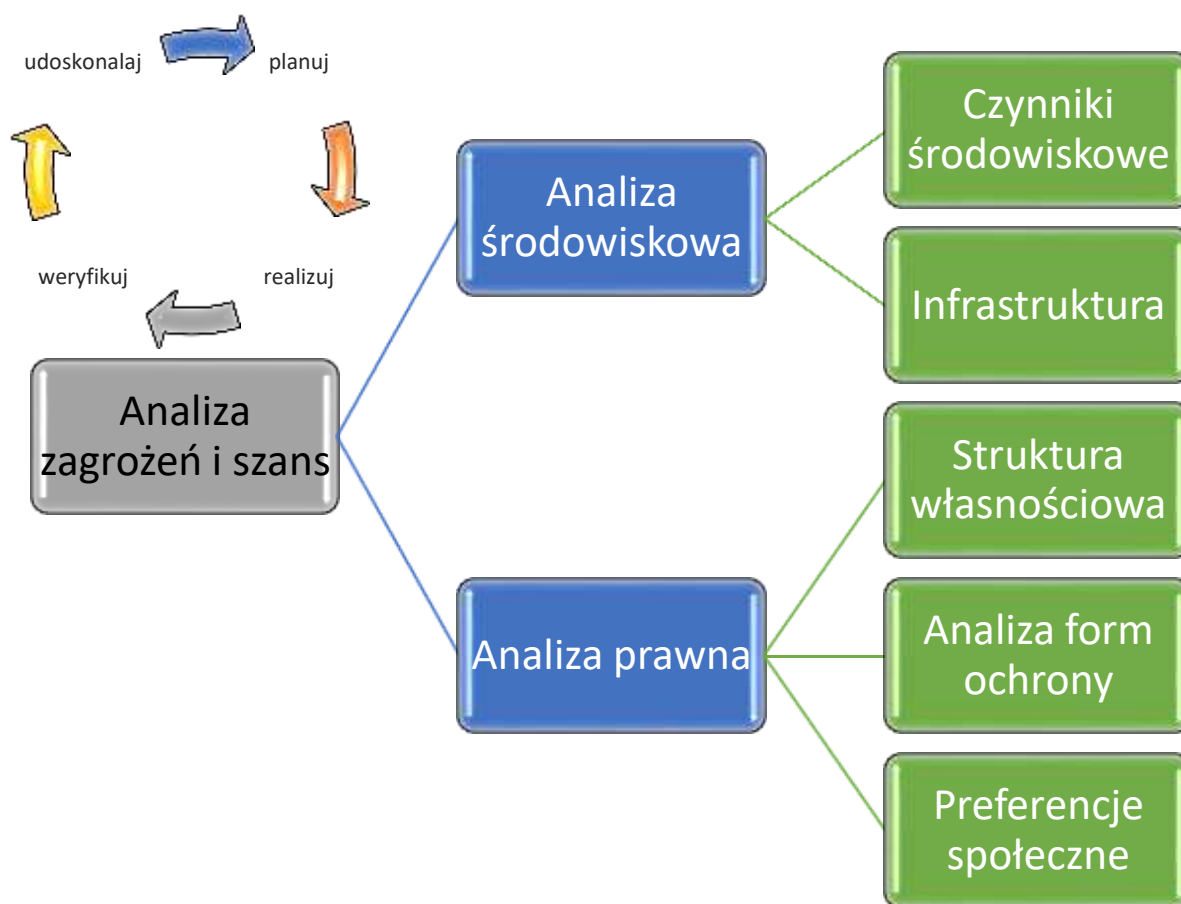
10. Możliwe do realizacji działania naprawcze zgodne z idea biotechnologii ekohydrologicznej *(opracował: dr hab. Krystian Obolewski, prof. uczelni).*

Zasadniczym celem rekultywacji jest przywrócenie jeziorom ich poprzednich funkcji, a także cech fizycznych, chemicznych i biologicznych, możliwie zbliżonych do naturalnych. W ostatnim czasie w ramach rozwoju inżynierii środowiska opracowana wiele działań, których celem była odbudowa ekosystemów jeziornych (tabela 10.1). Zasadniczo zostały one podzielone na dwie grupy, które jednak wydaje się że tylko w układzie powiązań pozwalają trwale poprawić stan ekologiczny jezior.

Tabela 10.1. Metody rekultywacji ekosystemów wodnych (Zalewski 2020)

METODY INŻYNIERYJNE	
usuwanie wód hypolimniony (realizowane w jez. Kortowskim)	
usuwanie osadów dennych	
inaktywacja fosforu w osadach dennych	
izolowanie osadów dennych (nakrywanie)	
inaktywowanie fosforu w toni wodnej	
sztuczne napowietrzanie	napowietrzanie z destratyfikacją termiczną napowietrzanie z zachowaniem uwarstwienia termicznego
regulacje hydrauliczne	przepłukiwanie zmiana poziomu lustra wody
METODY BIOLOGICZNE	
kontrola produkcji pierwotnej	biocydy wycinanie makrofitów i usuwanie ich biomasy przywracanie makrofitów pływające wyspy/sztuczne podłoża
sterowanie zespołem ichtiofauny	kontrola ilości ryb planktonożernych kontrola ilości ryb bentosożernych

Dobór odpowiedniej metody uwarunkowany jest odmierności poszczególnych jezior, różnicami w sposobach i stopniu zanieczyszczenia, a także ich położeniem w zlewni. W związku z tym działania ochronne powinny przebiegać wg schematu (ryc. 10.1)



Rys. 10.1. Schemat proponowanego działania

Pierwszym a zarazem kluczowym krokiem w uzyskaniu oczekiwanych efektów wykonanych zabiegów naprawczych jest uregulowanie gospodarki wodno-ściekowej w zlewni jeziora. W przypadku jeziora Rudnickie Wielkie proces ten w przypadku terenów bezpośrednio przyległych do brzegów zbiornika jest zasadniczo rozwiązany. Stąd też głównym problemem, który wymaga kolejnych działań naprawczych jest poprawa jakości dopływających do jeziora wód rzeką Maruszą. Ze względu na położenie jeziora w końcowym odcinku zlewni rzeki jest on miejscem gromadzenia się zanieczyszczeń o charakterze obszarowym. Wyklucza więc to możliwości trwałej eliminacji zanieczyszczeń dostającej się do ciek na znacznym odcinku biegu.

Przedstawione metody rekultywacji (tabela 10.1) zostały z powodzeniem zastosowane na świecie:

1. Jezioro Waszyngton (koło Seattle, USA),
2. Natlenianie przydennych warstw wody (jez. Długie w Olsztynie, jez. Ełckie, jez. Mutek, jez. Stary Dwór)
3. Usuwanie materii organicznej,

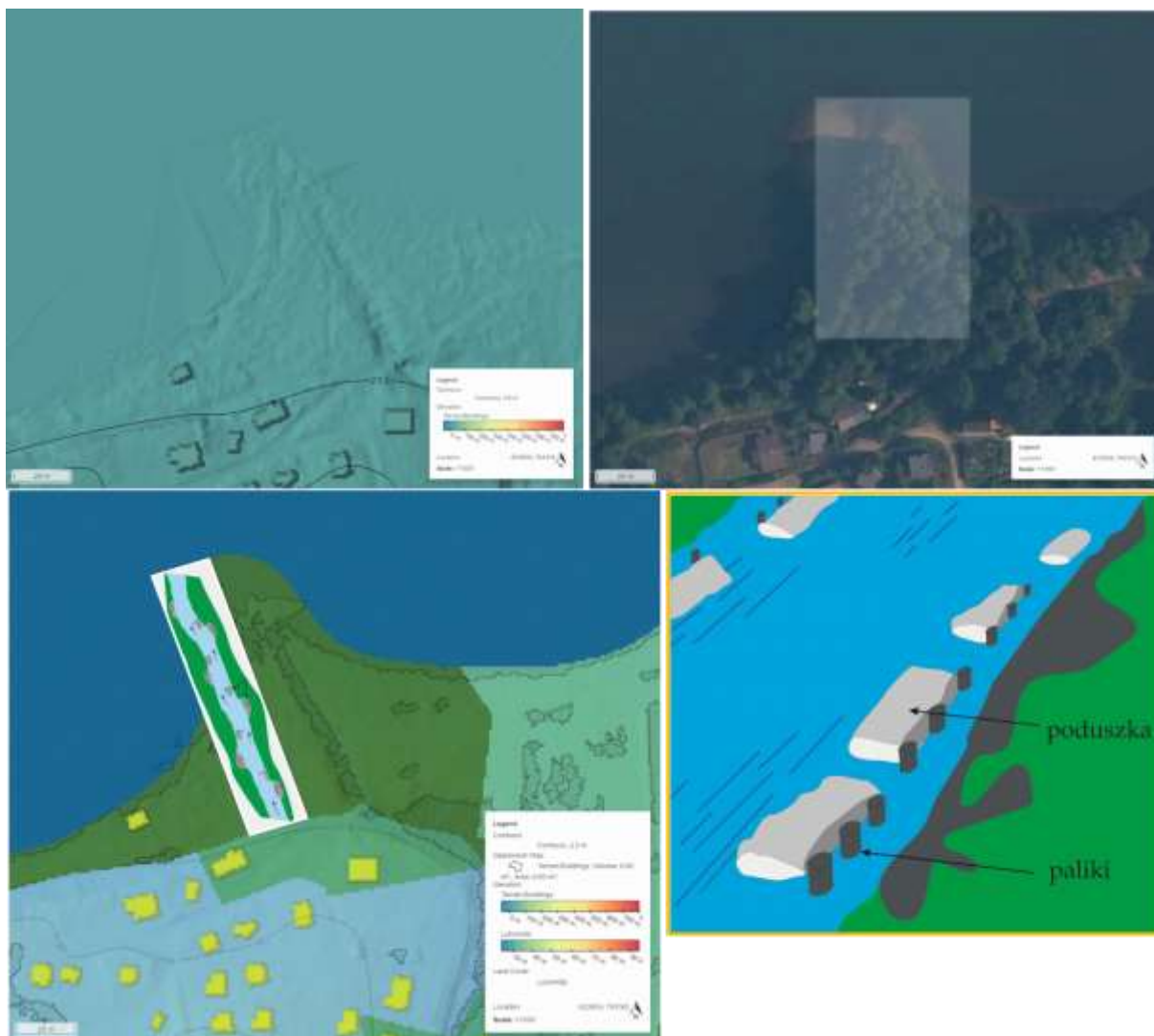
4. Chemiczne wiązanie biogenów (np. jez. Długie w Olsztynie, jez. Stary Dwór),
5. Usuwanie wody z hypolimnionu (eksperyment kortowski),
6. Usuwanie osadów dennych (jez. Trummen w południowej Szwecji),
7. Usuwanie nadmiaru biomasy roślin (jez. Naroch, Białoruś),
8. Biomanipulacja (jeziora skandynawskie),
9. Wykorzystanie procesów naturalnych (np. jez. Bikcze).

W przypadku jeziora Lubowidzkim przeprowadzone badania środowiskowe wskazują na jego stan eutroficzny (wysoko żyzny). Wydaje się, że jest to naturalny poziom trofi dla tego zbiornika więc działania mające na celu zmianę tego stanu najprawdopodobniej zakończą się niepowodzeniem. Jednakże stałe dostarczanie znacznych ładunków zanieczyszczeń przez rzekę Węgorzy powoduje potencjalne źródło zagrożenia stanu ekologicznego jeziora Lubowidzkiego. Z tego też powodu w pierwszej kolejności należy ograniczyć tego typu niebezpieczeństwo stosując zdobycze biotechnologii hydroekologicznej. Wykorzystanie wiedzy o funkcjonowaniu ekosystemów wodnych dostarcza rozwiązań problemów środowiskowych, charakteryzujących się dużą trwałością i niskim kosztem budowy i eksploatacji.

Rozwiązanie oparte na renaturyzacji ujściowego odcinka rzeki (rys. 10.2). Polega ono na budowie progów gromadzących osady przesuwane w kierunku misy jeziora. Powinno to powodować powolne zahamowanie zamulanie fragmentu jeziora poddawanego oddziaływaniu strugi Węgorzy. Oprócz tego wzdłuż koryta można zainstalować poduszki wypełnione fragmentami polimerów (biostruktury). Działanie biostruktur polega na:

- Adsorbowanie różnych cząstek w tym organicznych (pożywienia dla bakterii);
- Tworzenie poszczególnych poziomów troficznych;
- Filtr mechaniczny zatrzymujący zawiesinę;
- Usuwanie materii organicznej, bakterii, detrytusu;
- Glony eliminują związki biogenne;
- Pojawienie się na podłożach zwierząt bezkręgowych w tym filtratorów.

Takie rozwiązania stwarzają możliwość rozwoju zbiorowiska peryfitonowego, w której główną rolę odgrywają organizmy eliminująca bioseston. W ten sposób przepływająca w korycie woda może być doczyszczana.



Rys. 10.2. Schemat możliwych do wykonania zabiegów renaturyzacyjnych na strudze Węgorzy (dopływ).

Ostatnim proponowanym rozwiązaniem może być budowa na odpływie koszy gabionowych jako bariery biologicznej do redukcji ilości wnoszonych do jeziora osadów oraz biogenów. Zapory te zmniejszą energię kinetyczną wody na wejściu do zbiornika oraz wymuszą równomierne rozproszczenie wody na całej szerokości zbiornika. Powinny być one wykonane z zabezpieczonego drutu stalowego ~5 mm, wypełnionych kamieniem dolomitowym i wapiennym w stosunku 1/1 o frakcji od 60 do 120 mm. Podłoże gabionów zaleca się wykonać ze złoża żwirowego, które ułatwi przepływ wód. Same kosze gabionowe należy obłożyć matą kokosową o grubości ok. 13 mm, celem powstrzymania kolmatacji koszy siatkowych. Maty, po demontażu można wykorzystać jako naturalne materace do wzmocnienia na innych inwestycjach.



Rys. 10.3. Możliwe rozwiązanie problemu ograniczenia dopływu materii organicznej i zanieczyszczeń do jeziora Lubowidzkiego.

Czynniki decydujące o tempie przebiegu procesu to głównie: stężenie związków biogennych, nasłonecznienie, temperatura wody, ograniczone falowanie, pH, wielkość akwenu oraz długi czas retencji wody. Zapory instalowane na odpływie zmniejszą energię kinetyczną wody na wejściu do zbiornika oraz wymuszają równomierne rozprowadzenie wody w pozostałych częściach zbiornika. Struktury sedimentacyjne wykonane powinny być wykonane w formie ścianek (ryc. 10.3), mających na celu wywołanie przepływu labiryntowego wody, co wydłuży drogę przepływu. Następnie w formie ciągłej przegrody wykonanej z gabionów (koszy siatkowo-kamiennych) wypełnionych kamieniami dolomitowymi/wapiennymi a później keramzytem, z możliwością ich wymiany w miarę zużycia materiału. Te zabiegi

powinny dotyczyć zarówno przebudowy fragmentu dopływu jak i wypływ wód strugi Węgorzy (fot. 10.1). Dzięki czemu ochroną objęto by również dolny odcinek rzeki Łeby płynący w kierunku Słowińskiego parku narodowego.



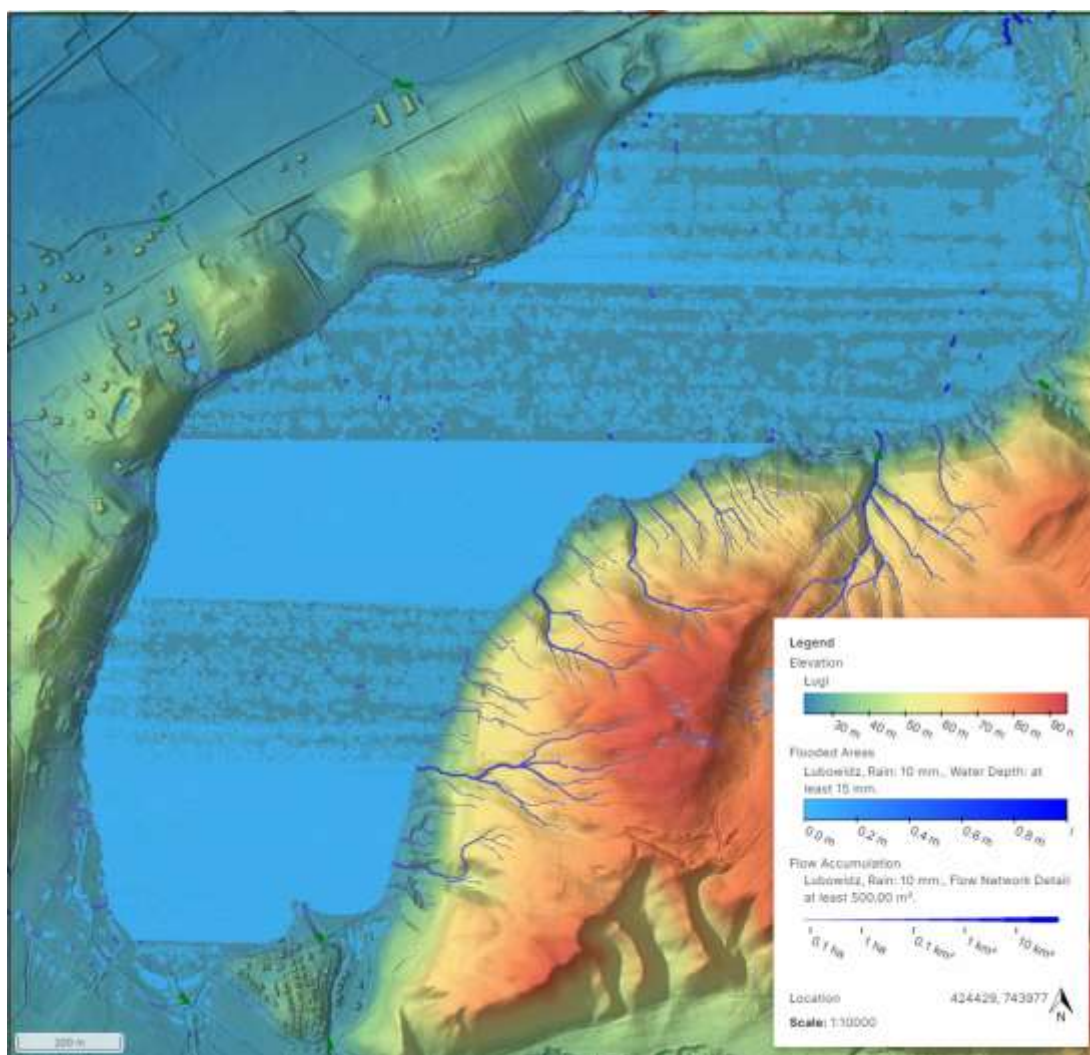
Fot. 10.1. Odpływ strugi Węgorzy z jeziora Lubowidzkiego.

Funkcję oczyszczania wód w obrębie strefy przybrzeżnej jeziora Lubowidzkiego pełnić powinna m.in. roślinność szuwarowa (fot.10.2). Wydajność usuwania biogenów przez roślinność wodną została udowodniona w wielu eksperymentach. Oczyszczalnie trzcinowe znane na świecie m. in. jako konstrukcje na podmokłych terenach - "constructed wetlands" są to głównie oczyszczalnie korzeniowe, mają największą zdolność redukcji związków azotu i posiadają najdoskonalszy system napowietrzania ścieków.



Fot. 10.2. Strefa szuwaru jako potencjalna strefa buforowe blokująca migrację zanieczyszczeń ze zlewni bezpośredniej.

Analiza zagrożeń dotyczących jezioro Lubowidzkiego udowodniała niebezpieczeństwa obejmujące jej południowy i zachodni brzeg związane z silnymi opadami deszczu. Przy opadach 5-10 mm ujawniono strefy brzegowe na których gromadzi się woda, która tworzy ścieżki spływu wody pogarszające jakość wód w jeziorze (ryc. 10.4). Zachowanie lub instalację para-naturalnych struktur imitujących rolę strefy szuwaru trzcinowego powinna w większym stopniu ochronić jezior przed tym rodzajem zagrożenia.



Ryc. 10.4. Symulacja tworzenia się ścieżek akumulowanego spływu wód do jeziora w trakcie opadów do 10 mm.

11. Wnioski

- Bilans wody jeziora Lubowidzkiego jest trudny do ustalenia ponieważ znaczny udział w zasilaniu jeziora mogą mieć źródła znajdujące się u podnóża krawędzi wysoczyzny morenowej Pojezierza Kaszubskiego oraz dodatkowo spływy powierzchniowe.
- Jezioro Lubowidzkie jest umiarkowanie podatne na degradację.

- Wartość współczynnika intensywności wymiany poziomej wody pozwala zaklasyfikować jezioro Lubowidzkie do jeziora o ustroju przeciętnym.
- Parametry fizyczno-chemiczne wód wskazują na problemy z przetlenieniem wód w okresie letnim.
- Przepływająca przez jezioro Struga Węgorza dostarcza znacznych ładunków zanieczyszczeń wpływających zarówno na jakość wód jak i ilość fosforu zakumulowanego w osadach dennych.
- W osadach dennych jeziora Lubowidzkiego i strugi Węgorzy zakumulowane są metale ciężkie, w tym o charakterze toksycznym chociaż ich ilość nie jest zbyt duża.
- Stopień rozwoju roślinności makrofitowej zaobserwowany w jeziorze Lubowidzkim reprezentuje typ spotykany w jeziorach eutroficznym.
- Roślinność rzeczywista jest typowa dla zbiorników eutroficznym o dużej zawartości substancji organicznych, co potwierdza obecność rogatka sztywnego i rzęsy drobnej.
- Spośród hydrofitów, jedynym gatunkiem obcym jest moczarka kanadyjska, przy czym nie ma ona charakteru inwazyjnego i nie jest uznawana za gatunek świadczący o pogarszaniu siedliska.
- W przypadku gatunków szuwarowych, najpowszechniejszy gatunek obcy – tatarak – jest na tyle zdomowiony w Polsce, że trudno uznać go za inwazyjny czy wskazujący na degenerację siedliska.
- Producenci występujący na podłożu biotycznym, utworzonym z *P. australis*, reprezentowani byli przez Bacillariophyta, Chlorophyta oraz Cyanobacteria, wśród których dominującą rolę odgrywały okrzemki. Dominacja okrzemek w zbiornikach wodnych jest dość powszechnym zjawiskiem. Przewaga ta jest silnie skorelowana z panującymi warunkami świetlnymi w strefie litoralu, żyznością wód zbiornika czy stosunkiem azotu do fosforu.
- Wśród mikrozooperyfitonu na trzcinie w badanym jeziorze dominującą rolę odgrywały Peritricha oraz Nematoda. Peritricha należą do organizmów reprezentujących taksony sesylne, pojawiają się w dużych ilościach na podłożach trzcinowych. Są to organizmy skutecznie eliminujące bioseston z toni wodnej.
- Dominującą pozycję w makrozooperyfitonie w jeziorze Lubowidzkim odgrywały larwy Diptera (Chironomidae), będące głównym pokarmem narybku wielu gatunków ryb.
- W badanym zbiorniku wodnym największe zagęszczenie osiągnęły organizmy nie prezentujące jednego sposobu pobierania pokarmu, drugą grupą pod względem

zagęszczenia okazały się być sedymentatory, których wysoka liczebność uzależniona jest od warunków troficznych.

- W fitoplanktonie największą liczebnością i biomasą charakteryzowała się *Planktolyngbya limnetica* oraz *Aphanizomenon flos-aquae*. L
- Stwierdzono gradient biomasy fitoplanktonu, gdzie najwyższe wartości występowały przy dopływie i sukcesywnie zmniejszały się w kierunku odpływu.
- Liczna obecność *Aphanizomenon flos-aquae* jest potencjalnym zagrożeniem, ponieważ ten gatunek należy do groźnych producentów neurotoksyn sinicowych i wszystkie zabiegi naprawcze powinny skupiać się na ograniczeniu jego liczebności.
- Dominacja gatunków wrotków należących do bakterio-detrytosożerców (ok 30% udział *Keratella cochlearis* w liczebności) świadczy o znacznej trofii badanego jeziora.
- Również dominacja widłonogów w liczebności i biomasie skorupiaków nad wioślarkami świadczy o znacznej trofii jeziora.
- Zaobserwowano niewielką liczbę filtratorów efektywnych należących do Daphnidae wśród Cladocera. Daphnide to potencjalni konsumenci glonów w jeziorze. Mały udział cladocera w biomasie na st. 1 i st.4 mogą świadczyć o wyższej antropopresji na tych dwóch stanowiskach (wyższy poziom trofii).
- Oligochaeta oraz larwy Chironomidae (Diptera larvae) stanowią najważniejszy komponent fauny dennej w strefie profundalu jeziora Lubowidzkie, co wskazuje na możliwość egzystencji hydrobiontów nawet w stosunkowo mało sprzyjających warunkach.
- Uproszczona zoocenoza denna sugeruje konieczności przeprowadzenia prac naprawczych, polegających na poprawie kondycji tlenowej profundalu.
- Obecna w jeziorze fauna denna może stanowić potencjalną bazę pokarmową dla ichtiofauny preferującej zarówno głębsze jak i płytsze obszary.
- Występowanie w płytkowodnej strefie wielu gatunków małży powinno być impulsem do przeprowadzenia prac poprawiających stan ekologiczny zbiornika.
- Planowane w przyszłości zabiegi rekultywacyjne jeziora Lubowidzkiego powinny przebiegać wg następujących kroków: (i) uporządkowanie gospodarki ściekowej w zlewni bezpośredniej (warunek obligatoryjny); (ii) renaturyzacja strugi Węgorzy zgodnie z ideą biotechnologii hydroekologicznej; (iii) zabiegi rekultywacyjne w obrębie zbiornika.

- Poprawa stanu ekologicznego jeziora Lubowidzkiego jest niezbędna w celu poprawy potencjału tego zbiornika do celów rekreacyjnych, retencyjnych i ochrony bioróżnorodności zarówno w ujęciu miejscowym jak i zlewniowym (ochrona zasobów przyrodniczych Słowińskiego Parku Narodowego).

Literatura

1. Bąkowska M., Oblewski K., Periphyton, 2017. The ecological status of the Southern Baltic coastal lakes/ed. Oblewski K., Warszawa: Polish Scientific Publishers PWN
2. Błędzki, L.A., Rybak J.I., 2016. Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe. Cladocera and Copepoda (Calanoida, Cyclopoida) Key to species identification, Springer, Cham
3. Casartelli R.M., Ferragut C., 2015. Influence of seasonality and rooted aquatic macrophyte on periphytic algal community on artificial substratum in a shallow tropical reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 100: 158–168.
4. Czachorowski S., 2004. Opisywanie biocenozy – zoofenologia, skrypt elektroniczny dla magistrantów. Maszynopis dostępny w formacie PDF na: <http://www.uwm.edu.pl/czachor/publik/pdf-inne/zoocenozy.pdf>.
5. Dembowska, E.A., P. Napiórkowski, T. Mieszczankin, Józefowicz, S. 2015. Planktonic indices in the evaluation of the ecological status and the trophic state of the longest lake in Poland. *Ecological Indicators* 56, 15–22.
6. Dojlido J., Dożańska W., Hermanowicz W. 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Arkady
7. Ejsmont-Karabin, J., 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer Trophic State Index. *Polish Journal of Ecology* 60(2): 339–350.
8. Ejsmont-Karabin, J., Hillbricht-Ilkowska A., 1994. Illustration of the eutrophication process: comparison of rotifers from Mikolajskie Lake in the years 1989–1990 and 1963–1964. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 41(4), 477–487.
9. Ejsmont-Karabin, J., Karabin A., 2013. The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: Crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology* 61(3), 561–573.
10. Elbanowska H., Zerbe J., Siepak J. 1999. Fizyczno-chemiczne badania wód. Wydawnictwo Naukowe PWN, Poznań.
11. Hutorowicz A., 2006. Opracowanie standardowych objętości komórek do szacowania

- biomasy wybranych taksonów glonów planktonowych wraz z określeniem sposobu pomiarów i szacowania. GIOŚ, Olsztyn.
12. Hutorowicz A., 2009. Wytyczne do przeprowadzenia badań terenowych i laboratoryjnych fitoplanktonu jeziornego. GIOŚ, Olsztyn.
 13. IMGW 1981. Mapy średnich odpływów jednostkowych i średnich opadów atmosferycznych półrocza letniego (V-X) i rocznych (XI-X) województwa toruńskiego za okres 1951 - 1980, msc, oddz. Słupsk.
 14. Jeppsen E., Søndergaard M., Kanstrup ., Petersen B., Eriksen R.B., Hammershøj M., Mortensen E., Jensen J.P., Have A., 1984, Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275/276: 15-30.
 15. Kajak Z. 1998. *Hydrobiologia, Limnologia*. PWN Warszawa
 16. Lubner H., 1980, Opinia o krytycznym stanie zanieczyszczenia Jeziora Rudnickiego w Grudziądzu, msc, IKŚ Poznań.
 17. Obolewski K. 2009. Wykorzystanie makroozbentosu do oceny stanu ekologicznego jeziora Jamno. *Ochrona Środowiska* vol. 31, nr 2, ss. 17–24.
 18. Obolewski K., 2009, Wpływ odczynu oraz koncentracji jonów chlorkowych i tlenu w wodzie rowów melioracyjnych na obfitość perifitonu zasiedlającego trzcinę *Phragmites australis* TRIN ex. STEUD, Olsztyn, 77-87
 19. Matuszkiewicz W. 2005. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN.
 20. Pieczyńska E., 1964, Investigations of New substrates by nematodes (Nematoda) and some other periphyton organism, *Ekol. Pol.*, A, 12,13: 1-234.
 21. Piesik Z., 1992, Biologia i ekologiczna rola organizmów poroślowych (perifiton) zasiedlających sztuczne podłoża w różnych typach wód. *Rozprawy i Studia, T. (CXCVI)* 122, Uniwersytet Szczeciński, Szczecin, 263.
 22. Piesik Z., Wawrzyniak–Wydrowska B., 2003, Reed (*Phragmites australis*) periphyton in the mouth area of rivers Odra and Gunica. *Człowiek i środowisko przyrodnicze Pomorza Zachodniego. I Środowisko biotyczne* [ed.] J. Domagała, University of Szczecin, 161-173
 23. Radwan S. (red.) 2004. Wrotki – Rotifera. Fauna Słodkowodna Polski. Zeszyt 32A i 32 B. Oficyna Wydawnicza Tercja.

24. Radwan, S., Bielańska-Grajner I., Ejsmont-Karabin J., 2004. Rotifers (Rotifera, Monogononta), Fauna Ślōdkowodna Polski Wydawnictwo Uniwersytetu Łōdzkiego, Łōdz, 579
25. Reynolds C.S., 2005. Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press.
26. Rybak J., Umińska-Wasiluk B. Wykorzystanie makrobezkręgowców bentosowych do oceny jakości wōd powierzchniowych na przykłādzie rzeki Piławy. Ochrona Środowiska 2007, vol. 28, nr 2, ss. 55–60.
27. Rybak, J., Pasternak, G. Analysis of Water Quality in the Area of Wrocław's Aquiferous Layers with Macroinvertebrates as Bioindicators. Ochrona Środowiska 2010, Vol. 32, No. 2, pp. 27–34.
28. Solarczyk A., 2005. Komunikat o jakości wōd jeziora Rudnickiego Wielkiego 2005r. Inspekcja Ochrony Środowiska. WIOŚ w Bydgoszczy, Delegatura w Toruniu. 28pp.
29. Solarczyk A., 2001. Jezioro Rudnickie Wielkie – rekultywacja i ochrona, a jakość wōd, WIOŚ w Bydgoszczy Delegatura w Toruniu, Toruń
30. Smith R.L. 1974, Ecology and field biology. II ed. Harper, NY, 850 pp.
31. Telesh I.V., 1996 Species composition of planktonic Rotifera, Cladocera and Copepoda in the littoral zone of Lake Ladoga. Hydrobiologia, 322: 181–185
32. Tomaszewicz H. 1979. Roślinność wodna i szuwarowa Polski. Warszawa: Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego
33. Trojan P., 1980, Ekologia ogōlna, wyd. IV. PWN, Warszawa, 419.
34. Utermohl H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 9, 1-38.
35. Wallace R.L., T.W. Snell, C. Ricci, Nogrady T., 1993. Rotifera [Ed. Thomas Nogrady] Volume 1: Biology, Ecology and Systematics. In: Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World") [Ed. Henri J. Dumont], SPB Academic Publishing bv, The Hague.
36. Wetzel RG, 1990, Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 24:6-24.
37. Zalewski M., 2000, "Ecohydrology—the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources." Ecological engineering 16.1: 1-8.
38. Źmudziński, L., (red.), 2002, Słownik hydrobiologiczny, PWN, Warszawa.

