



UNIWERSYTET PRZYRODNICZY W LUBLINIE
ZAKŁAD EKOLOGII KRAJOBRAZU I OCHRONY PRZYRODY

RAPORT Z REALIZACJI ZADANIA BADAWCZEGO

**MONITORING STANU EKOLOGICZNEGO
ZALEWU ZEMBORZYCKIEGO W ROKU 2010**

Praca zbiorowa pod redakcją

Tadeusz J. Chmielewskiego

LUBLIN 2010

SPIS TREŚCI

1. Próba bilansu biogenów	
<i>Marcin Kolejko</i>	7
2. Analiza zawartości zwiłków organicznych: węglowodanów i cukrów redukujących w przydennej warstwie wód i powierzchniowej półpłynnej warstwie osadów dennych	
<i>Adam E. Miczmański</i>	15
3. Badania fitoplanktonu	
<i>Michał Solis</i>	28
4. Badania struktury i różnorodności gatunkowej makrofitów wodnych	
<i>Joanna Sender</i>	42
5. Badania wrotków planktonowych	
<i>Andrzej Demetraki-Paleolog</i>	46
6. Badania makrobentosu	
<i>Igor Rybak</i>	51
5. Konsultacja naukowa, synteza interdyscyplinarna wyników prac całego zespołu oraz opracowanie wniosków końcowych	
<i>Tadeusz J. Chmielewski</i>	
8. Załącznik. 1. Dokumentacja fotograficzna stanowisk badawczych	

1. PRÓBA BILANSU BIOGENÓW

Marcin Kolejko

Wprowadzenie

Wody zbiorników zaporowych dość szybko ulegają eutrofizacji. W zbiornikach tych stężenia azotu amonowego i fosforu całkowitego, z reguły osiągają bardzo wysokie stężenia (Giziński i in. 1989, Kajak 1995). Wynika to głównie z zasobności zlewni w nutrienty (Giziński i in., 1989, Kajak 1995).

Do podstawowych elementów bilansu biogenów w przepływowych zbiornikach wodnych należą:

- a. ładunek biogenów dostarczany do zbiornika z wodami wpływającymi (ΣD_w),
- b. ładunek biogenów dostarczany do zbiornika innymi drogami, np. ze spływem powierzchniowym lub ze zwiewni (ΣI_n),
- c. ładunek biogenów wyprowadzany ze zbiornika z wodami odpływającymi (ΣW),
- d. ładunek biogenów podlegający akumulacji w zbiorniku (ΣA).

Wzajemne zależności w przepływie ładunku biogenów można określić wzorem:

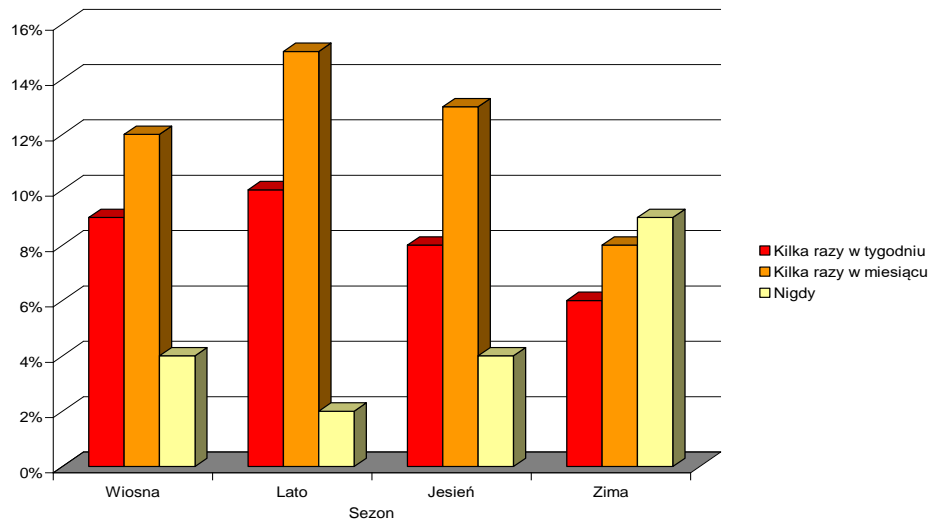
$$\Sigma A = \Sigma D_w + \Sigma I_n - \Sigma W$$

Przy obliczeniach przyjęto, że rzeka Bystrzyca po przejściu wód rzeki Krężniczanki niesie średnio ponad 2 m³/sek. wody (Michalczyk, Wilgat 1998). Po przeliczeniu tej wartości na dopływ dobowy do Zbiornika Zembrzyckiego można uznać, iż do zbiornika wprowadzana jest woda o objętości około 173 000 m³/dobę.

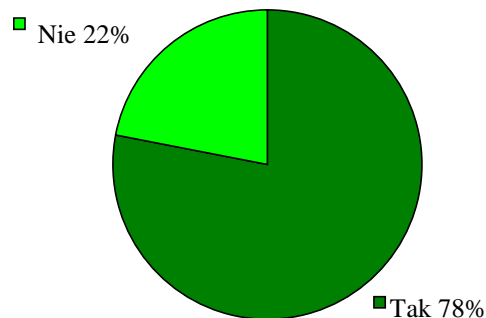
Ładunek biogenów dostarczanych w ciągu doby do zbiornika wraz z wodami rzeki Bystrzycy, obliczono mnożąc wielkość dobowego dopływu wód w m³ przez stężenie biogenów w wodzie na poszczególnych stanowiskach. Analogicznie obliczono ładunek biogenów wyprowadzanych ze zbiornika.

Podjęto również próbę oszacowania dopływu ładunków substancji organicznych wprowadzanych do zbiornika przez wędkarzy w formie zanęty. Na podstawie przeprowadzonych ankiet obliczono średnią ilość wędkujących, w tym korzystających z

tradycyjnych form nęcenia ryb. Każdego dnia na wodach Zlewu Zembrzyckiego wędkuje od 50 do 100 – średnio – 70 osób. Spośród nich około 25 % ankietowanych wędkuje w sezonie letnim. W tym 10% łowi ryby kilka razy w tygodniu, zaś 15% kilka razy w miesiącu. Ustalono też, że każdy wędkujący używa średnio od 0,5 do 1 kg zanęty.



Ryc. 1. Częstotliwość wędkowania w Zalewie Zembrzyckim



Ryc. 2. Połowy z zastosowaniem zanęty

Niemal 80% respondentów potwierdziło stosowanie różnego typu zanęty. Należy jednak zaznaczyć, iż zanęty tzw. firmowe oraz pasty ochotkowe (nazwa od *Chiroronomidae*) stanowiły około 40%.

Opierając się na wywiadzie środowiskowym wśród wędkujących określono i przyjęto najczęściej używany skład „tradycyjnej-domowej” zanęty. Tak też uczyniono dla tzw. „firmowych zanęt”. Następnie wykorzystując standardowe tabele kaloryczne obliczono rzeczywistą zawartość azotu i fosforu w poszczególnych komponentach zanęty (tab. 1, 2).

komponent	udział procentowy	zawartość azotu g w 1kg	zawartość fosforu g w 1kg	N g	P g
mąka pszenna	33	28,6	8,0	9,5	2,6
kasze, przetwory	33	13,4	1,8	4,4	0,6
kukurydza	19	14,9	3,4	2,8	0,6
pieczywo, otręby	10	11,7	0,7	1,2	0,1
makaron	5	16,0	1,0	0,8	0,1
1 kg	100%			18,7	4,0

Tab. 1. Ogólna zawartość fosforu i azotu w tradycyjnie stosowanych mieszankach zanętowych przez wędkarzy w Zbiorniku Zembrzyckim

komponent	udział procentowy	zawartość azotu g w 1kg	zawartość fosforu g w 1kg	N g	P g
Pasta ohotkowa	20	10,1	0,3	3,8	0,3
Granulat „firmowy”	80	41,3	2,8	6,1	0,9
1 kg	100%			9,9	1,2

Tab. 2. Ogólna zawartość fosforu i azotu w komercyjnych mieszankach zanętowych stosowanych przez wędkarzy w Zbiorniku Zembrzyckim

Ładunek biogenów dostarczanych innymi drogami, jak spływ powierzchniowy lub przesiąki z przydomowych szamb aktualnie są trudne do oszacowania. Pozwoli na to analiza różnic w stężeniu związków biogenych w piezometrach założonych w strefie brzegowej o raz w wodzie zbiornika.

Wyniki

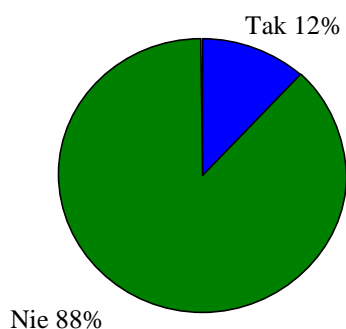
Około sześćdziesiąt procent wędkarzy korzystających z wód Zalewu Zembrzyckiego i stosujących tzw. „domowa zanętę” wprowadza każdego dnia około 1 122 g azotu i 240 g fosforu. Z kolei wędkarze stosujący komercyjne metody zanęt wzbogacali zbiornik o 396 g azotu oraz 41,2 g fosforu dziennie.

Z kolei wody rzeki Bystrzyca dostarczają

Podsumowanie

Wyniki ankiety dotyczące Zbiornika Zembrzyckiego. Powszechny jest pogląd, że wędkarstwo nie niesie ze sobą żadnych negatywnych oddziaływań na zbiornik. Tak odpowiedziało aż 88% zapytanych osób, a zaledwie 12% wędkarzy-responentów dostrzega zagrożenia jakie niesie wędkarskie użytkowanie zbiornika (Ryc. 3).

Zaskakujący jest również fakt, że aż 78% ankietowanych nie chciałoby, żeby w ramach ochrony Zalewu Zembrzyckiego przed degradacją ekologiczną wprowadzono zakaz zanęcania ryb (Ryc. 4). I ta informacja potwierdza opinię o konieczności prowadzenia akcji informacyjnych dla użytkowników zalewu.



Ryc. 3. Opinia wędkarzy-responentów na temat: „Czy wędkarstwo ma negatywny wpływ na jakość wody Zalewu Zembrzyckiego?”

Piśmiennictwo

Giziński A., Łędzki L. A., Kentzer A., Wiśniewski A., Żydkowiec R. 1989. Hydrobiological characteristic of the lowland, rheolimnic Włocławek reservoir on the Vistula River. Pol. J. Ekol., 37, 359-403

Kajak Z. 1994. Hydrobiologia . Ekosystemy wód śródlądowych.. F UW, Białystok, s. 326

Kajak Z. 1995. Zegrzyński Zbiornik zaporowy; Warunki środowiskowe. [W:] Z. Kajak (red.) Funkcjonowanie ekosystemów wodnych , ich rola i rekultywacja. Cz. 1. Ekologia zbiorników zaporowych i rzek. Mat. CPBP. Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 7-20

Michalczyk Z., Wilgat T. 1998. Stosunki wodne Lubelszczyzny. Badania hydrograficzne w poznaniu środowiska. Tom 4. Wyd. UMCS Lublin, s: 167

2. ANALIZA ZAWARTOŚCI ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH: WĘGLOWODORÓW I CUKRÓW REDUKUJĄCYCH W PRZYDENNEJ WARSTWIE WÓD I POWIERZCHNIOWEJ PÓLPŁYNNEJ WARSTWIE OSADÓW DENNYCH

Adam E. Liczmański

Material

Zgodnie z wcześniejszymi ustaleniami, materiał w ilości 1000 ml, tuż po pobraniu, stabilizowany był roztworem NaN_3 do końcowego stężenia 0,02%. Jak podają źródła, związek ten nie oddziałuje z cukrowcami, zwłaszcza polisacharydami i stanowi przy wspomnianej koncentracji wystarczające zabezpieczenie przed rozwojem mikroflory. Pojemniki z materiałem opatrzone były numerami od 1 do 8. Oznaczenia materiału znane są zleceniodawcy, podobnie jak i szczegóły dotyczące miejsca i sposobu jego pobrania. Dostarczony materiał przechowywano w lodówce w temperaturze 4° C przez weekend. Analizę materiału rozpoczęto 12.07.2010 r.

Przygotowanie materiału do analizy

Materiał zawierał różne ilości frakcji osadowych, dlatego też próby dokładnie wymieszano (ujednolicono), po czym wirowano przez 30 min przy 3.500 obr./min (wirówka typu MPW 340, rotor horyzontalny, firma: Mechanika Precyzyjna Warszawa). Ze względu na dużą ilość materiału, analizy można było wykonać w kilku powtórzeniach.

Próba oznaczenia zawartości skrobi w materiale wyjściowym według metody Van Loon'a

Z każdej próby pobierano po 1 ml materiału, dodawano 1 ml odczynnika jodowego i 8 ml wody. Objętość 1 ml próby jest maksymalną w tej metodzie. Oznaczenia wykonano w dwóch powtórzeniach i dwóch wariantach.

- **Wariant 1.** Pomiar ekstynkcji przy fali o długości 660nm wobec wody jako próby odniesienia. Próba „0” zawierała zamiast materiału 1 ml wody, pozostałe składowe mieszaniny reakcyjnej jak wyżej (tab.1).

Próba nr	A₆₆₀ - 1 powtórzenie	A₆₆₀ - 2 powtórzenie	A₆₆₀ - średnio
0	0,064	-----	-----
1	0,064	0,066	0,065
2	0,060	0,059	0,060
3	0,059	0,057	0,058
4	0,061	0,064	0,063
5	0,066	0,060	0,063
6	0,064	0,065	0,065
7	0,064	0,066	0,065
8	0,059	0,063	0,061

Tab. 1. Wartości ekstynkcji prób badanych i zerowej przy fali o długości 660 nm

Wartości ekstynkcji prób badanych, jak wynika z analizy danych zawartych w tab.1, oscylują wokół absorpcji próby odczynnikowej (zerowej). Są one maksymalnie wyższe od niej o 0,001 jednostki absorpcji, oraz o 0,006 niższe. Nie są to wartości, które w sposób jednoznaczny świadczyłyby o obecności skrobi, a wręcz przeciwnie, świadczą o tym, że w próbach badanych jest/są obecna/e substancja/e, które nieznacznie obniżają ich gęstość optyczną po wywołaniu reakcji barwnej, w porównaniu z próbą odczynnikową.

- **Wariant 2.** Pomiar ekstynkcji przy fali o długości 660 nm wobec próby odczynnikowej (tab.2).

Próba nr	A₆₆₀ - 1 powtórzenie	A₆₆₀ - 2 powtórzenie	A₆₆₀ - średnio
1	0,060	0,062	0,061
2	0,064	0,066	0,065
3	0,066	0,064	0,065
4	0,072	0,069	0,070
5	0,067	0,067	0,067
6	0,066	0,064	0,065
7	0,066	0,066	0,066
8	0,066	0,064	0,065

Tab. 2. Wartości ekstynkcji prób badanych mierzone wobec próby odczynnikowej przy fali o długości 660 nm

Druga seria pomiarów (tab.2), którą wykonano wobec próby odczynnikowej, mogłaby świadczyć o śladowych ilościach skrobi rzędu 61 do 67 μ g w analizie. Jednakże, jeśli wartości te porównać z ekstynkcją próby odczynnikowej (tab.1) są one wyższe, poza próbą nr 1 o 0,001 do maksymalnie 0,005 jednostki absorpcji. Tego rodzaju różnice, na trzecim miejscu po przecinku, mogą równie dobrze mieścić się w granicy błędu pipetowania i czułości metody. Pomiar ekstynkcji wykonano na spektrofotometrze dwuwiązkowym Serii Cecil 2000, w kuwetach szklanych. Bardziej wiarygodne jest przypuszczenie, że te niewielkie różnice w mierzonej ekstynkcji są wynikiem obecności różnej wielkości dekstryn (produktów degradacji skrobi), które w warunkach metody mogą wpływać w sposób niespecyficzny na wyniki pomiaru. pH prób użytych do analiz mieściło się w przedziale 6,5 – 7,0. W tym niejasnym obrazie wykonanych analiz postanowiono zateżyc materiał.

Test na obecność cukrowców redukujących (Próba Fehlinga) – materiał wyjściowy

Jeśli sugestia obecności w próbach produktów degradacji skrobi o różnych długościach łańcuchów, dających niespecyficzny sygnał przy 660 nm w metodzie Van Loon'a była słuszna, to należałoby oczekiwać pozytywnego wyniku reakcji z odczynnikiem Fehlinga. Wiadomo, że najlepiej wyrażone właściwości redukujące mają monosacharydy, a w miarę wydłużania się łańcucha wielocukrowca (oligosacharydy)

ich potencjał redukcyjny maleje, bo tylko jeden koniec redukujący przypada na wrastający łańcuch.

Pobrano po 1 ml wyjściowego materiału po odwirowaniu, dodano po 1 ml odczynnika Fehlinga (Fehling I : Fehling II w stosunku 1:1). Następnie próby inkubowano we wrzącej łaźni wodnej (temp. 99°C) przez 10 minut. Po tym czasie nie zaobserwowano pozytywnego wyniku, jakim jest ceglasto-czerwony osad tlenku miedziawego. Po oględzinach, próby wstawiono ponownie do tej samej łaźni, na 10 minut ale bez dalszego grzania. Po tym czasie zaobserwowano lekkie lokalne przebarwienia analizy i nadal brak osadu. Obserwacje wskazywały na powolny przebieg reakcji, w związku z tym próby pozostawiono w temperaturze pokojowej do następnego dnia. Obserwacje przeprowadzone po 24 h zestawiono w tabeli nr 3.

Nr próby	1	2	3	4	5	6	7	9
Wynik	+	+	+	+	2+	2+	2+	+

Tab. 3. Wyniki reakcji z odczynnikiem Fehlinga. + oznacza obecność śladowych ilości osadu Cu_2O , 2+ oznacza zdecydowanie większą ilość osadu w porównaniu z innymi próbkami

We wszystkich próbach stwierdzono śladowe ilości osadu, a w próbach 5,6, 7 było go więcej w porównaniu z pozostałymi, co zasygnalizowano cyfrą 2. Wyniki obserwacji mogą być potwierdzeniem wcześniejszych sugestii, wskazujących na obecność w materiale długo-łańcuchowych cukrowców z jednym końcem redukującym, a zatem posiadających niski potencjał redukcyjny, stąd czynnik czasowy i prawdopodobnie koncentracja cukrowców miały istotny wpływ na efekt końcowy testu.

Zatężanie materiału

Do kolb okrągłodennych o pojemności 250 ml dodawano standardowo po 80 ml klarownego materiału wyjściowego, a następnie po 25 ml 96% alkoholu etylowego (cz.d.a). Etanol dodawano w celu szybszego osiągnięcia punktu wrzenia odparowywanej próby. Kolby podłączano do wyparki próżniowej typu RVO firmy INGOS (Czechy) połączonej z pompą próżniową membranową 2-głowicową MPC 301 2p firmy ILMVAC (Niemcy) i umieszczano w łaźni wodnej o temperaturze 52°C. Ciśnienie układu próżniowego osiągało maksymalnie wartość 874 hPa. Po zatężeniu

materiał przenoszono ilościowo do probówek kalibrowanych w celu określenia objętości zatężonych prób i wyliczenia współczynnika zatężenia. Otrzymany materiał charakteryzował się żółtawym zabarwieniem o różnym stopniu intensywności, co prawdopodobnie związane było ze współczynnikiem zatężenia, a sama barwa przypuszczalnie pochodziła od jonów żelazowych na pewno obecnych w próbach. Objętości zatężonych prób oraz współczynniki zatężenia zestawiono w tabeli 4.

Próba nr	Objętość (ml)	Współczynnik zatężenia (x)
1	2,6	30,8
2	4,8	16,7
3	5,8	13,8
4	3,6	22,2
5	3,8	21,1
6	2,4	33,3
7	2,2	36,4
8	4,4	18,2

Tab. 4. Objętości zatężonych prób oraz współczynniki ich zatężenia

Po przeniesieniu materiału z kolb do probówek miarowych zauważono na ich dnie osady koloru białego oraz bezbarwną mazistą masę prawdopodobnie pochodzenia organicznego, oraz na obwodzie białe pierścienie (węglany ?) przypuszczalnie pochodzenia nieorganicznego.

Osady z dna kolb zawieszono w 2 ml wody i przeniesiono do oddzielnych probówek, po czym popłukano ściany kolb 1 ml wody, a popłuczyny łączono z zawieszonym osadem. Po wymieszaniu pobierano 1 ml do analizy na obecność skrobi. Próby z jodem dały wynik negatywny.

Podobnie postępowano z pozostałościami na obwodzie kolb. Bezpośrednio do kolb dodawano 1 ml wody, 1 ml odczynnika jodowego i 8 ml wody, a następnie omywano ścianki kolb. Po 15 minutach roztwory przenoszono do probówek (wykonano dodatkowo próbę zerową), po czym zmierzono ekstynkcje przy fali o długości 660 nm wobec wody. Otrzymano wynik negatywny, bowiem wizualnie, jeszcze przed pomiarem, nie zaobserwowano różnic w barwie pomiędzy próbą odczynnikową i

badanymi. Jednocześnie wyniki wykonanych pomiarów spektrofotometrycznych wynosiły odpowiednio dla próby „O” – 0,053, natomiast dla prób badanych od 0,047 do 0,058 jednostki absorpcji. Uwzględniając wysoki współczynnik załężenia prób, uzyskane wyniki nie wnoszą nic konkretnego w analizę materiału.

Próba oznaczenia skrobi w załężonym materiale

Oznaczenia wykonano tak, jak to opisano w punkcie 3. Wyniki pomiarów ekstynkcji zestawiono w tabeli 5.

Próba nr	E₆₆₀
0	0,048
1	0,061
2	0,054
3	0,049
4	0,055
5	0,052
6	0,055
7	0,054
8	0,055

Tab. 5. Ekstynkcje prób mierzone wobec wody przy fali o długości 660 nm. Do analizy użyto po 1 ml załężonego materiału

Jak przedstawiono powyżej w tab. 4 materiał wyjściowy został załężony od 13,8 (próba nr 3) do 36,4 krotnie (próba nr 7), niemniej jednak otrzymane wartości ekstynkcji nieznaczaco zmieniły się w porównaniu z próbą „O” (odczynnikową). Absorpcje prób badanych wzrosły od 0,001 (próba nr 3) do maksymalnie 0,013 (próba nr 1), w porównaniu z próbą zerową. Wyniki te absolutnie nie korelują ze współczynnikami załężenia materiału. Ponadto załężone próby posiadały charakterystyczną żółtawą barwę o zróżnicowanej intensywności, która mogła w niespecyficzny sposób wpływać na mierzoną ekstynkcję. Równie dobrze, obserwowane

nieznaczne różnice, mimo ponad 10-cio krotnego zażyczenia materiału, mogą wynikać z obecności długo-łańcuchowych cukrowców wchodzących w niespecyficzne połączenia z jodem. Postanowiono zatem wykonać dodatkowo, w zażyczonej materii, próbę na obecność cukrowców redukujących.

Próba Fehlinga na obecność cukrowców redukujących w zażyczonej materii

Oznaczenia przeprowadzono zgodnie z procedurą opisaną w punkcie 3 raportu. Obserwacje poczynione po 24 h wskazywały na powolny przebieg reakcji. Zauważono lokalne przebarwienia analiz. Po 48 h zmiana barwy postępowała, ale nie stwierdzono wyraźnego osadu tlenku miedziawego. Próby pozostawiono w temperaturze pokojowej. Po miesiącu (okres urlopu) stwierdzono we wszystkich analizach osad. Jednakże kolor jego nie był wyraźnie ceglasto-czerwony lecz oliwkowo-żółty (wypadkowa czerwonego i niebieskiego). Wyniki obserwacji zestawiono w tabeli 6.

Próba nr	1	2	3	4	5	6	7	8
Wynik	+	++	+++	+	+	+	++	+

Tab. 6. Wyniki reakcji poszczególnych prób z odczynnikiem Fehlinga. Plusy oznaczają względne ilości osadu

Uwagi końcowe

W analizowanym materiale nie stwierdzono obecności skrobi. Próby Fehlinga wskazują na obecność cukrowców redukujących. Czas potrzebny na uzyskanie pozytywnego wyniku wskazuje na obecność w materiale wielocukrowców o niskim potencjale redukcyjnym. Próba ilościowego oznaczenia cukrowców redukujących niewiele wniosłaby do sprecyzowania końcowych wniosków. Dostępne, chemiczne metody ilościowego oznaczania, jak np. metoda Bertranda, dają możliwość przeliczania wyników na cząsteczki glukozy, a tej z pewnością w próbach nie ma.

W związku z powyższym, jeżeli dalsze badania będą ogniskować się na grupie węglowodanów, a ściślej oligosacharydów lub cukrowców o dłuższych łańcuchach, które mogą być produktami degradacji skrobi, sugerowałbym pozostanie przy sposobie zabezpieczania materiału tuż po pobraniu, a w dalszej kolejności, po odwirowaniu, poddać go liofilizacji, a następnie analizie w systemie HPLC na specjalistycznych kolumnach. Ten rodzaj techniki da możliwość identyfikacji i kwantyfikacji cukrowców

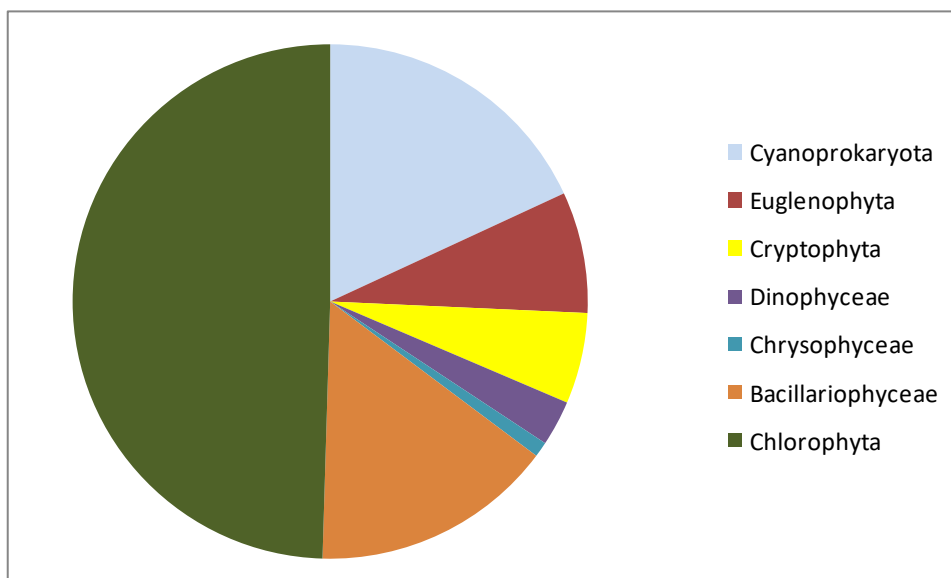
w analizowanym materiale. Niemniej jednak samo przygotowanie prób do rozdziału jest bardzo czasochłonne i wymaga dużego doświadczenia w tej dziedzinie.

3. STRUKTURA I RÓŻNORODNOŚĆ FITOPLANKTONU

Michał Solis

W 2010 roku przeprowadzono badania fitoplanktonu w Zbiorniku Zaporowym Zalew Zemborzycki i w rzece Bystrzyca. Próby do badań pobierano w trzech terminach (30.04., 13.07, 14.10).

W fitoplanktonie oznaczono łącznie 105 taksonów, z czego ponad połowę stanowiły taksony zieleniowe (Chlorophyta). Drugimi co do wielkości bogactwa gatunkowego grupami były sinice (Cyanoprokaryota) i okrzemki (Bacillariophyceae). W pozostałych grupach (kryptofity – Cryptophyta, bruzdnice – Dinophyta, chryzofity – Chrysophyceae) ilość taksonów nie przekraczała liczby osiem.

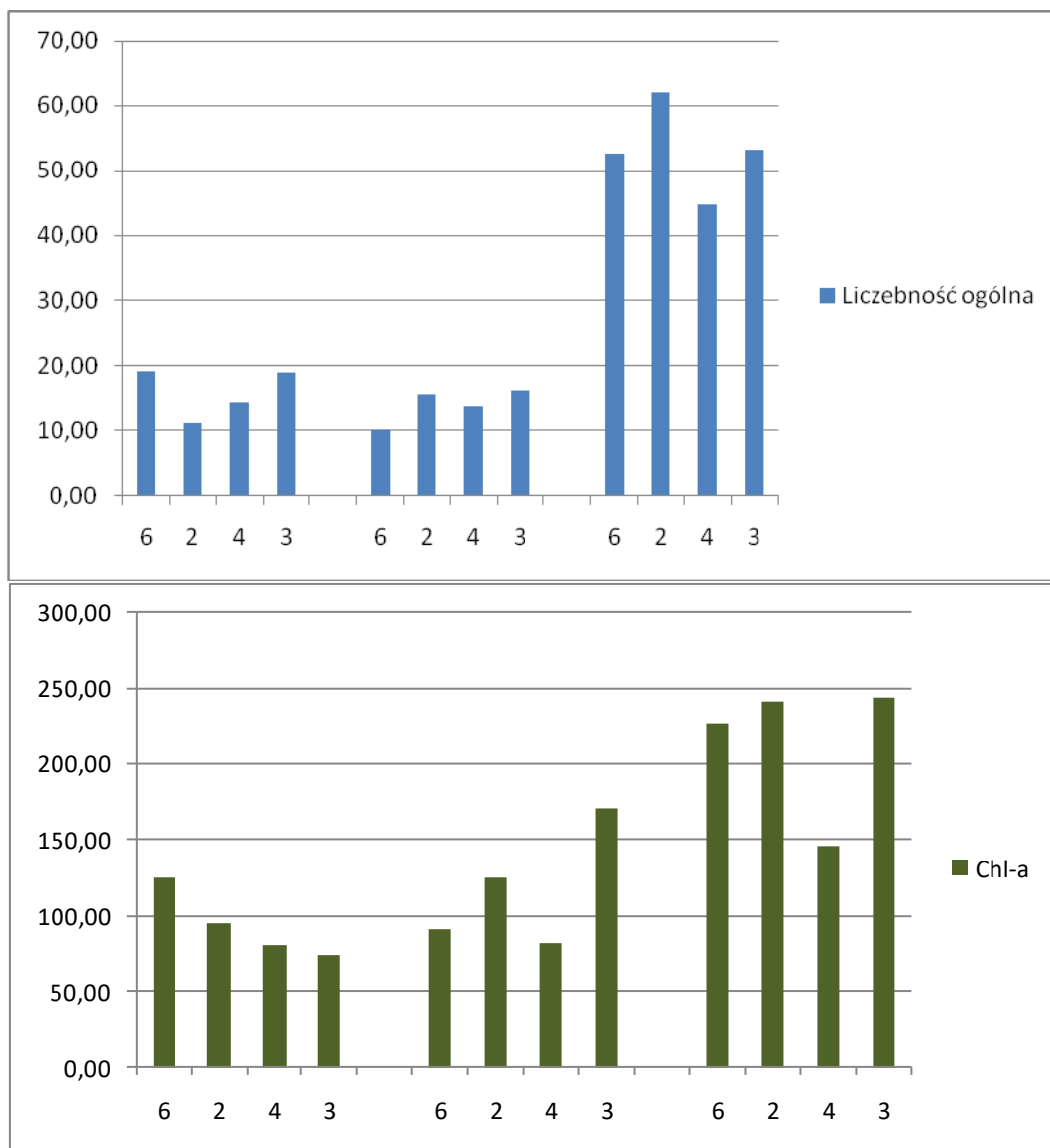


Rys. 1. Struktura gatunkowa fitoplanktonu w Zalewie Zemborzyckim i w rzece Bystrzyca w 2010 r.

Analiza ilościowa fitoplanktonu i jego struktury taksonomicznej (w tym struktury gatunków dominujących) wykazała, że wody Zalewu są w dużym stopniu przeżyźnione, a wody rzeki Bystrzyca zeutrofizowane.

Niezależnie od zmian sezonowych ilość fitoplanktonu w części limnicznej Zalewu (stanowiska 2,3,4,6), wyrażona liczebnością ogólną i stężeniem Chl-a, była zawsze wysoka, a w porze jesiennej osiągnęła wartości typowe dla zakwit

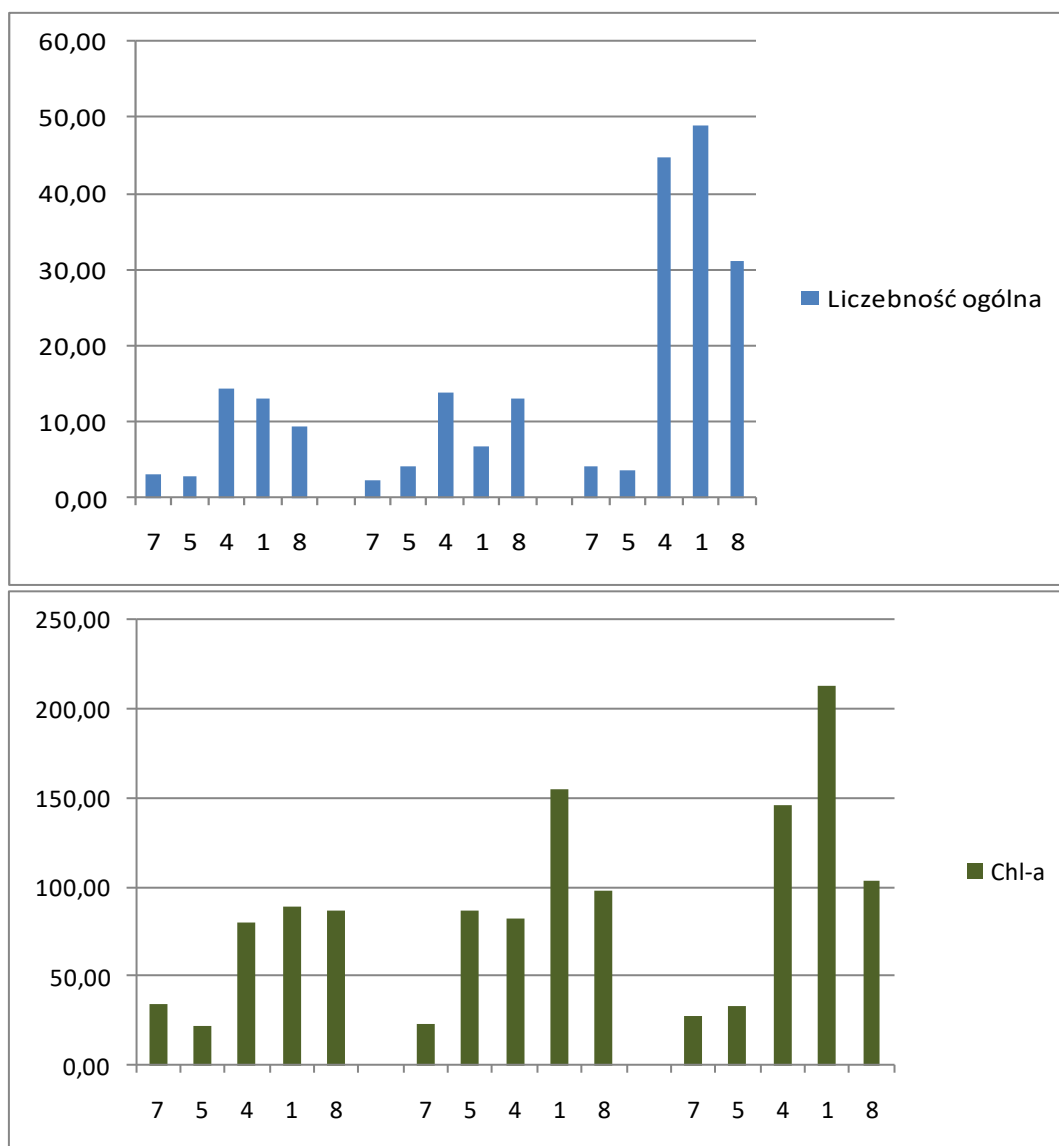
(okrzemkowego). Między stanowiskami badań w części limnicznej ilość fitoplanktonu nie różniła się zasadniczo, co związane być może z mieszaniem się wody wpływającym na równomierny rozkład ilości (rys. 2).



Rys. 2. Liczebność ogólna fitoplanktonu ($N 10^6 \text{ dm}^{-3}$) i stężenie chlorofilu-a ($\mu\text{g dm}^{-3}$) w stanowiskach części limnicznej Zalewu

Wyraźne różnice w ilości występowały w przestrzennym układzie stanowisk (Rys. 3): rzeka Bystrzyca przed Zalewem (st. 7) – górna część Zalewu (st. 5) – dolna część Zalewu (st. 4 i 1) - rzeka Bystrzyca poniżej zapory (st. 8). Zmiany ilości fitoplanktonu w tym układzie zależne były w dużym stopniu od zmieniającego się przepływu wody. W dwóch pierwszych stanowiskach (7 i 5), o większym przepływie wody, ilość ta utrzymywała się zawsze na niższym poziomie, niezależnie od zmian sezonowych. Wyraźny wzrost ilości fitoplanktonu następował w stanowiskach 4 i 1

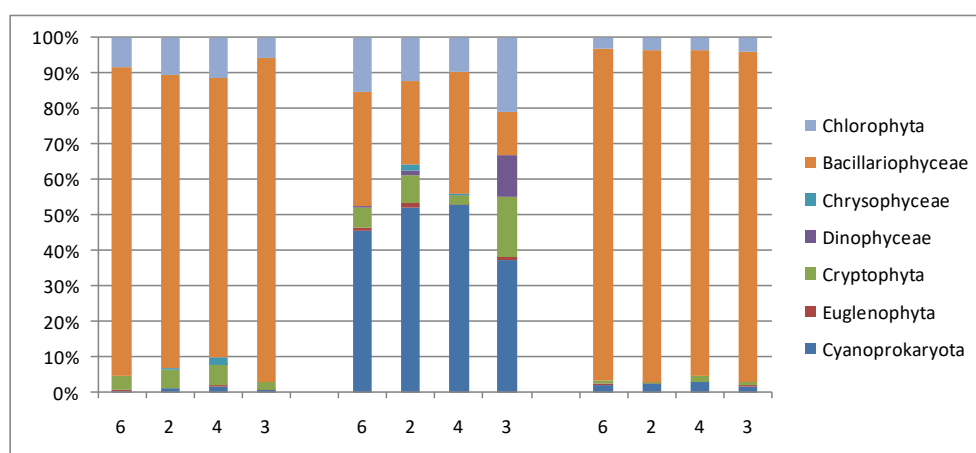
zlokalizowanych w części zbiornika o charakterze limnicznym (o stagnującej wodzie – zbliżonej warunkami do płytkiego jeziora). W okresie wiosenno-letnim w części przyzaporowej (st. 1) ilość fitoplanktonu była nieznacznie niższa, co związane było z wpływem wody przez jaz w zaprze betonowej i wskutek tego mechanicznym transportem komórek glonów. Potwierdzeniem tego jest utrzymująca się znaczna ilość fitoplanktonu w rzece Bystrzyca poniżej zapory, niezależnie od terminu badań.



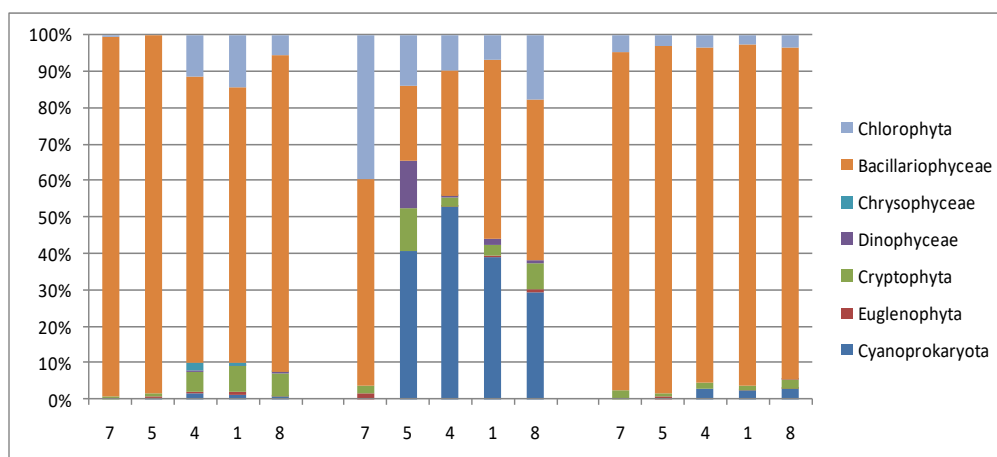
Rys. 3. Liczebność ogólna fitoplanktonu ($N \cdot 10^6 \text{ dm}^{-3}$) i stężenie chlorofilu-a ($\mu\text{g dm}^{-3}$) w układzie stanowisk rzeka Bystrzyca przed Zalewem (st. 7) – górna część Zalewu (st. 5) – dolna część Zalewu (st. 4 i 1) - rzeka Bystrzyca poniżej zapory (st. 8)

W fitoplanktonie Zalewu Zemborzyckiego i rzeki Bystrzyca dominowały okrzemki i sinice (rys. 4 i 5). W części limnicznej zbiornika struktura taksonomiczna

w stanowiskach były podobna i zmieniała się sezonowo. W porze wiosennej i jesiennej dominowały okrzemki, w porze letniej były to również sinice. Rozwój sinic należy tu wiązać ze znacznym ocieplaniem się wód Zalewu od początku lipca. W stanowiskach zlokalizowanych na rzece Bystrzyca powyżej zbiornika i w górnej jego części niezależnie od terminu badań fitoplankton był zawsze zdominowany tylko przez okrzemki. W stanowisku na rzece Bystrzyca poniżej zapory struktura taksonomiczna była bardzo podobna do tej w Zalewie, wskutek wcześniej wspomnianego upływu wód ze zbiornika.



Rys. 4. Struktura taksonomiczna fitoplanktonu w stanowiskach części limnicznej Zalewu

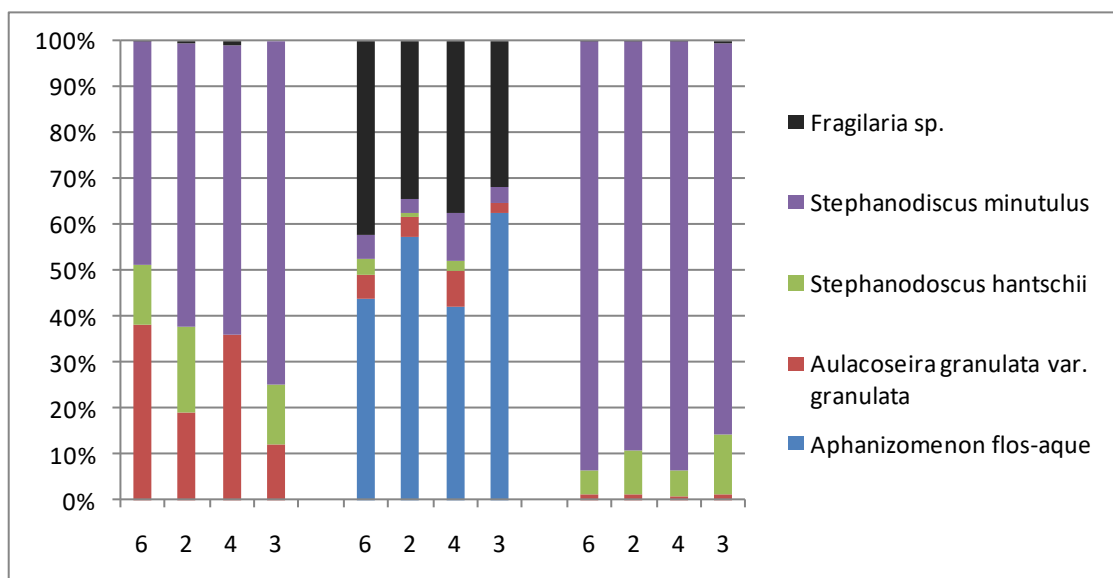


Rys. 5. Struktura taksonomiczna fitoplanktonu w układzie stanowisk rzeka Bystrzyca przed Zalewem (st. 7) – górna część Zalewu (st. 5) – dolna część Zalewu (St., 4 i 1) - rzeka Bystrzyca poniżej zapory (st. 8)

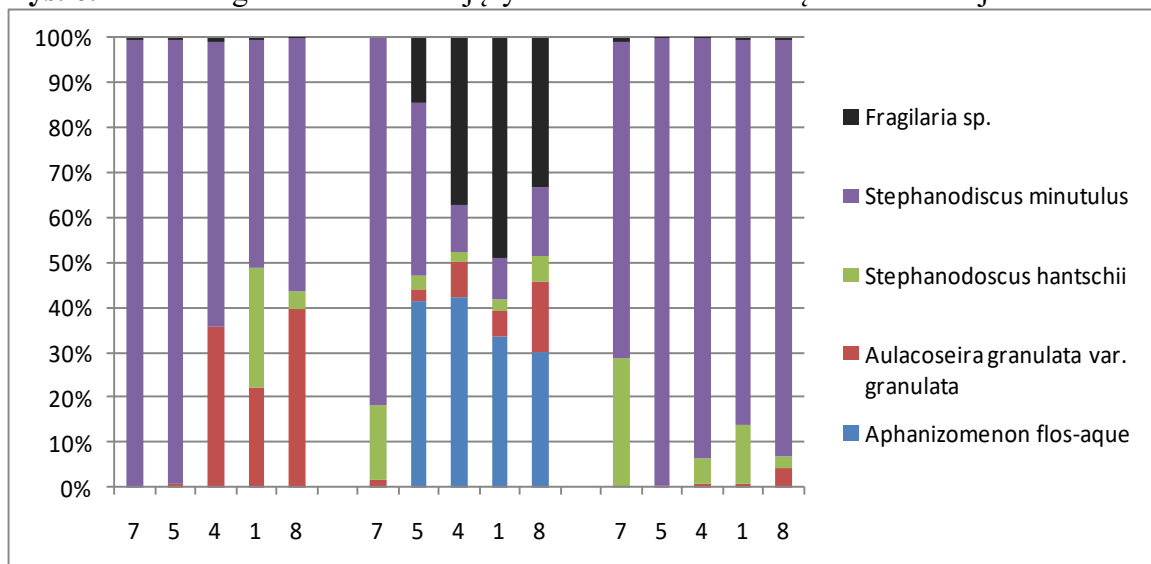
Wśród okrzemek taksonami dominującymi były *Stephanodiscus minutulus*, *Stephanodiscus hantschii*, *Aulacoseira granulata* i taksony z rodzaju *Fragilara*. Wśród sinic taksonem dominującym była *Aphanizomenon flos-aque*, a gatunkami

subdominującymi były również sinice *Planktothrix agardhii*, *Anabeana spiroides*, *Microcystis aeruginosa*, *Pseudoanabaena limnetica* i *Planktolyngbya limnetica*. Dominacja tych gatunków, niezależnie od pory badań, jest objawem nadmiernej żyzności wód zbiornika i rzeki Bystrzyca. Okrzemki *Stephanodiscus minutulus*, *Stephanodiscus hantschii*, *Aulacoseira granulata* oraz nitkowata sinica *Planktothrix agardhii* są typowymi składnikami fitoplanktonu wód hipertroficznymi i mętnych. Sinica *Aphanizomenon flos-aque* tworzy natomiast często powierzchniowe zakwity w płytkich, znacznie przeżyźnionych zbiornikach.

Wymiana gatunków dominujących w stanowiskach części limnicznej Zalewu zachodziła wyłącznie sezonowo (Rys. 6). W okresie wiosny dominowały okrzemki *Stephanodiscus minutulus* i *Aulacoseira granulata*, w porze letniej była to sinica *Aphanizomenon flos-aque* wraz z okrzemkami z rodzaju *Fragilaria* (głównie *Fragilaria ulna*), jesienią natomiast dominowała ponownie okrzemka *Stephanodiscus minutulus*. Okrzemka ta osiągnęła bardzo wysoką liczebność (> 35 mln os. dm^{-3}), co przy stężeniu Chl-a powyżej $140 \mu\text{g dm}^{-3}$ wskazuje na zakwit. Podobny schemat wymiany sezonowej gatunków dominujących występował w układzie stanowisk rzeka Bystrzyca przed Zalewem – górna część Zalewu – dolna część Zalewu - rzeka Bystrzyca poniżej zapory. Różnice występowały natomiast pomiędzy stanowiskami. W dwóch pierwszych stanowiskach, o charakterze przepływowym, dominowała okrzemka *Stephanodiscus minutulus*, niezależnie od terminu badań. W części limnicznej jej dominacja utrzymywała się tylko w porze wiosennej i jesiennej. W okresie lata, podczas dominacji sinic i okrzemek *Fragilaria* spp., jej ilość była znacznie mniejsza. W stanowisku na rzece Bystrzyca poniżej zapory struktura dominacji gatunkowej była podobna jak w Zalewie.



Rys. 6. Struktura gatunków dominujących w stanowiskach części limnicznej Zalewu



Rys. 7. Struktura gatunków dominujących w układzie stanowisk rzeka Bystrzyca przed Zalewem (st. 7) – górna część Zalewu (st. 5) – dolna część Zalewu (St., 4 i 1) - rzeka Bystrzyca poniżej zapory (st. 8)

Schemat takiej dominacji gatunkowej jest wynikiem wprowadzania wodami rzecznyimi komórek okrzemki *Stephanodiscus minutulus* do zbiornika, dalej rozwoju fitoplanktonu (m.in. sinic) w jego części limnicznej w warunkach zbliżonych do jeziora (brak przepływu, a wzrost znaczenia czynników takich jak światło, temperatura wody, zawartość substancji biogenicznych, presja zooplanktonu) oraz upływu wód z części limnicznej zbiornika do rzeki poniżej zapory.

	1	2	3	4	5	6	7	8
30.04.2010								
Liczebność ogólna (N 10 ⁶ dm ⁻³)	12,91	11,04	18,99	14,22	2,71	19,15	3,13	9,41
Chl-a (µg dm ⁻³)	88,70	95,19	73,37	80,03	22,56	125,44	34,76	86,27
13.07.2010								
Liczebność ogólna (N 10 ⁶ dm ⁻³)	6,62	15,49	16,17	13,70	4,01	10,09	2,16	13,07
Chl-a (µg dm ⁻³)	154,75	124,78	170,58	82,25	86,63	90,88	23,41	97,45
14.10.2010								
Liczebność ogólna (N 10 ⁶ dm ⁻³)	48,82	62,04	53,27	44,73	3,55	52,67	4,24	31,07
Chl-a (µg dm ⁻³)	212,93	240,51	243,80	145,68	32,78	227,11	27,51	103,46

Tab. 1. Ilość fitoplanktonu w badanych stanowiskach Zalewu Zemborzyckiego i rzeki Bystrzyca

	1	2	3	4	5	6	7	8
30.04.2010								
Cyanoprokaryota	0,12	0,12	0,12	0,24	0,01	0,08	0,00	0,06
Euglenophyta	0,16	0,00	0,04	0,04	0,01	0,04	0,00	0,02
Cryptophyta	0,87	0,60	0,36	0,79	0,02	0,79	0,03	0,60
Dinophyta	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,02
Chrysophyta	0,12	0,04	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,02
Bacillariophyceae	9,73	9,14	17,40	11,20	2,67	16,64	3,09	8,17
Chlorophyta	1,87	1,15	1,07	1,63	0,00	1,59	0,01	0,54

Tab. 2. Ilość grup taksonomicznych fitoplanktonu w badanych stanowiskach Zalewu Zemborzyckiego i rzeki Bystrzyca w porze wiosennej

	1	2	3	4	5	6	7	8
13.07.2010								
Cyanoprokaryota	2,57	8,06	6,04	7,23	1,63	4,61	0,00	3,85
Euglenophyta	0,04	0,20	0,16	0,04	0,00	0,08	0,04	0,08
Cryptophyta	0,19	1,19	2,70	0,32	0,48	0,56	0,04	0,91
Dinophyta	0,13	0,24	1,91	0,04	0,52	0,04	0,00	0,16
Chrysophyta	0,00	0,24	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Bacillariophyceae	3,26	3,65	1,95	4,73	0,83	3,26	1,23	5,76
Chlorophyta	0,45	1,91	3,42	1,31	0,56	1,55	0,86	2,30

Tab. 3. Ilość grup taksonomicznych fitoplanktonu w badanych stanowiskach Zalewu Zemborzyckiego i rzeki Bystrzyca w porze letniej

	1	2	3	4	5	6	7	8
14.10.2010								
Cyanoprokaryota	1,07	1,47	0,91	1,27	0,00	1,15	0,00	0,84
Euglenophyta	0,16	0,12	0,12	0,00	0,03	0,12	0,00	0,04
Cryptophyta	0,52	0,28	0,60	0,71	0,03	0,60	0,09	0,73
Dinophyta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Chrysophyta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bacillariophyceae	45,84	57,91	49,41	41,15	3,39	49,06	3,94	28,32
Chlorophyta	1,23	2,26	2,22	1,59	0,10	1,75	0,20	1,13

Tab. 4. Ilość grup taksonomicznych fitoplanktonu w badanych stanowiskach Zalewu Zemborzyckiego i rzeki Bystrzyca w porze jesiennej

	1	2	3	4	5	6	7	8
30.04.2010								
Aphanizomenon flos-aque	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Aulacoseira granulata	2,07	1,71	2,03	3,97	0,02	6,20	0,00	3,14
Stephanodiscus minutulus	2,54	1,71	2,18	0,00	0,00	2,14	0,00	0,30
Stephanodiscus hantschii	4,77	5,60	12,71	6,99	2,56	7,94	3,04	4,47
Fragilaria spp.	0,04	0,04	0,00	0,12	0,01	0,04	0,01	0,02

Tab. 5. Ilość gatunków dominujących w fitoplanktonie w badanych stanowiskach Zalewu Zemborzyckiego i rzeki Bystrzyca w porze wiosennej

	1	2	3	4	5	6	7	8
13.07.2010								
Aphanizomenon flos-aque	1,62	4,89	3,02	3,18	0,56	2,22	0,00	2,34
Aulacoseira granulata	0,28	0,36	0,12	0,60	0,04	0,28	0,02	1,23
Stephanodiscus minut ulus	0,11	0,08	0,00	0,16	0,04	0,16	0,19	0,44
Stephanodiscus hantschii	0,45	0,24	0,16	0,79	0,52	0,28	0,91	1,19
Fragilaria spp.	2,36	2,94	1,55	2,82	0,20	2,14	0,00	2,58

Tab. 6. Ilość gatunków dominujących w fitoplanktonie w badanych stanowiskach Zalewu Zemborzyckiego i rzeki Bystrzyca w porze letniej

	1	2	3	4	5	6	7	8
14.10.2010								
Aphanizomenon flos-aque	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Aulacoseira granulata	0,32	0,64	0,64	0,36	0,01	0,48	0,00	1,17
Stephanodiscus minutulus	6,00	5,52	6,36	2,18	0,00	2,66	1,10	0,73
Stephanodiscus hantzschii	38,97	51,32	41,87	38,09	3,29	45,28	2,70	25,90
Fragilaria spp.	0,16	0,12	0,16	0,08	0,01	0,12	0,04	0,19

Tab. 7. Ilość gatunków dominujących w fitoplanktonie w badanych stanowiskach Zalewu Zemborzyckiego i rzeki Bystrzyca w porze jesiennej.

4. STRUKTURA I RÓŻNORODNOŚĆ GATUNKOWA MAKROFITÓW WODNYCH

Joanna Sender

Wprowadzenie

Zbiornik retencyjny – jezioro zaporowe to akwen sztuczny, utworzony przez człowieka, na skutek przegrodzenia doliny rzecznej zaporą. Charakteryzuje się zazwyczaj znaczną powierzchnią i niewielką głębokością. Głównym celem ich powstania jest wyrównanie odpływu rzecznej, a tym samym regulacja stosunków wodnych oraz gromadzenie wody w okresach jej nadmiaru (retencja), a także dla potrzeb wypoczynku i rekreacji (Prochal 1978, Ciepeliowski 1999). Zalew Zemborzycki, sztuczny zbiornik wodny na rzece Bystrzycy, to ekosystem, w którym panują bardzo różnorodne warunki i jak każdy podlega procesom ewolucji.

Flora naczyniowa w ekosystemach wodnych jest względnie stałym czynnikiem, podlegającym stosunkowo powolnym zmianom. W niektórych jednak wypadkach zmiany te są bardzo silne powodując zmiany struktury jakościowej i ilościowej makrofitów. Przyczyn owych zmian jest wiele między innymi: osłonięcia zbiornika od wiatru, zacienienie, przemarzanie, wahania poziomu wody, rozwój glonów nitkowatych, wahania zawartości soli biogennych rozpuszczonych w wodzie, działalność człowieka. Zbiorniki o małej objętości wody charakteryzują się dużą zmiennością flory naczyniowej. Zalew Zemborzycki należy do zbiorników, w którym makrofity poddawane mogą być istotnym i częstym zmianom.

Litoral jeziorny to najbogatsza, pod względem jakościowym i ilościowym zamieszkałych w niej organizmów żywych fauny i flory, strefa zbiornika wodnego. Sposób wykształcenia tej strefy może być bardzo różny i jest wypadkową wielu czynników (Bernatowicz 1960). Litoral jest także jedynym miejscem występowania makrofitów. Makrofity są morfologicznie bardzo zróżnicowaną grupą roślin (Cook 1985, Wołek 1996). Należą do nich wszystkie krajowe ramienice (Charophyta), część mszaków (Bryophyta), nieliczne paprotniki (Pteridophyta) oraz niewielka grupa roślin

nasiennych (Spermatophyta) (Szmeja 2006). Większość systemów klasyfikacyjnych roślin wodnych utworzono na podstawie kryterium wzrostu. Według podziału Sculthorpe (1967), wśród makrofitów można wyróżnić trzy kategorie form wzrostu: zanurzone, częściowo wynurzone i o liściach pływających. Znaczne zróżnicowanie morfologiczne w obrębie różnych gatunków makrofitów wynika z ich adaptacji do różnych warunków środowiska. Środowisko wodne ma odmienne właściwości niż środowisko lądowe wskutek różnego natężenia wielu czynników ekologicznych oddziałujących na żywe organizmy (Bernatowicz, Wolny 1974).

Jeziora makrofitowe to takie, których dużą powierzchnię dna pokrywa zwarta roślinność, cechuje je duża przezroczystość wody, bowiem makrofity wraz z porastającym je peryfitonem stanowią konkurencję dla fitoplanktonu w pobieraniu związków biogenych. Makrofity utrwalają osady denne, zmniejszając ich resuspensję pod wpływem mieszania, ponadto wydzielają do wody wiele metabolitów, z których część ma zdolność hamowania rozwoju fitoplanktonu, a szczególnie intensywnie zjawisko to zachodzi wśród łąk ramienicowych (Gross 2003). Podwodne łąki makrofitów występowały w jeziorach mezotroficznych i eutroficznych. Jednakże w tych drugich utrzymują one sztuczny stan tzw. „czystowodny”, stąd ich zniszczenie może powodować raptowne przejście do stanu „mętnowodnego”, zdominowanego przez fitoplankton. W przypadku większej różnorodności zbiorowisk roślinnych proces ten jest rozciągnięty w czasie.

Rozmieszczenie roślinności występującej w litoralu, jej struktura jakościowa i ilościowa jest bardzo zróżnicowana w jeziorach o różnej genezie i trofii. Litoral zasiedlony przez makrofity – fitolitoral, odgrywa ogromną rolę w funkcjonowaniu całego zbiornika. Jego środowiskotwórcza rola jest tym bardziej znacząca, im większą zajmuje powierzchnię i im bardziej jest zróżnicowany (Pieczyńska 1988, Ozimek 1991, Thiebaut i in. 2002, Dhote, Dixit 2007). Skład gatunkowy, zasięg występowania i biomasa makrofitów determinowane są m.in. przez status troficzny zbiornika (Ozimek 1983). Rola makrofitów w biocenozach wodnych zależy między innymi od różnorodności gatunkowej roślin, zagęszczenia ich populacji sposobu rozmieszczenia w litoralu, rytmiki pojawiania się oraz struktury i dynamiki zbiorowisk roślinnych. Znaczenie poszczególnych gatunków roślin wodnych jest zmienne w czasie i przestrzeni, głównie z powodu niestałości takich czynników jak: światło, temperatura, ilość i dostępność substancji odżywczych, rodzaju osadu, kąta nachylenia podłoża, zjawiska hydrodynamicznych, presji człowieka (Szmeja 2006).

Celem opracowania było określenie zróżnicowania gatunkowego fitolitoralu zbiornika Zemborzyckiego, jego powierzchni, rozmieszczenia biomasy makrofitów w zbiorniku. Ponadto określono zasięg występowania makrofitów w zbiorniku. Dokonano także florystycznej charakterystyki dwóch stanowisk na rzece Bystrzycy powyżej oraz poniżej Zalewu Zemborzyckiego.

Podjęto również próbę oceny krótkoterminowych zmian w składzie jakościowym makrofitów Zalewu.

Metody badań

Badania makrofitów prowadzono w sezonie wegetacyjnym w roku 2010. Zbiorowiska roślinne zbadano i zidentyfikowano w oparciu o metodę zdjęć fitosocjologicznych Braun-Blanqueta (Fukarek 1967). System syntaksonomiczny przyjęto wg Matuszkiewicza (2005).

Biomasę, zagęszczenie, skład gatunkowy oraz zasięg makrofitów analizowano w transektach horyzontalnych, począwszy od linii brzegowej do maksymalnego zasięgu ich występowania (Ryc.1). Rozmieszczenie transektów uzależnione było od zróżnicowania roślinności oraz zagospodarowania ziemi w zlewni, wyznaczone na podstawie wskaźnika Minimalnej Liczby Transektów (MLT) (Jensen 1977). Próby pobierano co 0,5m głębokości, do tego celu używano grabi florystycznych o powierzchni chwytnej 0,16m² (Bernatowicz 1960). Powierzchnię fitolitoralu oraz długość linii brzegowej zasiedlonej przez makrofity określano na podstawie map roślinności rzeczywistej tych jezior przy użyciu programu Macrostation vr 8.



Ryc. 1. Rozmieszczenie zdjęć fitosocjologicznych i transektów florystycznych w Zalewie Zemborzyckim

Wyniki

Na podstawie 39 zdjęć fitosocjologicznych zlokalizowanych w Zalewie Zemborzyckim stwierdzono występowanie zaledwie 8 zbiorowisk roślinnych budowanych przez 42 gatunki (tab. 1).

L.p.	Zbiorowisko	Zalew	Powyżej Zalewu	Poniżej Zalewu
1	<i>Potametum perfoliati</i> Koch 1926 em. Pass. 1964	+		
2	<i>Potametum pectinati</i> Carstensen 1955	+		
3	<i>Lemno minoris</i> – <i>Salvinietum natantis</i> (Slavnic 1956) Korneck 1959	+		
4	<i>Typhetum angustifoliae</i> (Allorge 1922) Soo 1927	+		
5	<i>Phragmitetum australis</i> (Gams 1927) Schmale 1939	+		+
6	<i>Glycerietum maximae</i> Hueck 1931	+	+	+
7	<i>Phalaridetum arundinaceae</i> (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931	+	+	
8	<i>Cicuto Caricetum pseudociperi</i> Boer et Siss. In Boer 1942	+		
9	<i>Salicetum pentandro-cinereae</i> (Almq. 1929) Pass. 1961		+	
10	<i>Scirpetum sylvatici</i> Ralski 1931		+	

Tab. 1. Zbiorowiska roślinne Zalewu Zemborzyckiego oraz stanowisk na rzece Bystrzycy (2010)

Stanowiska zlokalizowane na rzece Bystrzycy charakteryzowały się stosunkowo małym zróżnicowaniem roślinności (fot. 1). Powyżej Zalewu wykształciły się 4 zbiorowiska budowane przez 20 gatunków, zaś poniżej Zalewu tylko 2, tworzone przez zaledwie 5 gatunków (tab. 1).

a)

b)

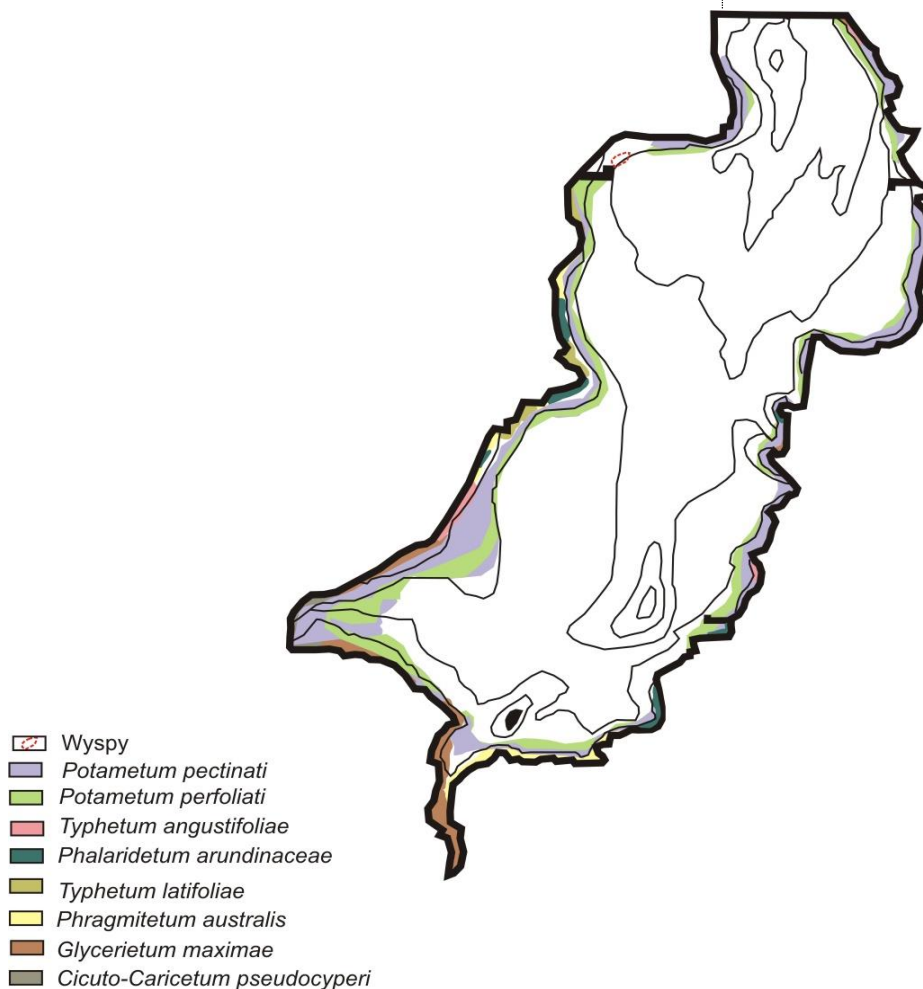


Fot. 1. Stanowiska a) powyżej b) poniżej Zalewu Zemborzyckiego

W roku 2010 makrofity zanurzone i wynurzone zasiedlały w Zalewie Zemborzyckim ok. 23% powierzchni lustra wody, co oznacza, iż zaledwie 64 ha porośnięte są przez roślinność (ryc. 2). W tym makrofity zanurzone zajmowały aż 43 ha, zaś wynurzone 21 ha. Stanowi to odpowiednio 67% i 33%. Obserwuje się również tendencję spadkową w stosunku do roku 2007, w którym makrofity zasiedlały 72,2 ha (Sender 2007). Powodem owych zmian mogły być prace budowlane przy ścieżce rowerowej, które w znaczny sposób ograniczyły występowanie makrofitów wynurzonych. Efektem tego jest większy udział zbiorowisk makrofitów zanurzonych w tworzeniu fitolitoralu Zalewu (ryc. 2).

<i>Potametum perfoliati</i>	25,7
<i>Potametum pectinati</i>	27,9
<i>Lemno minoris – Salviniatum</i>	0,4
<i>natantis</i>	
<i>Typhetum angustifoliae</i>	4,9
<i>Phragmitetum australis</i>	12,9
<i>Glycerietum maximae</i>	14,8

Phalaridetum arundinaceae 8,9
Cicuto-Caricetum pseudociperi 4,5

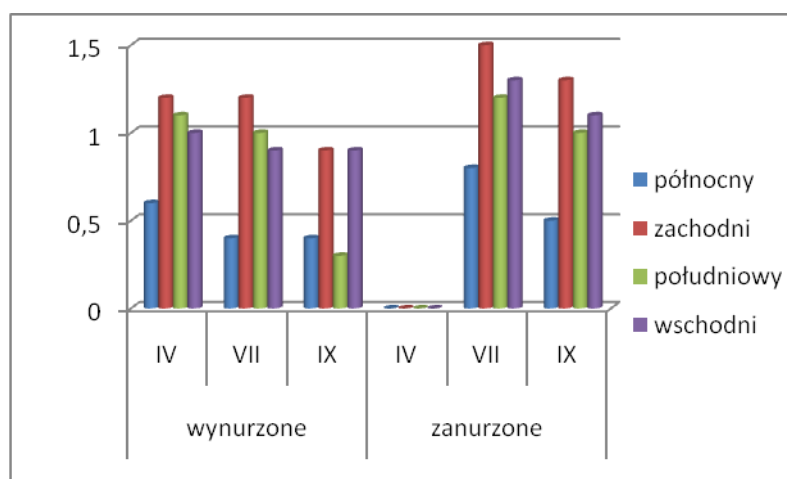


Ryc. 2. Rozmieszczenie makrofitów w Zalewie Zemborzyckim oraz udział % poszczególnych zbiorowisk w tworzeniu fitolitoralu (lato 2010).

W jeziorach o podobnej morfometrii i trofii makrofity często rozwijają się na całej powierzchni dna jeziora (Sender 2009, 2009b).

Zasięg występowania makrofitów Zalewu Zemborzyckiego, to cecha która wskazuje na warunki siedliskowe. O ile zasięg makrofitów zanurzonych nie zależy bezpośrednio od warunków świetlnych panujących w wodzie, o tyle ich wyznacznikiem jest występowanie makrofitów zanurzonych.

Zasięg makrofitów określany był na podstawie średnich wartości z wyróżnionych stanowisk. Stąd dla niektórych fragmentów wydaje się on zbyt wysoki, zwłaszcza dla wschodniej części gdzie znacząca część brzegu po tej stronie jest pozbawiona makrofitów wynurzonych. Największy zasięg występowania zarówno makrofitów wynurzonych jak i zanurzonych był na zachodnim brzegu zalewu, maksymalnie do 1,5m w szczycie sezonu wegetacyjnego (ryc. 3).



Ryc. 3. Zasięg występowania makrofitów w poszczególnych sezonach badań (2010)

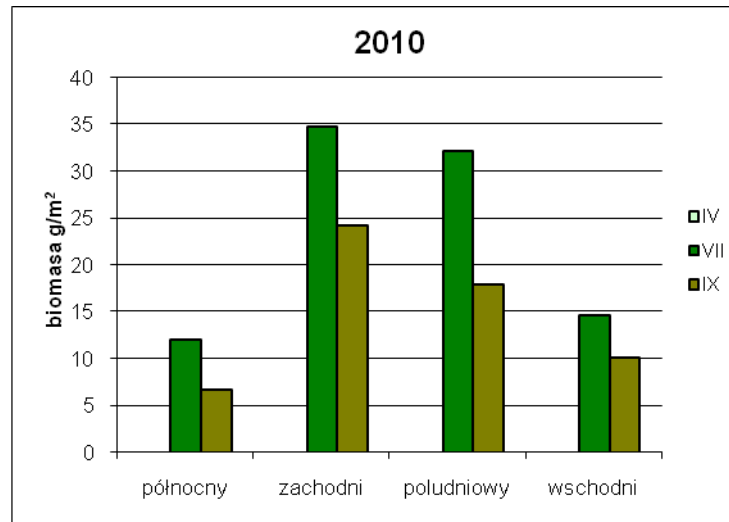
W kwietniu 2010 roku nie pojawiły się makrofity zanurzone, przyczyną owej anomalii mogła być długa i mroźna zima, która opóźniła rozwój roślin wodnych.

W okresie jesiennym w południowej i południowo-zachodniej części zbiornika na skutek prowadzonych prac przy modernizacji ścieżki rowerowej większość roślin porastających skarpy została zniszczona (fot. 2).



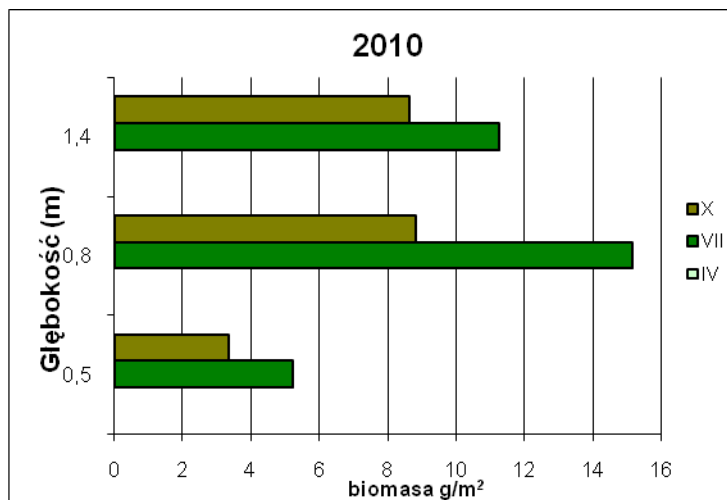
Fot. 2. Południowy i południowo-zachodni brzeg po pracach budowlanych (październik 2010)

Całkowita biomasa makrofitów zasiedlająca wody Zalewu Zemborzyckiego wynosiła 62 t w roku 2007 była wyższa i wynosiła 96 t, natomiast w roku 2005 73,2 t (Sender 2007). Zatem biomasa makrofitów wykazuje znaczne fluktuacje. Pomimo znacznej powierzchni zajmowanej przez makrofity zanurzone ich biomasa w skali całego zbiornika była niska wynosiła bowiem 13,5 t. Największe jej wartości kształtowały się w południowej i zachodniej części zbiornika (ryc. 4).



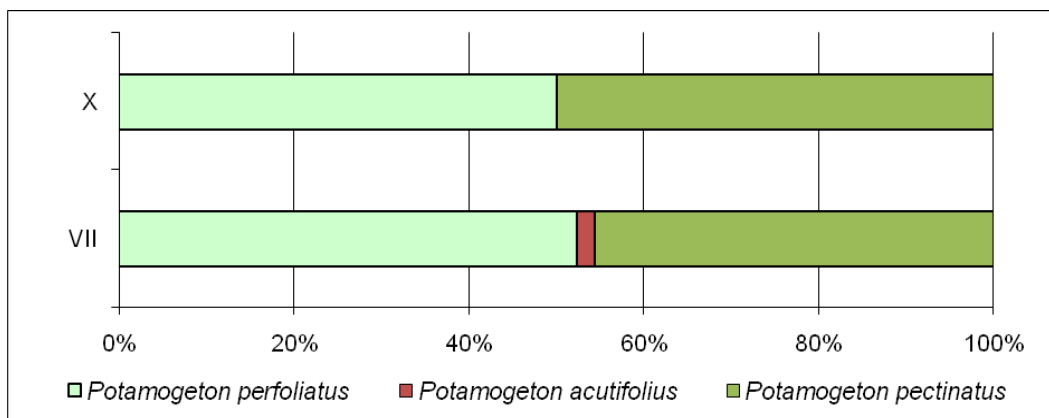
Ryc. 4. Kształtowanie się biomasy makrofitów zanurzonych w Zalewie Zemborzyckim

Makrofity zanurzone rozwijały się do głębokości 1,4 m, zaś największe wartości biomasy występowały na głębokości 0,8 m (ryc. 5).



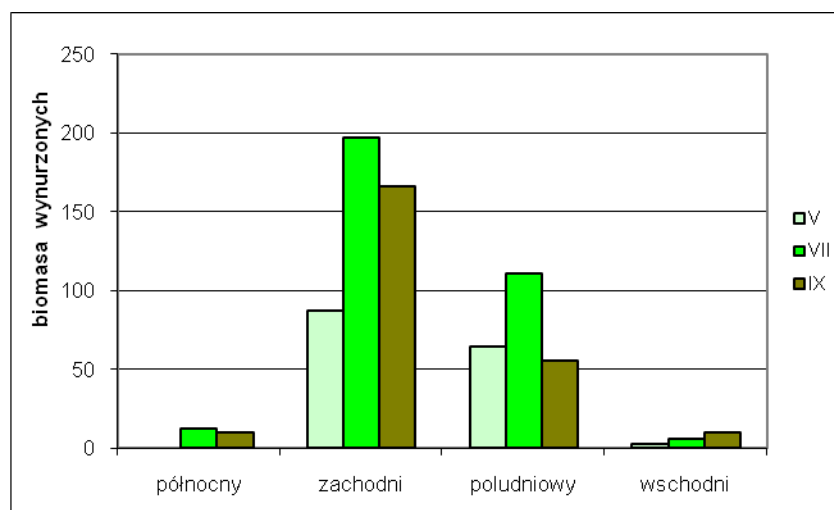
Ryc. 5. Rozmieszczenie biomasy makrofitów zanurzonych na poszczególnych głębokościach w Zalewie Zemborzyckim

Największy udział w tworzeniu biomasy makrofitów zanurzonych miały dwa gatunki *Potamogeton perfoliatus* i *P. pectinatus*, gatunki o bardzo szerokiej amplitudzie ekologicznej (Ryc. 6).



Ryc. 6. Udział procentowy poszczególnych gatunków makrofitów zanurzonych w biomasie (2010)

Makrofity wynurzone osiągnęły biomasę 48,5 t dla całego zbiornika, co oznacza 0,2 tna 1 ha Zalewu. Rozmieszczenie ich było nierównomierne, koncentrowały się głównie w zachodniej i południowej części zbiornika (ryc. 7).



Ryc. 7. Rozmieszczenie biomasy makrofitów wynurzonych w Zalewie Zemborzyckim (2010)

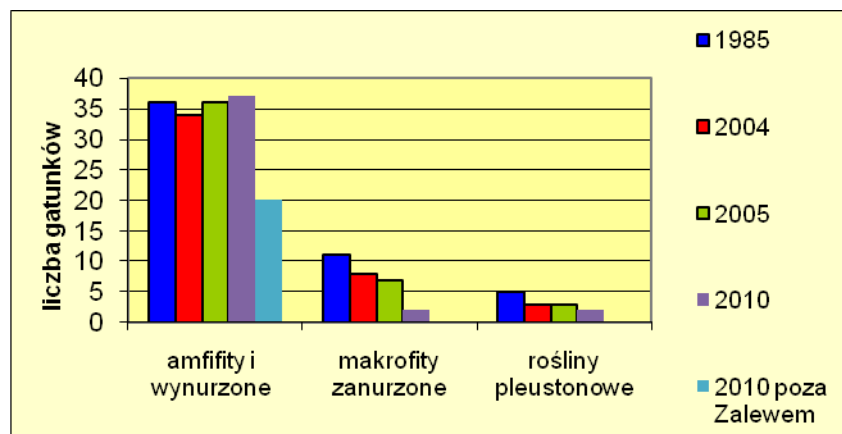
Zmiany w czasie

Makrofity Zalewu Zemborzyckiego stanowią niestabilny komponent środowiska wodnego. Podlegają one nieustannym zmianom w kierunku ubożenia ich składu jakościowego i ilościowego (tab. 2).

2010	2005	1985 (wg Wawer 1995)
<i>Potametum perfoliati</i> Koch 1926 em. Pass. 1964	<i>Lemno minoris</i> – <i>Salvinietum</i> <i>natantis</i> (Slavnic 1956) Korneck 1959	<i>Lemno-Spirodelletum</i>
<i>Potametum pectinati</i> Carstensen 1955	<i>Potametum acutifolii</i> Segal 1961	<i>Potametum acutifolii</i>
<i>Lemno minoris</i> – <i>Salvinietum</i> <i>natantis</i> (Slavnic 1956) Korneck 1959	<i>Potametum pectinati</i> Carstensen 1955	<i>Potametum pectinati</i>
<i>Typhetum angustifoliae</i> (Allorge 1922) Soo 1927	<i>Potametum perfoliati</i> Koch 1926 em. Pass. 1964	<i>Ranunculetum circinati</i>
<i>Phragmitetum australis</i> (Gams 1927) Schmale 1939	<i>Sagittario-Sparganietum</i> emersi R.Tx.1953	<i>Lemnetum gibbae</i>
<i>Glycerietum maximae</i> Hueck 1931	<i>Phragmitetum australis</i> (Gams 1927) Schmale 1939	<i>Potametum lucentis</i>
<i>Phalaridetum arundinaceae</i> (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931	<i>Typhetum latifoliae</i> Soo 1927	<i>Ceratophylletum demersi</i>
<i>Cicuto Caricetum pseudociperi</i> Boer et Siss. In Boer 1942	<i>Oeantho-Roriperetum</i> Lohm. 1950	<i>Myriophylletum spicati</i>
	<i>Glycerietum maximae</i> Hueck 1931	<i>Elodeetum canadensis</i>
	<i>Typhetum angustifoliae</i> (Allorge 1922) Soo 1927	<i>Polygonetum natantis</i>
		<i>Sagittario-Sparganietum</i>
		<i>Hydrocharitetum morsus-ranae</i>
		<i>Phragmitetum</i>
		<i>Glycerietum maximae</i>
		<i>Phalaridetum arundinaceae</i>
		<i>Caricetum eleate</i>

Tab. 2. Zbiorowiska makrofitów Zalewu Zemborzyckiego w latach 2010, 2005, 1985

Znacząco w roku 2010 zmniejszyła się różnorodność makrofitów zanurzonych w tworzeniu fitolitoralu, może to być oznaką wciąż pogarszających się warunków siedliskowych, związanych ze wzrostem atrofii wód zbiornika (ryc. 8).



Ryc. 8. Liczba gatunków makrofitów zasiedlających strefę pobraża oraz litoralu Zalewu Zemborzycykiego

Wnioski

Makrofity Zalewu Zemborzycykiego to niestabilny komponent biocenozy. Podlegają one nieustannym zmianom w kierunku ubożenia ich składu jakościowego i ilościowego.

Makrofity zanurzone chociaż powierzchniowo wydają się zasiedlać znaczne przestrzenie litoralu zbiornika jednak osiągają nieznaczne wartości biomasy.

Następuje znaczące ubożenie struktury makrofitów zanurzonych, których występowanie jest bezpośrednio związane z warunkami panującymi w wodzie.

Jakakolwiek ingerencja wpływa degradacyjnie na makrofity, które reagują natychmiastowym ustępowaniem ze zbiornika.

Brak roślinności przybrzeżnej – litoralowej już na starcie stawia Zalew Zemborzycy jako mało atrakcyjny pod względem przyrodniczym. Z jednej strony brak naturalnego biofiltra, z drugiej brak siedlisk dla innych organizmów. Należy zatem w sposób szczególny dbać o wzbogacanie strefy przybrzeżnej, jako tej która kontaktując się z wodami spływającymi ze zlewni stanowi dla nich barierę, a tym samym zabezpiecza dalsze partie litoralu.

Piśmiennictwo

Bernatowicz S. 1960. Charakterystyka jezior na podstawie roślin naczyniowych. Roczn. Nauk Roln. t. 77, B, 79-100

Bernatowicz S., Wolny P. 1974. Botanika dla limnologów i rybaków PWRiL, Warszawa, s: 518.

- Ciepielowski A.** 1999. Podstawy gospodarowania wodą. Wyd. SGGW Warszawa
- Cook Ch.D.K.** 1985. Aquatic plants endemic to Europe and the Mediterranean. Bot. Jahrb.Syst., s. 103
- Fukarek F.,** 1967. Fitosocjologia. PWRiL. Warszawa.
- Gross E., M.,** 2003. Alleopathy of aquatic autotrophs. Critical reviews in plant sciences 22 (3-4): 313-339
- Jensen S.** 1977. An objective method for sampling the macrophytes vegetation in lakes. Vegetatio 33: 107-118
- Matuszkiewicz W.** 2005. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Nauk. PWN Warszawa, s.537
- Ozimek T.** 1983. Biotic structure and processes in the lake system of river Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland), Biomass and distribution of submerged macrophytes. Ekol. Pol. 31, 3, 781-792.
- Ozimek T.** 1991. Makrofity jako filtry biologiczne w procesie oczyszczania ścieków. Wiad. Ekol. 38: 13-34
- Pieczynska E.** 1988. Rola makrofitów w kształtowaniu trofii jezior. Wiad Ekol. XXXIV, 375-403
- Prochal P.** 1978. Budownictwo wodne. PWRiL, t. I, Warszawa.
- Sender J.** 2007. Raport z realizacji zadania badawczego. [w:] Monitoring stanu ekologicznego Zalewu Zemborzyckiego w roku 2010 T.J. Chmielewski, S. Radwan (red.)
- Sender J.** 2009. Long-term changes of macrophytes structure in macrophyte-dominated lakes situated on meadow catchment areas in the Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland. Ann UMCS sec E (w druku)
- Sender J.** 2009b. Analiza zmian sukcesyjnych zachodząca w fitocenozach wodnych i florze makrofitów badanych jezior w latach 1960-2009. W: Chmielewski TJ. (red.) Ekologia krajobrazów hydrogeniczných Rezerwatu Biosfery „:Poleskie Zachodnie” Wyd UP Lublin s: 161-190
- Szmeja J.** 2006. Przewodnik do badań roślinności wodnej. Wyd. UG Gdańsk. ss. 467
- Thiebaut G., Guerold F., Muller S.** 2002. Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality? Water Research 36: 3602-3610

Wolek J. 1996. Występowanie i rozmieszczenie roślin wodnych i szuwarowych na obszarze zbiorników wodnych Czorsztyn –Nidzica Sromowe Wyżne przed spiętrzeniem wody. *Fragm. Flor. Geobot. Ser. Polonica* 3: 189-203

Dhote S., Dixit S. 2007. *Environmental Monitoring and Assessment*. Water quality improvement through macrophytes – a review, vol. 154, no 1-4, 149-153, DOI: 10.1007/s10661-008-0303-9

5. STRUKTURA I RÓŻNORODNOŚĆ WROTKÓW PLANKTONOWYCH

Andrzej Demetraki-Paleolog

W Zalewie Zemborzyckim i zasilającym go odcinku Bystrzycy Lubelskiej w trzech terminach 2010 roku wystąpiło 25 gatunków wrotków (tab. 1). Największe bogactwo gatunkowe wrotków kształtowało się w dolnej strefie Zalewu gdzie stwierdzono 18 gatunków. W pozostałych strefach zbiornika występowało od zaledwie 8 do 12 gatunków wrotków.

Liczebność wrotków kształtowała się różnie, zarówno w poszczególnych strefach zalewu jak i różnych porach roku (tab. 1). W dolnej części zbiornika oraz w rzece obserwowano niewielkie, średnie zagęszczenia wrotków, wynoszące 83 osobn. · dm⁻³. W pozostałych częściach zbiornika zagęszczenia były charakterystyczne dla zeutrofizowanych zbiorników wód stojących i średnio wahały się od 541 osobn. · dm⁻³ w centralnej części jeziora do 722 osobn. · dm⁻³ w okolicy kąpieliska Dąbrowa. W różnych strefach zbiornika, a szczególnie w jego środkowej części średnie zagęszczenia wrotków bardziej były zróżnicowane sezonowo niż strefowo i wahały się od 222 osobn. · dm⁻³ jesienią do 765 osobn. · dm⁻³ wiosną. Największe koncentracje badanych organizmów obserwowani wzdłuż brzegów zagospodarowanego rolniczo i rekreacyjnie (stanowiska 2, 3, 5). Wiosną wahała się ona tam od 1095 osobn. · dm⁻³ do 1299 osobn. · dm⁻³. W latach poprzednich najniższe zagęszczenia wrotków utrzymywały się w górnej części zbiornika. Z kolei największe zagęszczenia wrotków w latach 2004 – 2006 pojawiały się w różnych porach roku albo w środkowej albo dolnej strefie Zalewu Zemborzyckiego.

W strukturze dominacji wrotków zasiedlających Zalew Zemborzycki przeważały gatunki charakterystyczne dla wód eutroficznych: *Keratella cochlearis*, *Keratella cochlearis tecta*, *Polyarthra vulgaris* i *Trichocerca similis* (tab. 1). Do rzadziej występujących wśród dominantów należały również gatunki wskaźnikowe wód żyznych: *Elosa spinifera*, *Brachionus calyciflorus* i *Filinia Longiseta*. W tym silnie zeutrofizowanym zbiorniku nie stwierdzono gatunków wskaźnikowych oligotrofii.

Zgrupowania wrotków można podzielić według Bielańskiej-Grajner (2005) na posiadające zrównoważoną i niezrównoważoną strukturę dominacji. Autorka ta uznaje zgrupowanie za zrównoważone jeżeli: występują w nich wszystkie trzy klasy dominacji (dominanci, subdominanci i recedenci), co najmniej trzy gatunki należą do dominantów i żaden z nich nie przekracza 45% udziału w liczebności. Przyjmując powyższe kryteria można stwierdzić, że wszystkie badane strefy zbiornika Zemborzyckiego charakteryzują się niezrównoważoną strukturą dominacji zgrupowań wrotków co może potwierdzać istnienie zaawansowanego stanu eutrofizacji zbiornika (Tab. 2). Jedynie na stanowisku 7 w wodach Bystrzycy zasilającej Zalew Zemborzycki zgrupowania wrotków były zrównoważone (tab.1). Struktury dominacji wrotków nie wykazywały dużego zróżnicowania sezonowego.

W Zalewie Zemborzyckim *Keratella cochlearis tecta* osiąga znaczącą przewagę liczebną nad gatunkiem *Keratella cochlearis*. Rosnąca przewaga tego gatunku uważana jest za ważny wskaźnik postępującej eutrofizacji wód (Karabin 1985). Na postępującą eutrofizację zalewu wskazuje również występowanie wśród 25 stwierdzonych gatunków aż 9 eutrofobiontów oraz niewystępowanie w zbiorniku gatunku *Kellicottia longispina* - wskaźnika oligotrofii stwierdzanego tam jeszcze w 2005 roku.

We wszystkich strefach zbiornika i w obu latach badań zdecydowanie dominowały gatunki euplanktonowe (tab. 1). Wrotki reprezentujące pozostałe zespoły ekologiczne najczęściej występowały w górnej części Zalewu. Były to głównie gatunki bentosowo-peryfitonowe: *Lecane closterocerca*, *Lepadella ovalis* i *Notholca squamulla*. We wszystkich porach roku w środkowej lub dolnej części zbiornika pojawiały się zaledwie pojedyncze osobniki drapieżne: *Asplanchna priodonta* i *Asplanchna sieboldi* zaś jesienią stwierdzono bardziej częste i liczne występowanie form peryfitonowych: *Trichocerca similis* i *Trichocerca pusilla*. Obecność gatunków peryfitonowych i bentosowo-peryfitonowych może wskazywać na prawidłowe funkcjonowanie jeszcze skąpych w Zalewie Zemborzyckim zbiorowisk makrofitów choć w latach poprzednich okresowo występowało więcej omawianych tu gatunków. W składzie gatunkowym obecna była wówczas peryfitonowa *Mytilina mucronata* i *Testudinella patina*.

Dyskusja

Bogactwo gatunkowe i liczebność wrotków w Zalewie Zemborzyckim osiągały wartości charakterystyczne dla wód eutroficznych. Wraz ze wzrostem zawartości biogenów wzrastała liczebność wrotków. Podobną zależność wykazywano też w

innych jeziorach eutroficznych (Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1989, Korzeniowski 1986, Radwan i in. 2005). W większości zbiorników zaporowych Polski stwierdzano, podobnie jak w Zalewie Zemborzyckim spadek liczby gatunków i wzrost liczebności wrotków wraz ze wzrostem żyzności wód. (Bielańska–Grajner 2002, Ejsmont–Karabin i Węgleńska 1990, Żurek 1989). Duża dominacja wrotków z rodzaju *Keratella* i *Polyarthra* jest często stwierdzana w żyznych jeziorach i zbiornikach zaporowych (Radwan 1973, Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1989, Korzeniowski 1986). Dominujące w Zalewie Zemborzyckim i należące do rodzajów tych gatunki to przede wszystkim wrotki detrytusożerne i bakteriażernych (Pouriot 1977). Są one przez wielu autorów zaliczane do eutrofobiontów (Radwan 1973, Karabin 1985). Bardzo ciekawym okazuje się duży wzrost przewagi *Keratelli cochlearis tecta* nad *Keratellą cochlearis*. Taki kierunek zmian w strukturze dominacji wiązany jest powszechnie z eutrofizacją zbiorników wodnych, a stosunek liczebności *Keratelli cochlearis* do *Keratelli cochlearis tecta* zwany wskaźnikiem tecta uznawany jest jako wiarygodny wskaźnik eutrofizacji (Bielańska –Hilbricht-Ilkowska 1983, Nogrady 1983).

Duże liczebności wrotków zwłaszcza w szczycie wiosennym oraz zdecydowanie rosnąca przewaga *Keratelli cochlearis tecta* wśród osobników z rodzaju *Keratella* świadczyć mogą o wciąż utrzymującej się dużej żyzności zbiornika. Rosnąca przewaga formy *tecta* wskazuje, że proces ten nasila się od wiosny do jesieni. Nieznacznie rosnąca liczebność wrotków peryfitonowych w stosunku do euplanktonowych i pojawianie się osobników drapieżnych, wskazywać może na większe różnicowanie się zespołów ekologicznych wśród zooplanktonu wrotków. W tej sytuacji wydaje się niezwykle ciekawe i konieczne prowadzenie dalszych działań i badań zmierzających do poprawy stanu ekologicznego Zalewu Zemborzyckiego.

1. **Bielańska-Grajner I.** 1987. Porównanie zgrupowań wrotków (Rotatoria) w różnych typach zbiorników Górnego Śląska. *Przeg. Zool.*, 31: 37-47
2. **Bielańska–Grajner I.** 2002. Planktonowe wrotki (Rotifera) zbiornika zaporowego w Kozłowej Górze (Górny Śląsk). *Natura Silesiae Superioris*, 6: 115-120
3. **Bielańska-Grajner I.** 2005. Wrotki (Rotifera) psammonowe zbiorników wodnych wybranych obszarów Polski. *Wyd. Uniw. Śląski*: 1-114

4. **Ejsmont-Karabin J., Węgleńska T.** 1989. Densities, structure and the role of zooplankton in phosphorus cycling in limnetic and lotic parts of Zegrzyński reservoir. *Ekol. Pol.*, 37/3-4: 251-280
5. **Ejsmont-Karabin J., Węgleńska T.** 1990. Zooplankton zbiornika Zegrzyńskiego – jego obfitość, struktura i rola w funkcjonowaniu ekosystemu. Funkcjonowanie ekosystemów wodnych ich ochrona i rekultywacja. Część I. Ekologia zbiorników zaporowych i rzek, SGGW, Warszawa: 29-56
6. **Karabin A.** 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. *Ekol. pol.* 33: 567- 616
7. **Korzeniowski W.** 1986. Development and structure of the Goczałkowice reservoir (southern Poland) in the years 1975-1984. *Acta Hydrobiol.*, 29/4: 417-427
8. **Pourriot R.** 1977. Food and feeding habits of Rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8: 243-260
9. **Radwan S.** 1973. Wrotki pelagiczne jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Studium faunistyczno-ekologiczne. Skrót rozprawy habilitacyjnej. AR. Ser. Rozpr. Hab., 8; 1-57
10. **Radwan S., Płaska W., Adamczuk M., Sender J., Stępień B., Mieczan T., Szydłowski L.** 2005. Podstawowe kierunki działań w celu poprawy stanu ekologicznego Zbiornika Zemborzyckiego. Manuskrypt - Akademia Rolnicza w Lublinie, ss. 52
11. **Żurek R.** 1989. Horizontal distribution of zooplankton in the Rożnów reservoir (southern Poland). *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 36/2: 195-206
12. **Hilbricht-Ilkowska A.** 1983. Morphological variation of *Keratella cochlearis* (Gosse) in Lake Biwa, Japan. *Hydrobiol.* 104 (Dev. Hydrobiol. 14): 297-305
13. **Nogrady T.** 1983. Succession of planktonic rotifer populations in some lakes of the Eastern Rift Valley, Kenya. *Hydrobiologia* 98: 45-54

6. STRUKTURA I RÓŻNORODNOŚĆ MAKROBENTOSU

Igor Rybak

Opracowano 24 próbki pochodzące z ośmiu stanowisk rozmieszczonych w różnych punktach Jez. Zemborzyckiego i rz. Bystrzycy z trzech okresów – 28 kwietnia, 9 lipca i 14 października 2010 roku, pobrane czerpaczem dna typu Kajaka.

Ogółem stwierdzono występowanie ośmiu taksonów larw Chironomidae, trzy Mollusca, dwa taksony Oligochaeta, po jednym taksonie Ceratopogonidae, Trichoptera (Insecta), Amphipoda i Hirudinea (tab. 1). Spośród ośmiu taksonów Chironomidae tylko trzy taksony występowały w jeziorze. Liczba taksonów na poszczególnych stanowiskach była stosunkowo mała. Najmniejszą liczbę taksonów w badanym okresie stwierdzono w październiku na stanowiskach 3, 4 i 5. po jednym. Również niewielką liczbę taksonów – maksymalnie cztery – (stanowisko 6. w lipcu) stwierdzono na pozostałych stanowiskach Jez. Zemborzyckiego. Od tego obrazu nieznacznie odbiega stanowisko 7. usytuowane na rz. Bystrzyca powyżej Jez. Zemborzyckiego, na którym w kwietniu stwierdzono występowanie siedmiu taksonów (tab. 2).

Najliczniej występującymi taksonami była gatunki z rodziny Chironomidae. Liczebności *Chironomus plumosus* na stanowisku 1 i 2. w październiku osiągnęły wartości przekraczające tysiąc osobników na 1 m². W pozostałych okresach badań liczebności tego gatunku nie przekraczały 500 osobników na 1 m², chociaż występował on na wszystkich stanowiskach Jez. Zemborzyckiego. Należy zwrócić uwagę, że gatunek ten nie był znaleziony w rz. Bystrzyca. Natomiast na stanowisku 8. (rz. Bystrzyca poniżej Jez. Zemborzyckiego) stwierdzono występowanie innego gatunków z rodziny Chironomidae – *Glyptodendipes polytomus* w zagęszczeniu ponad 4 tysiące osobników na 1 m². Stosunkowo licznie i dość często występowały również Oligochaeta. Pozostałe taksony makrobentosu znajduwane były sporadycznie, na ogół w niewielkich ilościach (tab. 1). Liczebność makrobentosu była zdecydowanie mniejsza na prawie wszystkich stanowiskach w okresie letnim niż na wiosnę i jesienią (rys. 1). Stwierdzono również znaczne zróżnicowanie liczebności pomiędzy stanowiskami w czasie całego okresu badań (tab. 3, rys. 2). Zwrócić jednak należy uwagę na fakt, że

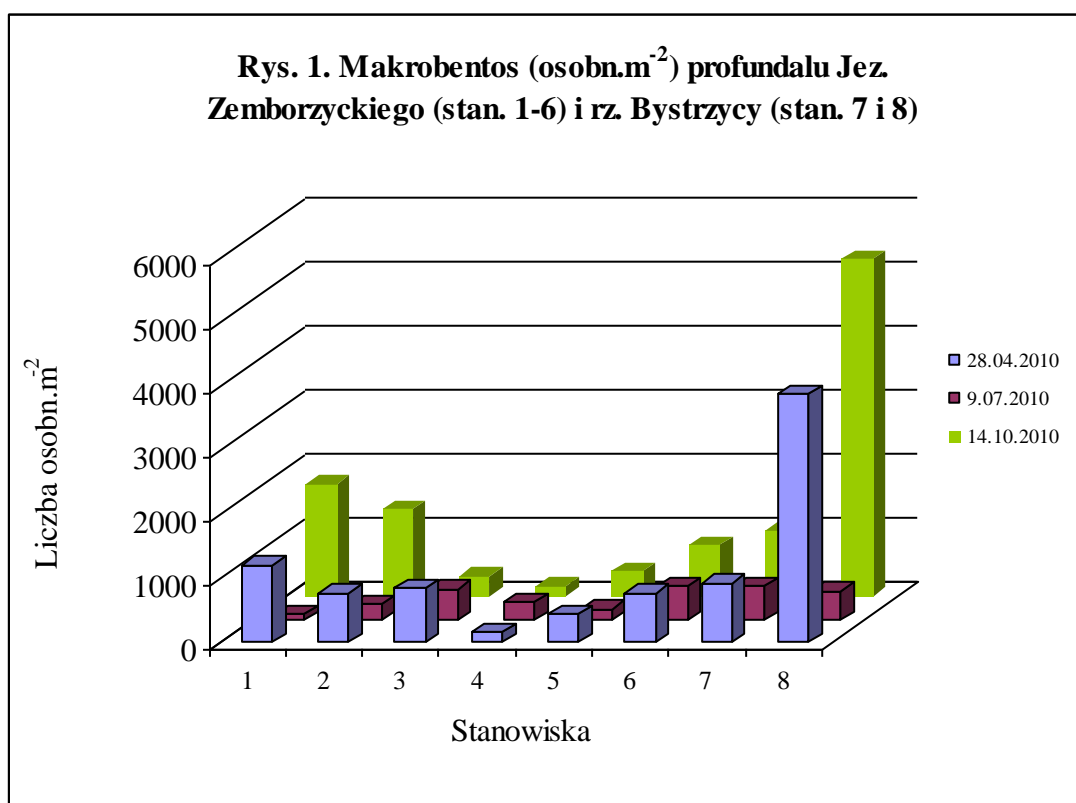
odchylenia standardowe w tym przypadku są duże (rys. 2). Od stanowisk położonych w obrębie zbiornika zdecydowanie odbiega stanowisko 8. (rz. Bystrzycy poniżej jeziora), gdzie stwierdzono wielokrotnie większe (poza lipcem) zagęszczenie fauny (tab. 3, rys. 1). Dotyczy to również średniej liczebności fauny z całego okresu badań (rys. 2).

Zmiany wartości świeżej masy makrofauny w badanym okresie mają trochę inny charakter niż zmiany liczebności. Na uwagę zasługuje fakt dużej masy fauny jesienią na stanowiskach 1 i 2. w porównaniu zarówno z innymi stanowiskami (w tym nawet ze stanowiskiem nr 8, w którym liczebności pięciokrotnie przewyższały zagęszczenie fauny na stanowisku 1 i 2.), jak i z danymi wiosennymi i letnimi (tab. 3, rys. 3). Spowodowane to było dużym zagęszczeniem na tych stanowiskach jednego z największych gatunków Chironomidae – *Chironomus plumosus*. O różnicy w masie osobników *Chironomus plumosus* świadczyć może fakt, że pokrewny gatunek *Glyptotendipes polytomus*, którego zagęszczenie na stanowisku 8. wiosną i jesienią ponad trzykrotnie przewyższało zagęszczenie *Ch. plumosus*, nie spowodowało aż tak istotnego wzrostu biomasy makrofauny (rys. 3). Należy jeszcze zwrócić uwagę na duży wzrost biomasy makrofauny wiosną i jesienią na stanowisku 7., nie tłumaczący się liczebnością fauny w tym okresie. Spowodowane to zostało wystąpieniem w tym czasie osobników dwóch dużych taksonów – *Dikerogammarus haemobaphes* (Amphipoda), napływowy gatunek ponto-kaspijski oraz *Hydropsyche* sp. (Trichoptera). Oba te taksony, chociaż wystąpiły w niewielkich liczebnościach (tab. 1), miały decydujący wpływ na biomasę makrobentosu na tym stanowisku.

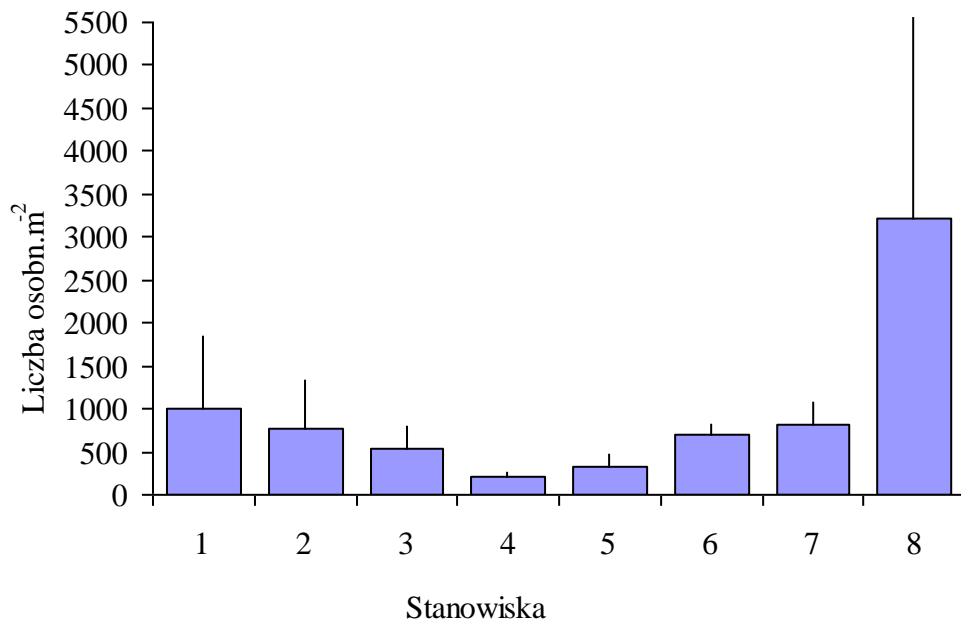
Spadek liczebności, a także biomasy makrobentosu w okresie letnim na wszystkich badanych stanowiskach jest najprawdopodobniej spowodowany wylotami larw Chironomidae, co uzewnętrzniło się również w wyraźnym spadku liczebności Chironomidae (rys. 5).

W badaniach w latach 2006 i 2007, przeprowadzonych w trzech porach roku, stwierdzono występowanie odpowiednio 19 i 10 taksonów, obecnie zaś znaleziono w Jez. Zemborzyckim 8 taksonów makrobentosu co by świadczyło o pewnym regresie, pogarszaniu się stanu warunków środowiskowych. Jeszcze dobitniej odzwierciedla się ten proces w występowaniu larw Chironomidae. W roku 2006 stwierdzono występowanie 12 gatunków, w roku 2007 – 6, zaś obecnie tylko 3. Należy jeszcze zwrócić uwagę na fakt, że spośród 17 taksonów makrobentosu stwierdzonych w badaniach w bieżącym roku aż 9 znaleziono wyłącznie na stanowiskach położonych w rz. Bystrzycy. Natomiast wyłącznie w Jez. Zemborzyckim znaleziono 6 taksonów.

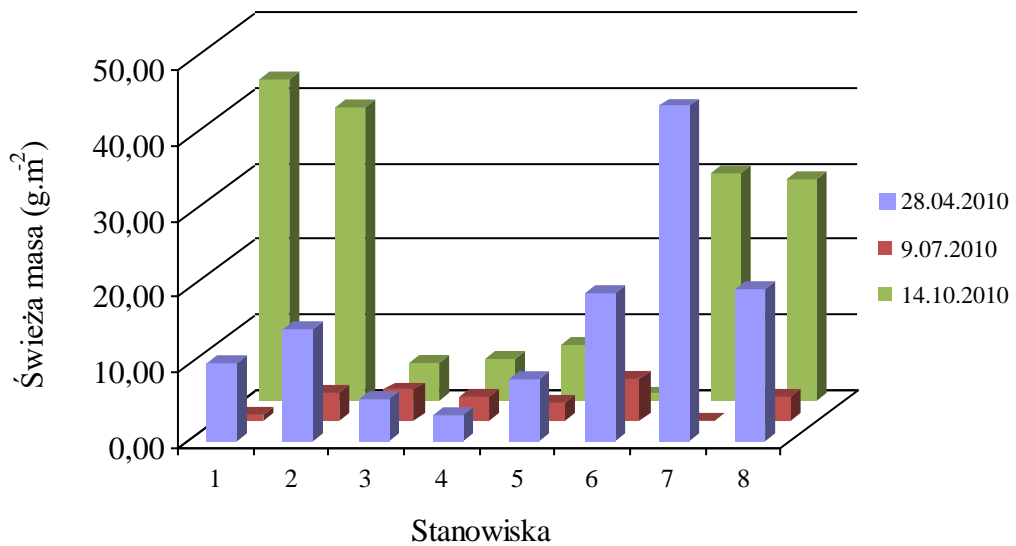
W porównaniu z badaniami bentosu z lat wcześniejszych (Radwan red., 2006 oraz analizy dokonane trzykrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego w latach 2006 i 2007) nastąpił drastyczny spadek i składu taksonomicznego i liczebności makrofauny. Obecnie w profundalu jeziora występują wyłącznie, w umiarkowanych ilościach skąposzczety i jeden gatunek Chironomidae – *Chironomus plumosus* oraz nieliczne osobniki *Polypedilum nubeculosum* (na stanowisku 6.). Znalezione pojedyncze osobniki Mollusca są z pewnością zawleczone do zbiornika. Stwierdzone taksony Oligochaeta i Chironomidae są charakterystyczne dla środowisk przeżyźnionych i są odporne na deficyty tlenowe. Świadczy to jednoznacznie o pogarszaniu się warunków środowiskowych w strefie profundalu tego zbiornika.

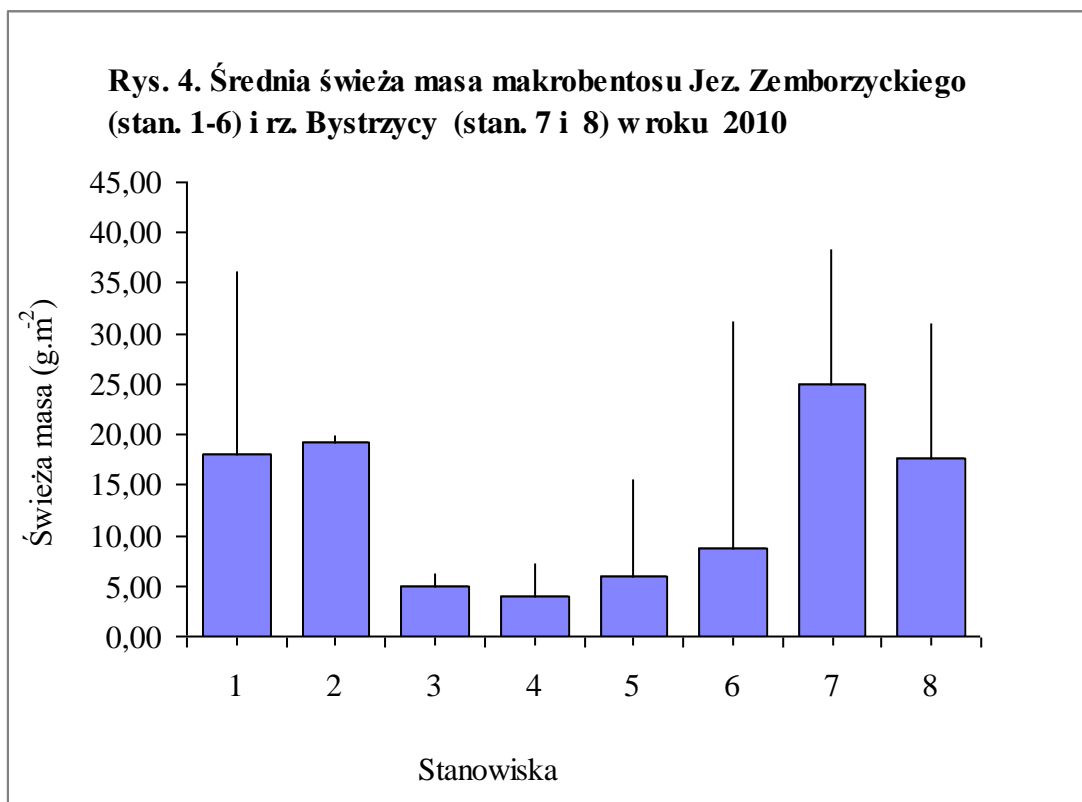


Rys. 2. Średnia liczebność makrobentosu Jez. Zemborzyckiego (stan. 1-6) i rz. Bystrzycy (stan. 7 i 8) w roku 2010



Rys.3. Makrobentos (g.m⁻²) profundalu Jez. Zemborzyckiego (stan. 1-6) i rz. Bystrzycy (stan. 7 i 8)





Piśmiennictwo

Radwan S. (red.) 2006. Zalew Zemborzycki. Struktura ekologiczna, antropologiczne zagrożenia i ochrona. Monografia przyrodnicza. Oddział PAN w Lublinie, ss. 97

Rybak J. I. Opracowania makrofauny Jez. Zemborzyckiego z lat 2006 i 2007

Załącznik 1.



Stanowisko 7. Rzeka Bystrzyca powyżej zbiornika



Stanowisko 2. Brzeg wschodni



Stanowisko 3. Brzeg zachodni



Stanowisko 4. Środek zbiornika



Stanowisko 1. Przed zaporą



Stanowisko 8. Rzeka Bystrzyca poniżej zbiornika



Stanowisko 8. Rzeka Bystrzyca poniżej zbiornika – pobór prób