

**Beata MĄDRECKA<sup>1</sup>, Maria PAJCHROWSKA<sup>2</sup>, Ewa STACHOWIAK<sup>3</sup>,  
Elżbieta SZELAĞ-WASIELEWSKA<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
POLITECHNIKA POZNAŃSKA

<sup>2</sup>KATEDRA TERENÓW ZIELENI I ARCHITEKTURY KRAJOBRAZU  
UNIwersytet PRZYRODNICZY W POZNANIU

<sup>3</sup>INSTYTUT BIOLOGII ŚRODOWISKA  
UNIwersytet IM. A. MICKIEWICZA W POZNANIU

## **OCENA JAKOŚCI WÓD RÓŻNYCH TYPÓW ZBIORNIKÓW WODNYCH W OPARCIU O GRUPY FUNKCJONALNE FITOPLANKTONU**

**WATER QUALITY OF DIFFERENT TYPES OF WATER  
BODIES BASED ON PHYTOPLANKTON  
FUNCTIONAL GROUPS**

*This paper presents two methods of surface water quality assessment. The first one is based on multimetric phytoplankton indexes – IFPL and PMPL, and the second one on phytoplankton functional groups and Q index. The article compares methodology of mentioned indexes calculation. The advantages and disadvantages of these methods are presented with examples of water quality assessment of different types of water bodies. The research concerns the Warta River and Strzeszyńskie Lake located in Poznań, and pond in Drwęsa situated in Dopiewo district - near Poznań.*

## 1. Wprowadzenie

Ocena jakości wód powierzchniowych opiera się na wykorzystaniu parametrów biologicznych, hydromorfologicznych i fizykochemicznych. Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną (Dyrektywa 2000/60/WE) [1] wskaźniki biologiczne, w tym fitoplanktonowe, pełnią główną rolę w określeniu stanu i potencjału ekologicznego wód. Według obowiązującego obecnie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych [2] stosuje się multimetryczne indeksy fitoplanktonowe: w przypadku cieków - IFPL, a w przypadku jezior - PMPL. Inną propozycją oceny stanu wód może być metoda, która opiera się na analizie biomasy grup funkcjonalnych fitoplanktonu i wyznaczeniu indeksu Q. Grupę funkcjonalną fitoplanktonu stanowią taksony o tych samych preferencjach siedliskowych dotyczących m.in.: trofii, turbulencji i przepływu wody, czasu koniecznego do rozwoju populacji, a także wrażliwości na zanieczyszczenie wody [3-5]. Celem badań jest porównanie wyników oceny jakości wód przy pomocy multimetriksów fitoplanktonowych z oceną bazującą na grupach funkcjonalnych fitoplanktonu trzech różnych typów zbiorników wodnych: rzeki, jeziora oraz stawu.

## 2. Charakterystyka terenu badań

Próbki do analizy fitoplanktonu zostały pobrane w sezonie wegetacyjnym, w latach 2010-2014 z trzech rodzajów zbiorników wodnych: z rzeki Warty (Poznań), Jeziora Strzeżyńskiego (Poznań) oraz przydomowego stawu (miejscowość Drwęsa, województwo wielkopolskie) (Rys. 1). Najważniejsze dane hydrologiczne i morfometryczne badanych zbiorników zostały zestawione w tabeli 1.

Stanowisko na rzece **Warcie** w Poznaniu zlokalizowano w pobliżu Mostu św. Rocha (Rys. 1). Rzeka Warta płynąca przez obszar gminy Poznań zaliczana jest do typu abiotycznego 21 – wielka rzeka nizinna. Jest rzeką fitoplanktonową o wodach silnie zmienionych i eutroficznych [6].

Tabela 1. Parametry hydrologiczne i morfometryczne rzeki Warty w Poznaniu [7], Jeziora Strzeszyńskiego [8] oraz stawu w Drwęsie [9].

Table 1. Hydrological and morphometric parameters of the Warta River in Poznań [7], Strzeszyńskie Lake [8] and pond in Drwęsa [9].

Parametr	Rzeka Warta	Jezioro Strzeszyńskie	Staw w Drwęsie
Szerokość koryta [m]	ok. 50	nd.	nd.
Stan wody [cm] <sup>1</sup>	216 - 484	nd.	nd.
Natężenie przepływu [m <sup>3</sup> /s] <sup>1</sup>	80,4 - 302,0	nd.	nd.
Powierzchnia [ha]	nd.	35,4	0,03
Głębokość maksymalna [m]	nd.	17,8	1,9
Średnia głębokość [m]	nd.	8,0	bd.
Długość maksymalna [m]	nd.	1280	23,0
Szerokość maksymalna [m]	nd.	550	16,5
Objętość [10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> ]	nd.	2834,8	bd.

<sup>1</sup> dane z 2010 r.; nd. - nie dotyczy; bd. - brak danych

<sup>1</sup> data from 2010; nd. - not applicable, bd. - lack of data

**Jezioro Strzeszyńskie** położone jest w północno-zachodniej części Poznania (Rys. 1). Jest to naturalny zbiornik wodny chętnie wykorzystywany rekreacyjnie przez mieszkańców miasta i okolic, stąd podlega silnej antropopresji. Zaliczany jest do jezior stratyfikowanych i mezo-eutroficznych. Jego zlewnię stanowią głównie lasy (61%), następnie pola uprawne (20%) oraz łąki (16%) [10].

Z kolei **staw w Drwęsie** to niewielki zbiornik antropogeniczny położony w gminie Dopiewo służący do retencjonowania wody deszczowej oraz o przeznaczeniu rekreacyjnym (Rys. 1). Charakteryzuje się on brakiem stratyfikacji termicznej, częstą miksją oraz zmiennym poziomem lustra wody. Latem objętość wody w zbiorniku jest znacznie zredukowana. Dno i brzegi zbiornika w okresie wegetacyjnym porastają makrofity [9].



Rys. 1. Umiejscowienie badanych zbiorników wodnych na tle podziału administracyjnego:  
1 - rzeka Warta, 2 – Jezioro Strzeszyńskie, 3 – staw w Drwęsie.

Fig. 1. Location of studied water bodies on the background of administrative division:  
1- Warta River, 2 – Strzeszyńskie Lake, 3 – pond in Drwęsa.

### 3. Metody badań

#### 3.1 Pobór próbek

Próbki do badań fitoplanktonu pobierano w sezonie wegetacyjnym (od marca do października) raz w miesiącu. Badania wód rzeki Warty prowadzono w centrum Poznania – przy Moście św. Rocha w 2010 roku. Próbki pobierano z nurtu, z powierzchniowej warstwy wody. W przypadku Jeziora Strzeszyńskiego badania były prowadzone w 2012 roku. Próbki pobierano z epilimnionu na stanowisku zlokalizowanym na głęboczku w północnej części zbiornika. Z kolei próbki ze stawu w Drwęsie pobierano z powierzchniowej warstwy wody na stanowisku zlokalizowanym w centralnej części zbiornika, w 2014 roku. Próbki wody utrwalono płynem Lugola według metodyki Starmacha [11]. Poza tym, pobrano próbki wody w celu przeprowadzenia przyżyciowych obserwacji mikroskopowych fitoplanktonu.

Pobory próbek zostały przeprowadzone zgodnie z zaleceniami zawartymi w opracowaniach multimetriksów IFPL [12] oraz PMPL (Phytoplankton Metrics for Polish Lakes) [13]. W przypadku stosowania multimetriksu IFPL próbki do badań fitoplanktonu pobiera się w okresie od marca do listopada z częstotliwością co miesiąc, przy czym ilość poborów powinna wynosić 6-8. Z kolei w skład multimetriksu PMPL wchodzi trzy metryki składowe: „Chlorofil a”, „Biomasa ogólna” oraz „Biomasa sinic” (cyjanobakterii). Do badań wykorzystuje się próbki zintegrowane z epilimnionu – w przypadku jezior stratyfikowanych oraz z całej głębokości zbiornika – w przypadku płytkich zbiorników wodnych. Wytyczne zawarte w opracowaniu zalecają przynajmniej 4 pobory próbek dla określenia metryksu „Chlorofil a” oraz „Biomasa ogólna” w okresie wegetacyjnym obejmujące optymalnie 4 terminy w roku (marzec-maj – 1 pobór; czerwiec-wrzesień – 2 pobory, październik – 1 pobór). Z kolei dla określenia metryksu „Biomasa sinic” w przypadku jezior stratyfikowanych (do których zalicza się Jezioro Strzeszyńskie) należy wykonać przynajmniej 1 pobór w okresie od 15 lipca do 15 września. W przypadku jezior niestratyfikowanych należy przeprowadzić obowiązkowy 2-krotny pobór w okresie od 4 czerwca – 30 września. W ten ostatni sposób pobierano próbki ze stawu w Drwężu.

## 3.2 Analizy laboratoryjne i mikroskopowe

Analizy chlorofilu a wykonano przy zastosowaniu metody spektrofotometrycznej po ekstrakcji acetonem wg normy PN-93 C-05560/03.

Taksony fitoplanktonu oznaczano przy pomocy mikroskopu odwróconego (MOD-2, PZO; MOTIC, AE31) i komór sedymentacyjnych o objętości 9 ml i 14 ml, a także mikroskopu w układzie prostym (BX-60, Olympus). Do ustalenia przynależności taksonomicznej wykorzystano szereg kluczy algologicznych [14-25]. Liczebność fitoplanktonu określono zgodnie z metodyką Utermöhla - według normy PN-EN 15204:2006. Średnią objętość komórek poszczególnych taksonów określono na podstawie ich wymiarów przy pomocy wzorów zalecanych przez Hutorowicza [26]. Biomasa fitoplanktonu wyrażono w jednostkach masy - w mg/l, zakładając, że  $106 \mu\text{m} = 1 \mu\text{g}$  mokrej masy [27].

## 3.3 Metodyka obliczania wskaźników fitoplanktonowych

### 3.3.1. Multimetryczny indeks fitoplanktonowy dla rzek - IFPL

Indeks ten składa się z dwóch indeksów składowych: wskaźnika trofii - IT oraz wskaźnika chlorofilu a – CH [12]. W celu jego obliczenia należy postępować zgodnie z następującą procedurą [12]:

- 1) Należy oznaczyć występujące w próbce taksony zgodnie z podaną listą taksonów wskaźnikowych (rodzajów i gatunków). Każdemu taksonowi przyporządkowana zostaje wartość troficzna T oraz wartość wagi wT. Wskaźnik IT oblicza się ze wzoru:

$$IT = \frac{\sum D_i \times wT_i \times T_i}{\sum D_i \times wT_i}$$

Gdzie:

Di – średnia sezonowa procentowego udziału i-tego taksonu w bioobjętości taksonów wskaźnikowych;

wTi – wartość wagowa (tolerancja) i-tego taksonu;

Ti – wartość wskaźnikowa trofii i-tego taksonu.

- 2) Aby obliczyć wskaźnik chlorofilowy - CH należy ustalić średnie stężenie chlorofilu a w badanych próbkach w okresie wegetacyjnym. Następnie, uwzględniając typ badanej rzeki, wartość wskaźnika odczytywana jest z tabeli (Tab. 2). Przyjmuje on wartości od 0 (najlepszy stan) do 4 (najgorszy stan). Typ rzeki ustala się zgodnie z abiotyczną charakterystyką rzek przedstawioną przez Błachutę i in. [28]. Do typu 21 należą wielkie rzeki nizinne. Pozostałe typy obejmują: 19 - rzeki nizinne, piaszczystogliniaste o zlewni powyżej 5 tys. km<sup>2</sup>; 20 - rzeki nizinne, żwirowe o zlewni powyżej 5 tys. km<sup>2</sup>; 24 – rzeki w dolinie zatorfionej o zlewni powyżej 5 tys. km<sup>2</sup>; 25 – rzeki łączące jeziora o zlewni powyżej 5 tys. km<sup>2</sup>.

Tabela 2. Wartości wskaźnika chlorofilu a – CH dla różnego typu rzek w Polsce [12].

Table 2. Values of chlorophyll a index – CH for different types of Polish rivers [12].

Rzeki typu 21		Rzeki typu: 19, 20, 24, 25	
Stężenie chlorofilu a	Wartość CH	Stężenie chlorofilu a	Wartość CH
<25	0	<20	0
25-60	1	20-35	1
60-95	2	35-50	2
95-130	3	50-65	3
>130	4	>65	4

- 3) Przed wyliczeniem wskaźnika IFPL wartości wskaźników składowych są standaryzowane:

$$Z_{IT} = (1 - ((IT - 1) \times 0,25)); \quad Z_{CH} = 1 - (CH \times 0,25)$$

Gdzie:

ZIT – znormalizowana wartość wskaźnika trofii IT;

ZCH – znormalizowana wartość wskaźnika chlorofilu a CH, przyjmuje on wartości:

1-0 (im mniejsze średnie stężenie chlorofilu a, tym większa wartość wskaźnika).

- 4) Indeks fitoplanktonowy obliczany jest wg równania:

$$IFPL = (Z_{IT} + Z_{CH}) / 2$$

Przyjmuje on wartości od 0 do 1, a stan ekologiczny rzeki określa się według klas zawartych w tabeli 3.

Tabela 3. Klasyfikacja stanu ekologicznego rzek na podstawie wskaźnika IFPL [12].  
Table 3. Classification of the ecological state of rivers based on IFPL index [12].

Stan ekologiczny rzeki	Wartość indeksu IFPL
Bardzo dobry	$\geq 0,80$
Dobry	$< 0,80 - \geq 0,60$
Umiarkowany	$< 0,60 - \geq 0,40$
Słaby	$< 0,40 - \geq 0,20$
Zły	$< 0,20$

### 3.3.2. Multimetryczny indeks fitoplanktonowy dla jezior - PMPL

Multimetriks PMPL składa się z 3 metriksów składowych: „Chlorofil a” -  $Y_{Ch}$ , „Biomasa ogólna” -  $Y_{Bm}$  oraz „Biomasa sinic” -  $B_{CY}$  (biomasa cyjanobakterii) [13].

- 1) W celu określenia metriksu „Chlorofil a” należy wyliczyć średnią wartość stężenia tego parametru ze wszystkich stanowisk badawczych z tego samego terminu, a następnie obliczyć średnią z całego sezonu wegetacyjnego  $x_{Ch}$ . Współczynnik CH oblicza się przy pomocy wzorów zawartych w tabeli 4, uwzględniając typ cyrkulacji oraz współczynnik Schindlera (WS).

Tabela 4. Wzory służące do obliczenia metriksu „Chlorofil a” dla jezior [13].  
Table 4. Formulas for “Chlorophyll a” index calculation for lakes [13].

Typ cyrkulacji	WS	Górna wartość graniczna stężenia chlorofilu a właściwa dla klasy					Wzór na metriks „Chlorofil a” - $Y_{Ch}$
		I	II	III	IV	V	
Stratyfikowane	<2	5,2	7,7	11,1	16,3	>16,3	$Y_{Ch} = - 3,2698 + 2,6081 \ln (x_{Ch})$
	>2	7,1	12,8	21,4	32,8	>32,8	${}^1Y_{Ch} = - 1,8555 + 0,0369 x_{Ch} + 1,3293 \ln (x_{Ch})$
Niestratyfikowane	<2	10	19,1	30	42,1	>42,1	${}^2Y_{Ch} = - 1,1252 + 0,0649 x_{Ch} + 0,6414 \ln (x_{Ch})$
	>2	10,1	22,7	40,5	67,9	>67,9	$Y_{Ch} = - 0,3334 + 0,2147 x_{Ch} - 0,0357 x_{Ch} \times \ln (x_{Ch})$

<sup>1</sup> – wzór użyty w przypadku Jeziora Strzeszyńskiego

<sup>2</sup> – wzór użyty w przypadku stawu w Drwężu

- 2) Metriks „Biomasa ogólna” -  $Y_{Bm}$  oblicza się po uprzednim wyliczeniu średniej biomasy ogólnej ze wszystkich stanowisk badanych w tym samym terminie i obliczeniu średniej biomasy ogólnej dla całego sezonu wegetacyjnego -  $x_{Bm}$ . Obliczeń dokonuje się za pomocą odpowiedniego wzoru po uwzględnieniu typu cyrkulacji wód w jeziorze i wartości współczynnika Schindlera (WS) (Tab. 5).

Tabela 5. Wzory służące do obliczenia metriksu „Biomasa ogólna” dla jezior [13].

Table 5. Formulas for „Total biomass” index calculation for lakes [13].

Typ cyrkulacji	WS	Górna wartość graniczna wartości biomasy ogólnej fitoplanktonu właściwa dla klasy					Wzór na metriks „Biomasa ogólna” - $Y_{Bm}$
		I	II	III	IV	V	
Stratyfikowane	<2	1,1	2,4	5,2	11,3	>11,3	$Y_{Bm} = 1,2900 \ln(x_{Bm}) + 0,8727$
	>2	1,2	3,2	8,3	21,9	>21,9	${}^1 Y_{Bm} = 1,0325 \ln(x_{Bm}) + 0,8135$
Niestratyfikowane	<2	1,8	4,6	11,6	29,3	>29,3	${}^2 Y_{Bm} = 1,0720 \ln(x_{Bm}) + 0,3778$
	>2	1,9	5,3	14,5	29,1	>29,1	$Y_{Bm} = 2,9511 + 0,0541 \times x_{Bm} - 2,8344/\sqrt{x_{Bm}}$

<sup>1</sup> – wzór użyty w przypadku Jeziora Strzeszyńskiego<sup>2</sup> – wzór użyty w przypadku stawu w Drwężu

- 3) W przypadku metriksu „Biomasa sinic” -  $Y_{CY}$  należy najpierw określić wartość biomasy sinic -  $B_{CY}$  i biomasy ogólnej fitoplanktonu -  $B_{Ph}$ . Następnie wylicza się średnie ze wszystkich stanowisk danego jeziora dla danego terminu poboru próbek oraz średnie z całego okresu letniego. Obliczanie metriksu wykonuje się zgodnie ze wzorami umieszczonymi w tabeli 6.

Tabela 6. Wzory służące do obliczenia metriksu „Biomasa ogólna” dla jezior [13].

Table 6. Formulas for „Total biomass” index calculation for lakes [13].

Typ cyrkulacji	WS	Górna graniczna wartość biomasy sinic właściwa dla klasy					Wzór na metriks „Biomasa sinic” - $Y_{CY}$
		I	II	III	IV	V	
Stratyfikowane	<2	0,6	1,1	2,3	4,7	>4,7	$Y_{CY} = 1,4113 \times \ln \left[ \frac{B_{CY} + B_{CY} \times \left( \frac{B_{CY}}{B_{Ph}} \right)}{2} \right] + 1,8112$
	>2	0,8	1,9	4,8	12,1	>12,1	${}^1 Y_{CY} = 1,0898 \times \ln \left[ \frac{B_{CY} + B_{CY} \times \left( \frac{B_{CY}}{B_{Ph}} \right)}{2} \right] + 1,2835$
Niestratyfikowane	Nd	0,93	2,3	5,7	13,9	>13,9	${}^2 Y_{Bm} = 1,1072 \times \ln B_{CY} + 1,0803$

<sup>1</sup> – wzór użyty w przypadku Jeziora Strzeszyńskiego<sup>2</sup> – wzór użyty w przypadku stawu w Drwężu



4) Integracja metryksów składowych następuje przy pomocy wzorów:

a) Jeziora stratyfikowane:

$$\text{PMPL} = [Y_{\text{Ch}} + Y_{\text{Bm}} + Y_{\text{CY}}] / 3 \quad (\text{zastosowano dla Jeziora Strzeszyńskiego})$$

b) Jeziora niestratyfikowane:

$$\text{PMPL} = [Y_{\text{Ch}} + Y_{\text{Bm}} + (0,5 \times Y_{\text{CY}})] / 2,5 \quad (\text{zastosowano dla stawu w Drwężu})$$

Multimetriks PMPL można transponować do znormalizowanego współczynnika jakości – EQR według równania:

$$\text{EQR} = - 0,2 \times \text{PMPL} + 1$$

Klasyfikacja stanu ekologicznego jezior odbywa się zgodnie w przedziałami zawartymi w tabeli 7.

Tabela 7. Klasyfikacja stanu ekologicznego jezior na podstawie wskaźnika fitoplanktonowego – PMPL oraz znormalizowanego współczynnika jakości – EQR [13].

Table 7. Classification of the ecological state of lakes based on the phytoplankton PMPL index and standardized quality ratio – EQR [13].

Stan ekologiczny jeziora	PMPL	EQR
Bardzo dobry	0-1,00	0,8-1
dobry	1,01-2,00	0,6-0,8
Umiarkowany	2,01-3,00	0,4-0,6
Słaby	3,01-4,00	0,2-0,4
Zły	4,01-5,00	0-0,2

### 3.3.3. Obliczanie wskaźnika Q i EQR przy pomocy grup funkcjonalnych fitoplanktonu

Grupę funkcjonalną stanowią taksony fitoplanktonu o tych samych preferencjach siedliskowych. Dotyczą one typu miksji, tolerancji na ograniczone nasłonecznienia, niską temperaturę, niskie stężenie rozpuszczonego reaktywnego fosforu, rozpuszczonego nieorganicznego azotu, krzemu lub dwutlenku węgla w wodzie oraz odporność na presję konsumentów. W przypadku rzek istotne są także: prędkość przepływu wody, czas konieczny do rozwoju populacji, a także wrażliwość na zanieczyszczenie wody [3-5].

W celu obliczenia wskaźnika EQR należy postępować zgodnie z następującymi zadaniami:

- 1) Po określeniu biomasy wszystkich zidentyfikowanych taksonów, należy przyporządkować je do grup funkcjonalnych fitoplanktonu przy pomocy literatury źródłowej. Do tej pory wyodrębniono 40 grup funkcjonalnych fitoplanktonu [3-5, 29].
- 2) Każdej grupie funkcjonalnej przyporządkowana jest określona wartość wskaźnika F (0-5) uzyskana na podstawie oceny preferencji siedliskowych. Wartości wskaźnika F zostały dotychczas ustalone dla różnego typu zbiorników wodnych [4] oraz cieków [5] charakterystycznych dla obszaru Węgier. W przypadku Jeziora Strzeżyńskiego najbliższe parametry hydromorfologiczne odpowiadały typowi nr 5, natomiast w przypadku stawu w Drwęsie – typowi nr 6 [4].
- 3) Do obliczenia indeksu Q należy zastosować wzór podany przez Pádisak i in. [4]:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F_i$$

Gdzie:  $p = n_i/N_i$

$n_i$  - biomasa grupy funkcjonalnej  $i$ ;

$N_i$  – całkowita biomasa fitoplanktonu.

W przypadku rzek wynik można także zaprezentować jako współczynnik jakości ekologicznej Ecological Quality Ratio (EQR) korzystając ze wzoru podanego przez Borics i in. [4]:

$$EQR = Q/5$$

Wartości graniczne EQR wyznaczone dla kategorii stanu ekologicznego zostały ustalone odmiennie dla różnej wielkości cieków [4]. Wartości graniczne dla poszczególnych kategorii stanu ekologicznego wyznaczone w przypadku dużych rzek, do których należy Warta, przedstawiono w tabeli 8.

Tabela 8. Klasyfikacja stanu ekologicznego wód na podstawie wskaźnika Q – dla rzek i jezior oraz współczynnika jakości (EQR) - dla dużych rzek [4].

Table 8. Classification of the ecological state of water based on the Q index – used for rivers and lakes, and ecological quality ratio (EQR) – for large rivers [4].

Stan ekologiczny	Indeks Q	EQR dla dużych rzek
Bardzo dobry	4-5	>0,8
Dobry	3-4	>0,7
Umiarkowany	2-3	>0,6
Słaby	1-2	>0,5
Zły	0-1	<0,5

## 4. Metody badań

### 4.1 Skład taksonomiczny fitoplanktonu

W rzece Warcie, Jeziorze Strzeszyńskim oraz w stawie w Drwęsie stwierdzono występowanie 8 grup systematycznych fitoplanktonu. Były to: Cyanobacteria (cyjanobakterie), Cryptophyceae (kryptofity), Xanthophyceae (różnowiciowce), Bacillariophyceae (okrzemki), Chrysophyceae (złoto wiciowce), Dinophyceae (dinofity), Euglenophyceae (eugleniny), Chlorophyta (zielenice). W rzece Warcie stwierdzono dużą różnorodność taksonomiczną fitoplanktonu – oznaczono 216 taksonów. Najbardziej liczną grupą były Chlorophyta - zielenice (około 120 taksonów). W Jeziorze Strzeszyńskim oznaczono znacznie mniej, bo tylko 70 taksonów, z czego około połowę stanowiły zielenice. Z kolei w stawie w Drwęsie zidentyfikowano około 100 taksonów, z których ponad 40 to zielenice. Większa różnorodność taksonomiczna fitoplanktonu rzeki Warty, w porównaniu z pozostałymi zbiornikami, wynika z bardzo dużej zlewni tej rzeki i obecności wielu dopływów. Ma ona także związek z połączeniem rzeki z siedliskami takimi jak starorzeczca, stawy rybne, rozlewiska, w których fitoplankton może się intensywnie rozmnażać.

### 4.2 Stężenie chlorofilu a, liczebność i biomasa fitoplanktonu

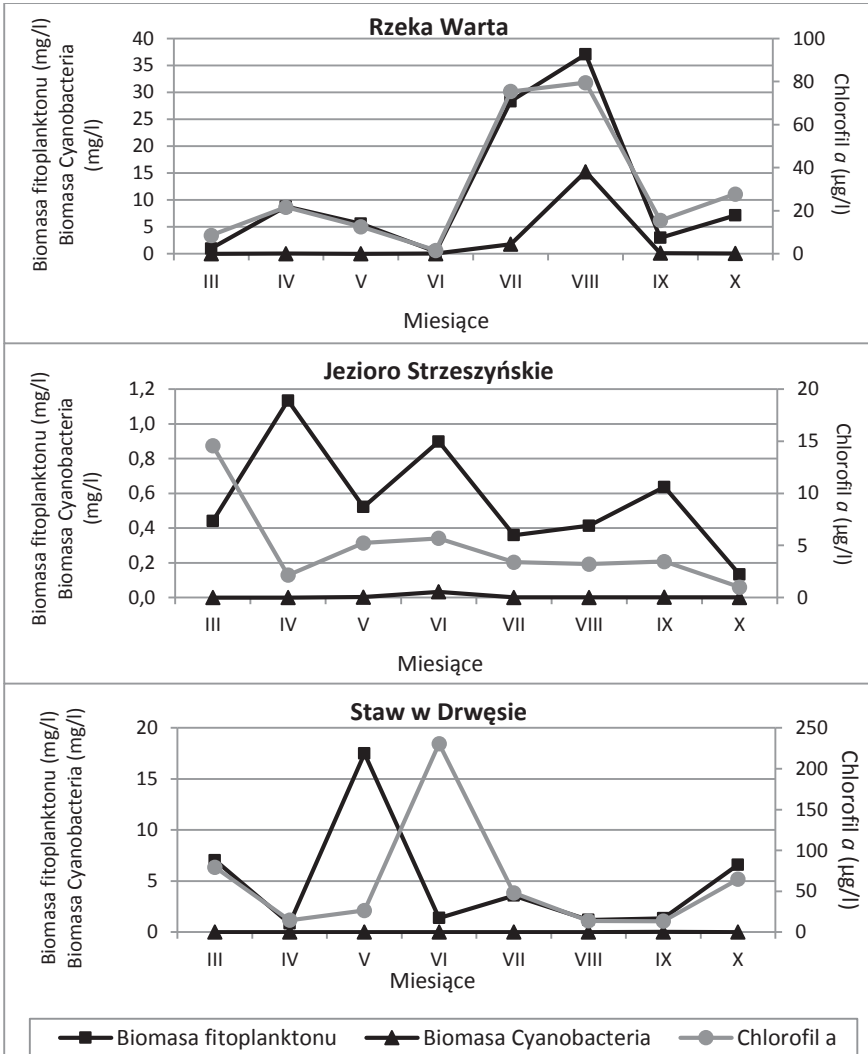
Średnie stężenie chlorofilu a było największe w najmniejszym zbiorniku – w stawie w Drwęsie – powyżej 60  $\mu\text{g/l}$ , natomiast najmniejsze stwierdzono w Jeziorze Strzeszyńskim – niespełna 5  $\mu\text{g/l}$ . Średnie stężenie tego parametru w rzece Warcie wyniosło około 30  $\mu\text{g/l}$  (Tab. 9).

Tabela 9. Wybrane parametry biologiczne rzeki Warty, Jeziora Strzeszyńskiego i stawu w Drwęsie.  
Table 9. Chosen biological parameters of the Warta River, Strzeszyńskie Lake and pond in Drwęsa.

Parametr	Warta	J. Strzeszyńskie	Staw w Drwęsie
Chlorofil a [ $\mu\text{g/l}$ ] (wartość średnia)	30,30	4,83	61,32
Liczebność fitoplanktonu [ $10^3$ kom./ml] (min. – max.)	1,53-170,22	0,38-4,19	0,90-6,31
Biomasa fitoplanktonu [mg/l] (min. – max.)	0,40-37,05	0,13-1,13	0,85-17,5

Największą liczebność fitoplanktonu stwierdzono w rzece Warcie. W sierpniu przekroczyła ona 170 tys. kom/ml. Wartości liczby komórek fitoplanktonu notowane w zbiornikach były wielokrotnie mniejsze niż w rzece i wyniosły najwyżej kilka tysięcy kom/ml (Tab. 9).

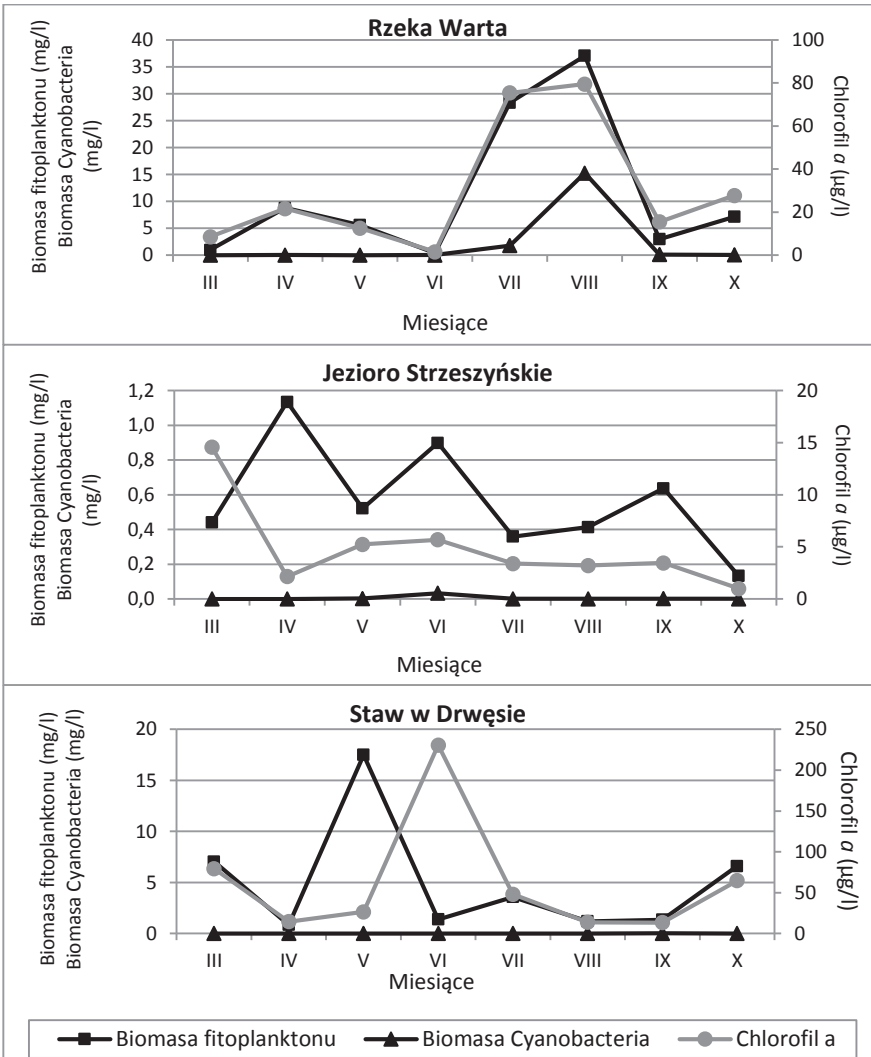
Całkowita biomasa fitoplanktonu w rzece Warcie była zwykle kilkadziesiąt razy większa niż w Jeziorze Strzeszyńskim oraz zwykle kilka razy większa niż w stawie w Drwężu (Tab. 9, Rys.2). Jej najniższe wartości zanotowano w czerwcu, co miało związek z wysokimi stanami wód przekraczającymi stan alarmowy na przełomie maja i czerwca. Z kolei największą biomasę notowano w lipcu i sierpniu, co było związane z intensywniejszym rozwojem okrzemek i cyjanobakterii. Duża biomasa fitoplanktonu wskazywała na występowanie zakwitów wody w tym okresie (biomasa >10 mg/l, wg kryterium Pavoni [30]). Duże i eutroficzne rzeki często charakteryzują się występowaniem masowych pojawów glonów i cyjanobakterii - zakwitów fitoplanktonu [31]. W rzece pod względem biomasy dominowały 3 grupy taksonomiczne: okrzemki, zielenice, cyjanobakterie (Rys. 3). Okrzemki charakteryzowały się największą biomasą spośród analizowanych grup taksonomicznych w prawie całym okresie badań stanowiąc 43-90% ogólnej biomasy fitoplanktonu. Jedynie w maju grupą o największej biomasie były zielenice (52% ogólnej biomasy fitoplanktonu). Cyjanobakterie rozwijały się głównie latem – od lipca do września, największą biomasę uzyskując w sierpniu – 15,25 mg/l (41% ogólnej biomasy fitoplanktonu). Dominacja okrzemek, zielenic i cyjanobakterii w nizinnych rzekach strefy umiarkowanej znajduje potwierdzenie w wielu opublikowanych badaniach [31].



Rys. 2. Zmiany biomasy fitoplanktonu, biomasy cyjanobakterii oraz stężenia chlorofilu a w badanych zbiornikach wodnych w sezonie wegetacyjnym.

Fig. 2. Changes of phytoplankton biomass, cyanobacteria biomass and concentration of chlorophyll a in the studied water bodies in growing season.

W przypadku Jeziora Strzeszyńskiego biomasa fitoplanktonu podlegała znacznym wahaniom w okresie wegetacyjnym (Tab. 9, Rys. 2). Największe wartości zanotowano w kwietniu, czerwcu i wrześniu. Wśród najważniejszych grup taksonomicznych znalazły się: okrzemki, zielenice oraz kryptofity i dinofity (Rys. 3). Okrzemki wyraźnie dominowały wiosną – w marcu i kwietniu (51-85% ogólnej biomasy fitoplanktonu).



Rys. 3. Zmiany udziału [%] grup systematycznych w ogólnej biomacie fitoplanktonu w badanych zbiornikach wodnych.

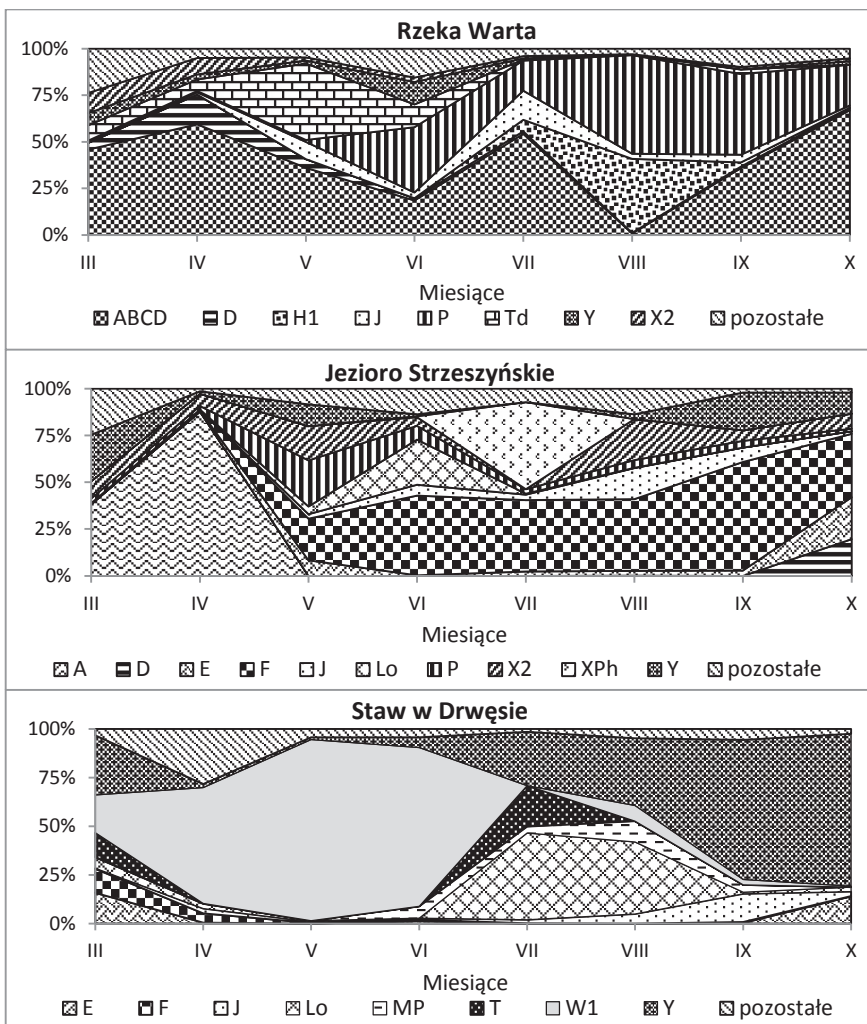
Fig. 3. Changes of the contribution [%] of taxonomical groups to total phytoplankton biomass in studied water bodies.

Ich procentowy udział w ogólnej biomacie fitoplanktonu był wysoki także w październiku (26%). W maju oraz od lipca do września najbardziej znaczącą grupą były zielenice (45-91% ogólnej biomasy fitoplanktonu). Także w czerwcu i październiku ich udział w biomacie był dość duży (ok. 40% i ok. 30%). W marcu, w maju oraz od sierpnia do października ważną grupą były także kryptofity (17-37%). W czerwcu największą biomasą charakteryzowały się dinofity (49%), natomiast w październiku złotowiciowce (29%). Opisana powyżej sezonowa zmienność dominujących grup taksonomicznych fitoplanktonu jest zbliżona do typowej sukcesji grup taksonomicznych w jeziorach umiarkowanej strefy klimatycznej [32]. Niewielka biomasa fitoplanktonu oraz brak zakwitów cyjanobakterii sugeruje dość dobry stan ekologiczny wód. Należy jednak zwrócić uwagę na to, że Jezioro Strzeszyńskie ulega stratyfikacji letniej więc analizowano fitoplankton pochodzący tylko z epilimnionu lub z górnej o 3-metrowej grubości warstwy wody. Badania tego zbiornika wskazują na duże bogactwo taksonomiczne i znaczną biomasę fitoplanktonu także w niższych warstwach wód pelagialu [10].

Staw w Drwęsie charakteryzował się największą sezonową zmiennością pod względem dominujących w biomacie grup fitoplanktonu (Tab. 9, Rys. 3). Najważniejszymi grupami taksonomicznymi były: eugleniny, kryptofity, zielenice i dinofity. W marcu największą biomasą charakteryzowały się zielenice i kryptofity (odpowiednio 37% i 26% ogólnej biomasy fitoplanktonu). Eugleniny stanowiły główny składnik biomasy fitoplanktonu od kwietnia do czerwca (57-93% ogólnej biomasy fitoplanktonu). W pełni lata najważniejszymi grupami taksonomicznymi były dinofity i kryptofity (odpowiednio ok. 40% i 30% ogólnej biomasy fitoplanktonu). Z kolei we wrześniu i październiku wyraźnie dominowały kryptofity (ok. 70% ogólnej biomasy fitoplanktonu). Udział innych grup systematycznych nie był znaczący. Jedynie w marcu i październiku zanotowano wzrost biomasy złotowiciowców, w kwietniu różnowiciowców, a w sierpniu okrzemek. Niewielkie i płytkie zbiorniki o niestabilnych warunkach środowiska takie jak stawy charakteryzują się zwykle obecnością taksonów o szybkim tempie rozwoju np. z grupy zielenic chlorokokalnych, co w dużym stopniu tłumaczy ich znaczną biomasę [33]. Z kolei duża biomasa glonów, które są miksotrofami (euglenin, kryptofitów i dinofitów) sugeruje ograniczenie procesu fotosyntezy przy niedostatecznym nasłonecznieniu oraz obecność substancji organicznych wykorzystywanych przez wyżej wymienione grupy glonów podczas odżywiania heterotroficznego.

### 4.3 Grupy funkcjonalne fitoplanktonu

W rzece Warcie w Poznaniu stwierdzono występowanie 23 grup funkcjonalnych fitoplanktonu. Do grup o największym udziale procentowym w biomacie fitoplanktonu należały: ABCD (grupa zbiorcza złożona z okrzemek centrycznych), P, Td, H1, D, Y, J oraz X2 (Rys.4) Grupa ABCD dominowała wiosną, a także w sierpniu i październiku. Intensywny rozwój wspomnianej grupy oraz grupy P - dużych kolonijnych okrzemek (głównie *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira granulata*) oraz cyjanobakterii z grupy H1 (*Aphanizomenon flos-aquae*) przyczynił się do letniego zakwitów wody. W Warcie zanotowano grupy funkcjonalne charakterystyczne dla rzek, np.: ABCA, D, J, Td, jak i grupy bardziej typowe dla innych środowisk, np.: H1, P. Jest to związane z tym, że do rzeki mogą trafiać taksony z innego typu zbiorników wodnych. Część z nich, bardziej przystosowana do warunków panujących w rzece (dużej mętności, intensywnej turbulencji wody, wysokiej trofii czy obecności różnego rodzaju zanieczyszczeń) może nadal się w niej rozwijać.



Rys. 4. Udział [%] najważniejszych grup funkcjonalnych fitoplanktonu w ogólnej biomacie fitoplanktonu w badanych zbiornikach wodnych.

Fig. 4. Contribution [%] of the most important phytoplankton functional groups to total phytoplankton biomass in studied water bodies.



W przypadku Jeziora Strzeszyńskiego zidentyfikowano 18 grup funkcjonalnych. Największym udziałem w całkowitej biomacie fitoplanktonu charakteryzowały się: A, F,  $X_{ph}$ , Lo, X2, D, E, J, P, Y (Rys. 4). W marcu i kwietniu dominowała grupa A złożona z gatunków okrzemek centrycznych typowych dla przejrzystych wód jeziornych. W maju największą biomasę zanotowano w przypadku grup: F – zielenic chlorokokalnych zasiedlających przejrzyste jeziora, P – okrzemek i desmidi występujących w wodach jezior o wysokiej trofii,  $X_2$  – kryptofitów, zielenic, złotowiciowców typowych dla przejrzystych, płytkich i ulegających mieszanii mezoeutroficznych środowisk. W kolejnych miesiącach, od czerwca do października, głównym składnikiem fitoplanktonu była grupa F. W czerwcu dość dużą biomasę miała także grupa Lo – głównie taksony dinofitów charakterystyczne dla epilimnionu jezior, a w lipcu grupa  $X_{ph}$  zawierająca jednego przedstawiciela zielenic – *Phacotus lenticularis*, typowego dla wód bogatych w wapń. W sierpniu ważne były również grupy  $X_2$  i J, we wrześniu – Y – grupa złożona z kryptofitów, a w październiku D – okrzemki tolerujące żyzne i mętne wody i E – złotowiciowce preferujące niezbyt żyzne wody.

W stawie w Drwęsie występowało 19 grup funkcjonalnych fitoplanktonu. Do grup o największym znaczeniu należały: W1, Y, Lo (Rys. 4). Wyraźnie mniejszy udział w biomacie fitoplanktonu miały grupy: E, F, J, MP, T. W marcu największe znaczenie miały grupy Y – zawierająca kryptofity oraz W1 – złożona z euglenin typowych dla żyznych stawów. Z kolei od kwietnia do czerwca wyraźnie największą biomasę wyróżniała się grupa W1. Latem, w lipcu i sierpniu dominowały grupy Lo oraz Y, natomiast we wrześniu i październiku – grupa Y.

#### 4.4 Stan ekologiczny wód badanych zbiorników w oparciu o wskaźniki IFPL i PMPL oraz grupy funkcjonalne fitoplanktonu

Ocena stanu ekologicznego wykazała znaczne różnice zarówno pomiędzy stanem ekologicznym wód badanych zbiorników jak i jakością wód określoną na podstawie poszczególnych wskaźników fitoplanktonowych (Tab. 10). W przypadku rzeki Warty stan ekologiczny wód wyliczony na podstawie wskaźnika IFPL był lepszy niż w przypadku wskaźnika Q oraz EQR. Znaczna różnica wystąpiła w przypadku Jeziora Strzeszyńskiego: indeks PMPL wskazywał na dużo lepszy stan wód. Z kolei stan ekologiczny wód stawu w Drwęsie określony przy pomocy wskaźnika PMPL był gorszy niż wskaźnika Q. Należy jednak zwrócić uwagę na to, że do porównania wskaźników zastosowano średnią wartość wskaźnika Q oraz EQR obliczonych na podstawie analizy grup funkcjonalnych fitoplanktonu. Wskaźniki te mogą być stosowane do oceny jakości wody w krótszym przedziale czasu niż badany rok. Sezonową zmienność wartości wskaźnika Q w badanych wodach przedstawiono na rysunku 5.

Jakość wód w rzece Warcie określona na podstawie grup funkcjonalnych fitoplanktonu była najlepsza wczesną wiosną i jesienią – stan dobry, a najgorsza w sierpniu – stan słaby. Obniżenie stanu ekologicznego było spowodowane głównie przez masowy pojaw cyjanobakterii z grupy H1, która charakteryzuje się niską wartością wskaźnika  $F=1$ . Jezioro Strzeszyńskie w kwietniu cechował najlepszy stan ekologiczny - bardzo dobry, a najgorszy w czerwcu – umiarkowany. Obniżenie wartości wskaźnika Q w tym miesiącu było spowodowane głównie zwiększonym udziałem grupy Lo o niskiej wartości wskaźnika  $F=1$ . Z kolei staw w Drwęsie charakteryzował się najlepszą jakością wód w maju i kwietniu – stan bardzo dobry, natomiast najgorszą od sierpnia do października – stan umiarkowany (dominacja grup Lo o  $F=1$  oraz Y o  $F=3$ ).

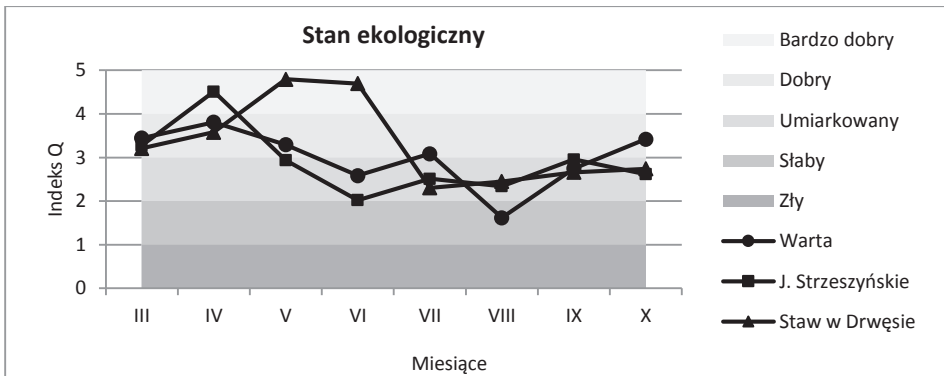
Różnice w ocenie stanu ekologicznego rzeki Warty dokonanej przy pomocy wskaźnika IFPL i Q wynikają z kilku przyczyn. W przypadku wskaźnika IFPL ocenę oblicza się na podstawie ogólnej biomasy fitoplanktonu oraz wartości wskaźnikowej wyłącznie wybranych taksonów wskaźnikowych zgodnie z wytycznymi opracowania [12]. W przypadku wskaźnika Q określa się biomasę, przynależność do grupy funkcjonalnej i związaną z tym wartość wskaźnika F możliwie jak największej liczby rozpoznanych taksonów [4, 5]. Z kolei wskaźnik IFPL bierze pod uwagę stężenie chlorofilu a (uzupełniając niejako wiedzę o całkowitej biomacie fitoplanktonu) i jego wartość może istotnie zmienić ocenę końcową. W analizowanym przypadku rzeki Warty, wskaźnik ZCH podwyższył wartość wskaźnika IFPL i ocenę stanu ekologicznego wód.

Tabela 10. Ocena stanu ekologicznego Warty, Jeziora Strzeszyńskiego i stawu w Drwęsie przy pomocy multimetrycznych indeksów oraz grup funkcjonalnych fitoplanktonu.

Table 10. Assessment of ecological state of the Warta River, Strzeszyńskie Lake and pond in Drwęsa based on multimetric indexes and functional phytoplankton groups.

Zbiornik wodny	Multimetryczny indeks dla rzek				Multimetryczny indeks dla jezior						Indeks obliczony w oparciu o grupy funkcj. fitoplanktonu			
	Z <sub>Fr</sub>	Z <sub>Ch</sub>	IFPL	stan ekol. wód	Y <sub>Ch</sub>	Y <sub>Bm</sub>	Y <sub>Cv</sub>	PMPL	EQR	stan ekol. wód	Q średni	stan ekol. wód	EQR średni	stan ekol. wód
Rzeka Warta	0,53	0,75	0,64	dobry	nd.	nd.	nd.	nd.	nd.	nd.	3,0	umiark.	0,6	umiark.
Jezioro Strzeszyńskie	nd.	nd.	nd.	nd.	0,42	0,23	-8,15	0,2	0,96	b.dobry	2,9	umiark.	nd.	nd.
Staw w Drwęsie	nd.	nd.	nd.	nd.	5	2,04	0,09	2,8	0,43	umiark.	3,3	dobry	nd.	nd.

nd. – nie dotyczy  
nd. - not applicable



Rys. 4. Stan ekologiczny wód badanych zbiorników na podstawie indeksu Q.

Fig. 4. Ecological state of investigated water bodies based on Q index.

Ocena stanu ekologicznego Jeziora Strzeszyńskiego dokonana na podstawie PMPL była lepsza prawdopodobnie z uwagi na to, że wskaźnik ten bierze pod uwagę metryksy składowe takie jak: „Biomasa fitoplanktonu”, „Biomasa cyjanobakterii” oraz „Chlorofil *a*”. Wszystkie wspomniane parametry w badanym jeziorze były dość niskie. W żadnym przypadku nie badano jednak szczegółowo składu taksonomicznego fitoplanktonu jak to ma miejsce w przypadku analizy grup funkcjonalnych fitoplanktonu. Na wysoki stan trofii oprócz cyjanobakterii mogą wskazywać także taksony z innych grup systematycznych, np. zielenice chlorokokalne z grupy J. Poza tym, jezioro to charakteryzuje się intensywnym rozwojem piko planktonowych cyjanobakterii – cyjanobakterii o wielkości komórek < 2 μm. Badania dowodzą, że są one ważnym składnikiem planktonu [34], a niektóre gatunki z tej grupy mogą być zdolne do produkcji cyjanotoksyn [35]. Analizy pikoplanktonu nie są jednak obowiązkowe w celu obliczenia wskaźników PMPL oraz IFPL, głównie ze względu na zazwyczaj niewielki udział w ogólnej biomacie fitoplanktonu oraz z powodów praktycznych (wymagany mikroskop fluorescencyjny i czasochłonne analizy). Ta grupa mikroorganizmów może być natomiast brana pod uwagę przy obliczaniu indeksu Q.

Ocena jakości wód stawu w Drwęsie w oparciu o grupy funkcjonalne fitoplanktonu była lepsza niż w oparciu o multimetryks PMPL prawdopodobnie z kilku powodów. Po pierwsze indeksy stosowane do oceny jakości wód jezior budzą wątpliwość w przypadku użycia ich do badań stawów, niewielkich zbiorników śródpolnych, zbiorników po wyrobiskowych itp. Pochodzenie, sposób użytkowania, charakter zlewni, rodzaju zasilania wodami, dopływ ścieków, obecność roślinności wodnej i inne czynniki mogą w znacznym stopniu wpływać na tworzone przez nie siedliska. Środowisko wodne niewielkich zbiorników może ulegać dużym zmianom w ciągu całego okresu wegetacyjnego. Indeks PMPL powinien być zatem zasadniczo stosowany do oceny jezior, gdyż został skonstruowany na podstawie badań ponad 250 polskich jezior [13]. Indeks Q obliczony na podstawie grup funkcjonalnych fitoplanktonu wydaje się być dokładniejszy w ocenie stanu ekologicznego niewielkich zbiorników wodnych.

Każda z metod oceny jakości wód powierzchniowych ma swoje zalety oraz wady. W przypadku indeksu IFPL i PMPL nie jest wymagane dokładne oznaczenie wszystkich taksonów fitoplanktonu w badanej próbce, co znacznie ułatwia i przyspiesza analizy mikroskopowe. Z drugiej strony uwzględnianie jak największej liczby taksonów w celu obliczenia indeksu Q umożliwia dokładniejsze określenie stanu ekologicznego. Indeks ten umożliwia także uwzględnienie organizmów pikoplanktonowych, np. cyjanobakterii i zielenic (grupy K i Z). Jedną z wad stosowania indeksu Q jest to, że do tej pory został on solidnie opracowany jedynie dla wód powierzchniowych z terenu Węgier. Jest więc on dostosowany do typów abiotycznych rzek, jezior i innych zbiorników z obszaru tego kraju. W celu dokonania dokładnej i obiektywnej oceny jakości wód na obszarze innego państwa należałoby uwzględnić typologię wód na nim występujących i przystosować do nich metodykę obliczania indeksu Q. Dla każdego typu zbiornika wadego winny być określone odpowiednie, ustalone na podstawie badań, wartości wskaźników F przyporządkowanych grupom funkcjonalnym fitoplanktonu. Trudności i omyłki podczas stosowania indeksu Q mogą także wynikać ze zbyt małej wiedzy na temat ekologii rzadziej występujących taksonów fitoplanktonu. Może to spowodować zakwalifikowanie danego taksonu do niewłaściwej grupy funkcjonalnej fitoplanktonu. Zaletą tej metody jest natomiast możliwość zastosowania do oceny wód w krótszych przedziałach czasowych. Jest ona także bardzo czuła na zmiany środowiska wodnego, które mają odzwierciedlenie w zmianie biomasy grup funkcjonalnych fitoplanktonu.

## 5. Podsumowanie

Ocena jakości wód wybranych zbiorników wodnych na podstawie grup funkcjonalnych fitoplanktonu i indeksu Q odbiega od uzyskanej przy pomocy opracowanych dla naszego kraju multimetrycznych wskaźników fitoplanktonowych - IFPL oraz PMPL. Obydwie metody mają zarówno mocne, jak i słabe strony. Obecnie stosowane metody oceny jakości wód powierzchniowych są dostosowane do stopnia zbadania i wiedzy na temat fitoplanktonu polskich rzek i jezior. Ich cechą jest także względną łatwość stosowania w badaniach monitoringowych przez jednostki Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska. Z kolei metoda oparta na obliczeniu indeksu Q wykorzystuje wiedzę na temat ekologii jak największej liczby taksonów i w związku z tym uzyskuje się bardziej dokładne informacje na temat stanu ekologicznego wód po odpowiednim dostosowaniu jej do danego obszaru geograficznego, na którym prowadzone są badania. Zakres wiedzy taksonomicznej konieczny do jej zastosowania jest jednak nieporównywalnie większy niż przy użyciu multimetrycznych wskaźników fitoplanktonowych. Nie wydaje się więc, aby metoda ta mogła być w najbliższym czasie szeroko stosowana przez państwowe jednostki monitorujące jakość wód powierzchniowych.

## Bibliografia

- 1) Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej
- 2) Dz. U. z 2014 r., poz. 1482. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 22 października 2014 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości wody dla substancji priorytetowych
- 3) Reynolds, C.S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 2002, 24 (5) 417-428
- 4) [4] Padisák, J., Grigorszky, I., Borics, G., Soróczki-Pintér, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 2005, 553, 1-14
- 5) Borics, G., Varbiro, G., Grigorszky, I., Krasznai, E., Szabo, S., Kiss, K.T. A new evaluation technique of potamoplankton for the assessment the ecological status of river. *Large Rivers*, 2007, 17 (30-4), 465-486.
- 6) Pułyk, M. (red.). Stan wód Warty na terenie województwa wielkopolskiego w latach 1999-2009. Biblioteka Monitoringu Środowiska WIOŚ Poznań, publikacja internetowa, 2010(<http://poznan.wios.gov.pl/monitoring-srodowiska/publikacje/stan-wod-warty-na-terenie-województwa-wielkopolskiego-w-latach-1999-2009/>; dostęp 01.04.2016 r.)
- 7) Mądrecka, B. Dynamika zmian fitoplanktonu w środkowym biegu rzeki Warty i jej wpływ na koncepcje uzdatniania wody. Rozprawa doktorska, Politechnika Poznańska, Poznań 2015
- 8) Kaźmierska, A. Wpływ antropopresji na bakterio plankton i autotroficzny pikoplankton w pelagialu Jeziora Strzeszyńskiego. Rozprawa doktorska, Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań 2015
- 9) Pajchrowska, M., Szpakowska, B. Assessment of occurrence microphytes and trophic status of small water body in the wielkopolska region (western Poland). *Pol. J. Natur. Sc.* 2014, 29(1) 17-33
- 10) Stachowiak, E. Fitoplankton Jeziora Strzeszyńskiego. Praca magisterska, Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań 2014
- 11) Starmach, K. Plankton roślinny wód słodkich. Metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej. PWN, Warszawa – Kraków, 1989
- 12) Picińska-Fałtynowicz, J., Błachuta, J. Wytyczne metodyczne do przeprowadzania badań fitoplanktonu i oceny stanu ekologicznego rzek na jego podstawie. GIOŚ, Warszawa, 2012
- 13) Hutorowicz, A., Pasztelaniec, A. Opracowanie metodyki oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o fitoplankton. Warszawa-Olsztyn, 2009
- 14) Starmach, K. Cyanophyta – Sinice, Glaucophyta – Glaukofity. Flora słodkowodna Polski, T. 2., PWN, Warszawa, 1966.
- 15) Starmach, K. Xanthophyceae – Różnowiciowce. Flora słodkowodna Polski, T. 7., PWN, Warszawa – Kraków, 1968
- 16) Starmach, K. Zielenice nitkowate. Flora słodkowodna Polski, T. 10., PWN. Warszawa – Kraków, 1972
- 17) Starmach, K. Cryptophyceae, Dinophyceae, Raphidiophyceae. Flora słodkowodna Polski. T. 4., PWN. Warszawa – Kraków, 1974

- 18) Starmach K. Euglenophyta. Flora słodkowodna Polski. T. 3., PWN. Warszawa – Kraków, 1983
- 19) Krammer, K., Lange–Bertalot, H. Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa; T. 2/1. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 1986
- 20) Krammer, K., Lange–Bertalot, H. Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa; T 2/2. Gustav Fischer, Verlag, Jena, 1988
- 21) Krammer, K., Lange–Bertalot, H. Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa; T 2/4. Gustav Fischer Verlag, Jena, 1991
- 22) Krammer, K., Lange–Bertalot, H. Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa; T 2/3. Gustav Fischer Verlag, Jena, 1991
- 23) Komárek, J., Anagnostidis, K. Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart. 1999.
- 24) Komárek, J., Anagnostidis, K. Cyanoprocaryota 2. Teil: Oscillatoriales. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart, 2005
- 25) Komárek, J., Foot, B. Chlorophyceae (Grünalgen), ordnung Chlorococcales. [w:] Huber-Pestalozzi G., Das phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Part 7. Teil 1. Schweizerbarth'sche Verlagsbuch Handlung. (Nagele u. Obermiller), Stuttgart, 1983
- 26) Hutorowicz, A. Standardowe objętości komórek do szacowania biomasy wybranych taksonów glonów planktonowych wraz z określeniem sposobu pomiarów i szacowania. Olsztyn, 2009
- 27) Amblard, C., Carrias, J.F., Bourdier, G., Maurin, N. The microbial loop in a humic lake: seasonal and vertical variations in the structure of different communities. *Hydrobiologia*, 1995, 300/301, 71-84
- 28) Błachuta, J., Picinska-Fałtynowicz, J., Czoch, K., Kulesza, K. Abiotyczne typy wód płynących w Polsce. *Gospodarka wodna*, 2010, 5, 181-191
- 29) Padiśák, J., Crossetti, L.O., Naseli-Flores, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 2009, 621, 1-19
- 30) [30] Pavoni, M. Die Bedeutung des Nanoplanktons im Vergleich zum Netzplankton. *Schweiz. Z. Hydrol*, 1963, 25, 219-341 [za:] Gołdyn, R., Szyper, H., Wpływ organizmów wodnych na jakość ujmowanej wody [w:] Nawrocki J., Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne. T. 2. Wyd. Naukowe UAM, 2010
- 31) Rojo, C., Alvarez Cobelas, M., Arauzo, M. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia*, 1994, 289, 43-55
- 32) Kawecka, B., Eloranta, P.V. Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa, 1994
- 33) Reynolds, C.S. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, USA, 1984
- 34) Szelaąg-Wasielewska E., Autotroficzny pikoplankton w zbiornikach wodnych zachodniej Polski: występowanie, struktura i znaczenie w mikrobiologicznej sieci troficznej. Wyd. Naukowe UAM, Poznań, 2008
- 35) Jakubowska, N., Szelaąg-Wasielewska, E. Toxic picoplanktonic Cyanobacteria – Review. *Mar. Drugs*, 2015, 13, 1497-1518