

**OPRACOWANIE METODYKI OCENY STANU
EKOLOGICZNEGO JEZIOR W OPARCIU O
FITOPLANKTON**

Autorzy:

Prof.dr hab. Andrzej Hutorowicz

Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Dr Agnieszka Pasztaleniec

Autorzy opracowania dziękują

Dr Agnieszce Napiórkowskiej – Krzebietke (Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie) za udostępnienie wyników własnych badań fitoplanktonu, które zostały wykorzystane w pracy.

Warszawa-Olsztyn, listopad 2009

Spis treści	str
1. Wstęp	2
2. Wybór metryksów fitoplanktonowych opisujących obfitość i skład taksonomiczny fitoplanktonu	2
3. Materiał do analiz statystycznych	4
4. Wyniki analiz zależności statystycznych	8
4.1. Typ rozkładu częstości danych o biomacie i chlorofilu.....	8
4.2. Zależność pomiędzy zmiennymi	9
4.3. Współczynnik „biomasa ogólna fitoplanktonu”.....	11
4.4. Współczynnik „biomasa sinic”.....	12
5. Procedura oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o multimetryks fitoplanktonowy. Zasady integracji metryksów	14
5.1. Metryks Chlorofil a.....	14
5.2. Metryks Biomasa ogólna.....	14
5.3. Metryks Biomasa sinic.....	15
5.4. Multimetryks fitoplanktonowy	15
5.5. Przykłady zastosowania multimetryksa fitoplanktonowego do oceny stanu jezior.....	15
6. Ustalenie warunków referencyjnych	19
Piśmiennictwo	20

1. Wstęp

Ocena stanu ekologicznego jezior, uwzględniająca formację ekologiczną fitoplankton, powinna opierać się na kombinacji takich metryksów jak: obfitość (wyrażona liczebnością, biomasa, koncentracją chlorofilu *a*), skład taksonomiczny, zakwity (występowanie, częstotliwość, intensywność), a ponadto powinna odnosić się do typu abiotycznego zbiornika, odwoływać się do warunków referencyjnych, a cechy fitoplanktonu powinny być wyrażone w postaci liczbowej dającej możliwość wyliczenia Ekologicznego Wskaźnika Jakości (RDW). Ze względu na dostępność danych w Polsce jak dotąd opracowana została jedynie metoda oceny oparta na **koncentracji chlorofilu *a***, którego wieloletnie pomiary wykonywane rutynowo w monitoringu wraz z wynikami analiz związków biogenych, umożliwiły stworzenie odpowiednio dużej bazy danych służącej wyliczeniu wartości referencyjnej i granic klas stanów ekologicznych dla tego parametru (Soszka i in., 2006).

2. Wybór metryksów fitoplanktonowych opisujących obfitość i skład taksonomiczny fitoplanktonu

Poza koncentracją chlorofilu *a*, miarą ilościową określającą obfitość glonów planktonowych, jest **koncentracja biomasy ogólnej** w jednostce objętości wody, standardowo oceniana jako suma objętości komórek poszczególnych taksonów. Biomasa ogólna jest wykorzystywana w ocenie jakości wód przez inne kraje europejskie (m. in. Niemcy czy Litwa), a szacowanie biomasy fitoplanktonu przeprowadzane jest również od kilku lat przez wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska w ramach badań monitoringowych jezior (w każdym badanym jeziorze minimum trzykrotnie w ciągu roku). Umożliwia to wykorzystanie tego parametru w opracowywanej fitoplanktonowej metodzie oceny stanu ekologicznego. Za zastosowaniem biomasy ogólnej przemawiają przede wszystkim argumenty mające podstawy w ekologii glonów. Wzajemna zależność pomiędzy koncentracją chlorofilu *a*, a biomasa fitoplanktonu zależy od składu taksonomicznego zbiorowiska glonów, dostępności światła i temperatury. Szczególnie dużą rozbieżność pomiędzy koncentracją chlorofilu *a* i biomasa oraz brak pokrywania się w czasie maksimum tych dwóch parametrów stwierdza się, gdy dominantami są dinofity (glony w większości o dużych komórkach) lub gatunki kolonijne, jak np. zielenice z rzędu Volvocales (Felip i Catalan, 2000). Wynika to z faktu, że duże komórki zawierają zwykle mniejsze ilości chlorofilu w przeliczeniu na jednostkę objętości niż formy małe (Malone, 1980).

Z drugiej strony, w niektórych przypadkach obserwowana jest sytuacja odwrotna, gdy przy stosunkowo niskiej biomasy notujemy wysokie stężenie chlorofilu (np. w jeziorze Brożane, w niniejszym opracowaniu). Jest to zwykle spowodowane obfitością bardzo drobnych form, zwykle prokaryotycznego pikoplanktonu i dotyczy przede wszystkim jezior o niższym stanie troficznym. Stwierdzono, że udział form pikoplanktonowych w biomasy ogólnej jezior, w których wartość chlorofilu *a* była niższe niż 10 µg/l może przekraczać 70%, podczas gdy w zbiornikach, w których koncentracja chlorofilu jest wyższa niż 100 µg/l, udział pikoplanktonu jest zwykle niższy niż 10% (Vörös i in., 1998). Przy czym, dodatkową trudnością w ocenie biomasy organizmów o tak drobnych rozmiarach jest konieczność użycia mikroskopu z możliwością epifluorescencji.

Jednoczesne zastosowanie w ocenie stanu ekologicznego obu metryksów ilościowych - koncentracji chlorofilu i biomasy - w dużym stopniu eliminuje przedstawione powyżej trudności i rozbieżności w ocenie stanu jezior.

Metoda fitoplanktonowa oceny stanu ekologicznego jezior, pozostaje niepełna bez uwzględnienia jakości zbiorowiska, czyli jego składu taksonomicznego. W przypadku fitoplanktonu, większość gatunków to organizmy kosmopolityczne i ubikwistyczne, jedynie niewielki procent reprezentuje gatunki o wąskim spektrum występowania (Kawecka i Eloranta, 1994). Biorąc pod uwagę różnorodność stopni troficznych (stanów troficznych) możemy przyjąć, że w przypadku jezior stabilnych o niskiej trofii (oligotroficzne), jak też o bardzo wysokiej żyzności (hipertroficznych) lub też jezior humusowych (o specyficznym charakterze) wystarczającą przydatność mają mniejsze zbiory indykatorów fitoplanktonowych (bioindykatorów). W przypadku jezior mezo- i eutroficznych, konieczne są duże zbiory indykatorów (Burchardt, 1994), czyli w praktyce dobrze opracowane, za pomocą ujednoliconej metodyki, listy gatunkowe pochodzące z wielu zbiorników. Większość jezior Polski znajduje się w zakresie mezo- i eutrofii oraz dynamicznie zmienia swój stan ekologiczny z powody silnej antropopresji. W tej sytuacji, w zbiorze danych służących ocenie jeziora, powinny znaleźć się formy ilustrujące zarówno stan wyjściowy, jak i stan końcowy, do którego badany ekosystem przypuszczalnie zmierza. Obecnie istniejące zbiory danych taksonomicznych nie pozwalają na wypracowanie taksonomicznego wskaźnika trofii dla fitoplanktonu na poziomie gatunków i rodzajów. Wskaźnik tego typu powinien uwzględniać preferencje środowiskowe wszystkich taksonów spotykanych najczęściej na terenie Polski. Tymczasem, mimo iż wyniki badań monitoringowych fitoplanktonu charakteryzują się coraz wyższą jakością, ich niejednorodność formalna (listy gatunkowe z lat 2005-2007 przesłane w różnej formie i z niejednolitym nazewnictwem) oraz merytoryczna (bardzo dobrze

opracowane próby z jednych rejonów Polski, a dużo gorzej z innych), uniemożliwiają stworzenie odpowiedniej bazy danych do analiz statystycznych. Nowe dane, z kolejnych lat badań, umożliwiłyby opracowanie metriksu taksonomicznego w przyszłości.

W związku z powyższym, obecnie podjęto próbę zastosowania do oceny stanu ekologicznego jezior, jako wskaźnika opisującego skład taksonomiczny fitoplanktonu, **biomasę sinic**. Jest to grupa taksonomiczna, obejmująca organizmy prokaryotyczne, stosunkowo łatwe do identyfikacji, o ogromnym znaczeniu w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych. Ich dominacja w zbiorniku wodnym, szczególnie dużych form kolonijnych, wiąże się często z niekorzystnym oddziaływaniem na cały ekosystem, włącznie z występowaniem regularnych zakwitów, które prowadzą do całkowitej degradacji zbiornika.

Niezależnie od tego, jakimi metriksami dysponujemy, zawsze nasuwa się pytanie: czy są one właściwe, czy diagnoza danego stanu ekologicznego na podstawie wybranych parametrów jest prawidłowa. Pomocą w odpowiedzi na wyżej postawione pytania są analizy statystyczne ilustrujące określone zależności pomiędzy metriksem i nasileniem presji antropogenicznej. Jeżeli współzależność między określoną stałą abiotyczną a wartością biotyczną jest wysoce istotna, zarówno w obrębie korelacji dodatniej jak i ujemnej, to możemy przypuszczać, że operujemy wskaźnikiem prawidłowym. Innymi słowy dobry metriks musi reagować na gradient presji i pozwalać na odróżnienie wód o dobrym stanie od wód w stanie gorszym.

3. Materiał do analiz statystycznych

W celu przetestowania wytypowanych wskaźników, a następnie opracowania metriksów do oceny stanu ekologicznego jezior o powierzchni większej niż 50 ha, stworzono bazę danych fitoplanktonowych, pochodzących z badań monitoringowych z lat 2006-2008. Przed przystąpieniem do analiz statystycznych zaistniała konieczność weryfikacji zgromadzonych danych pod względem ich wiarygodności. W przypadku badań biomasy fitoplanktonu mamy do czynienia z wielkością złożoną. Wynik ostateczny jest bowiem iloczynem liczby glonów i ich objętości. Dokładność takiego wyniku zależy od jakości prowadzenia pomiarów niezłożonych (np. długości i szerokości komórek glonów) oraz dokładności liczenia tych komórek. Pojawiające się w czasie realizacji procedury wyznaczania biomasy glonów błędy mogą mieć charakter błędów systematycznych i przypadkowych. Błędy systematyczne związane są ze skalowaniem przyrządów pomiarowych, natomiast błędy przypadkowe mogą być subiektywne lub obiektywne. Błędy subiektywne powodowane są przez osoby

prowadzące analizę ilościową glonów (np. nieuważne liczenie). Błędy obiektywne mogą wynikać m.in. z nierównomiernego układania się komórek glonów na dnie komory do liczenia (nawet przy zachowaniu należytej staranności podczas przygotowywania próby do liczenia). Niestety, w przypadku wielkości obliczanej pośrednio, błąd wyniku jest zawsze k razy większy od średniego błędu popełnianego przy bezpośrednim pomiarze (Zawadzki, Hofmokl 1964).

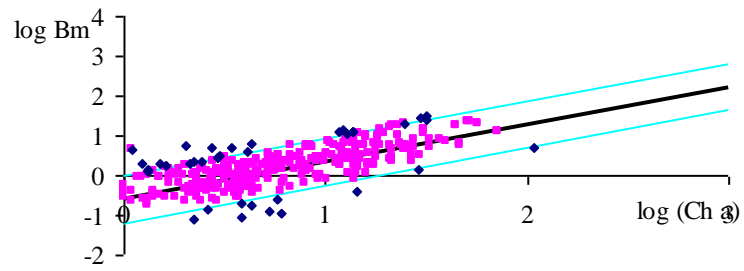
Według równania Lunda i współ. (1958, cyt. za Kawecka i Eloranta 1994) maksymalny błąd B liczenia komórek glonów z prawdopodobieństwem 95% wynosi

$$B = \pm (2\sqrt{N})100\%$$

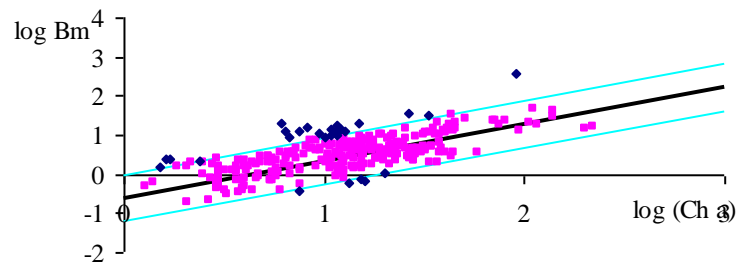
gdzie N , to liczba policzonych jednostek. Natomiast błąd wyznaczania objętości komórek może być jeszcze większy, ponieważ sama objętość już jest wielkością złożoną (w najprostszym przypadku trzecią potęgą pojedynczego pomiaru).

W konsekwencji biomasa wyznaczona metodą objętościową może być obciążona bardzo nawet tzw. błędem grubym, a potwierdzają to przypuszczenie niektóre dane z Wojewódzkich Inspektoratów Ochrony Środowiska. Niestety nie ma możliwości przeprowadzenia klasycznej analizy błędów pomiarów, ponieważ w praktyce nie ma możliwości przeprowadzenia dostatecznie dużej serii powtórzeń. Dlatego proponuje się porównanie uzyskanych wyników biomasy z oznaczoną wartością chlorofilu a . Oczywiście, ponieważ zawartość chlorofilu w komórkach jest różna w różnych grupach glonów, a dodatkowo jest zmienna w ramach tej samej grupy systematycznej glonów, porównanie to można przeprowadzić jedynie wobec pewnego przedziału zmienności. Zawarty między prostymi zakres zmienności obejmuje około 90% przedziału predykcji zgromadzonych danych (rys. 1.1a-d). Tak przyjęty zakres zmienności jest identyczny jak wyznaczony 95% przedział predykcji dla szeregu dwucechowego danych Zdanowskiego (1983) i Kufla (1999) o zawartości fosforu ogólnego i chlorofilu w jeziorach Polski północno-wschodniej (rys. 2). Nachylenie prostej odwzorowującej zależność w obu typach transformowanych (logarytmowanych) szeregów danych jest zresztą prawie identyczne. Można więc przyjąć, że tak zaproponowany przedział obejmuje dopuszczalny przedział zmienności, a pary danych, które nie spełniają tych nierówności są obarczone błędem grubym. Najczęściej tym błędem jest obciążona biomasa fitoplanktonu (Kawecka, Eloranta, 1994).

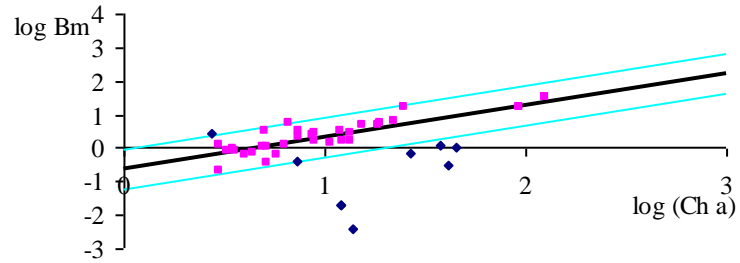
jeziora typu 2a5a



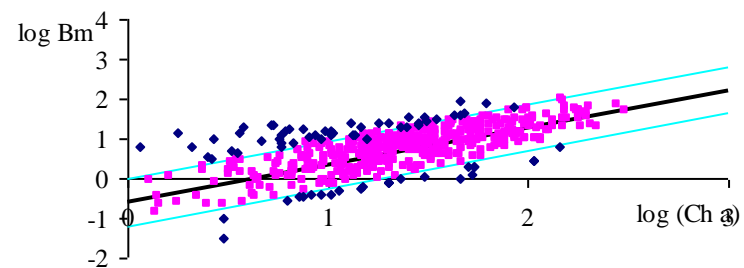
jeziora typu 3a6a



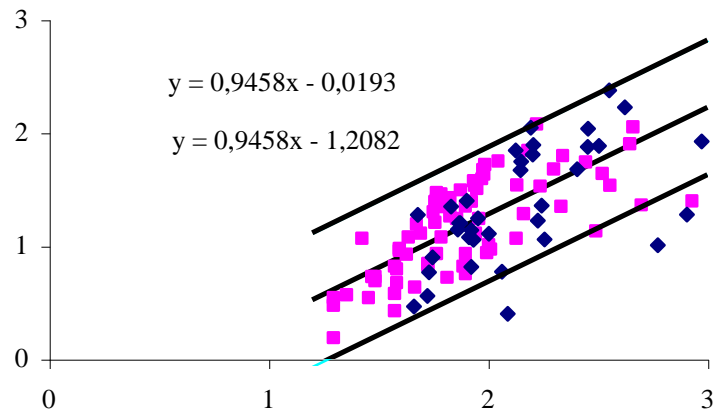
jeziora typu 2b5b



jeziora typu 3b6b



Rys. 1a-d. Zależność między biomasa ogólną a stężeniem chlorofilu w jeziorach w różnych typach abiotycznych.



Rys. 2 . Zależność pomiędzy zawartością fosforu i chlorofilu α według danych literaturowych (za Zdanowskim 1983 i Kuflem 1999)

Na podstawie powyżej opisanych zależności w pracy odrzucono wyniki, które nie spełniają następującego układu nierówności:

$$\begin{cases} \log (B_m) < 0,9458 \log (Ch \alpha) - 0,0193 \\ \log (B_m) > 0,9458 \log (Ch \alpha) - 1,2082 \end{cases}$$

Taki sposób postępowania rekomenduje się do weryfikacji danych uzyskiwanych w rutynowym monitoringu jezior w Polsce.

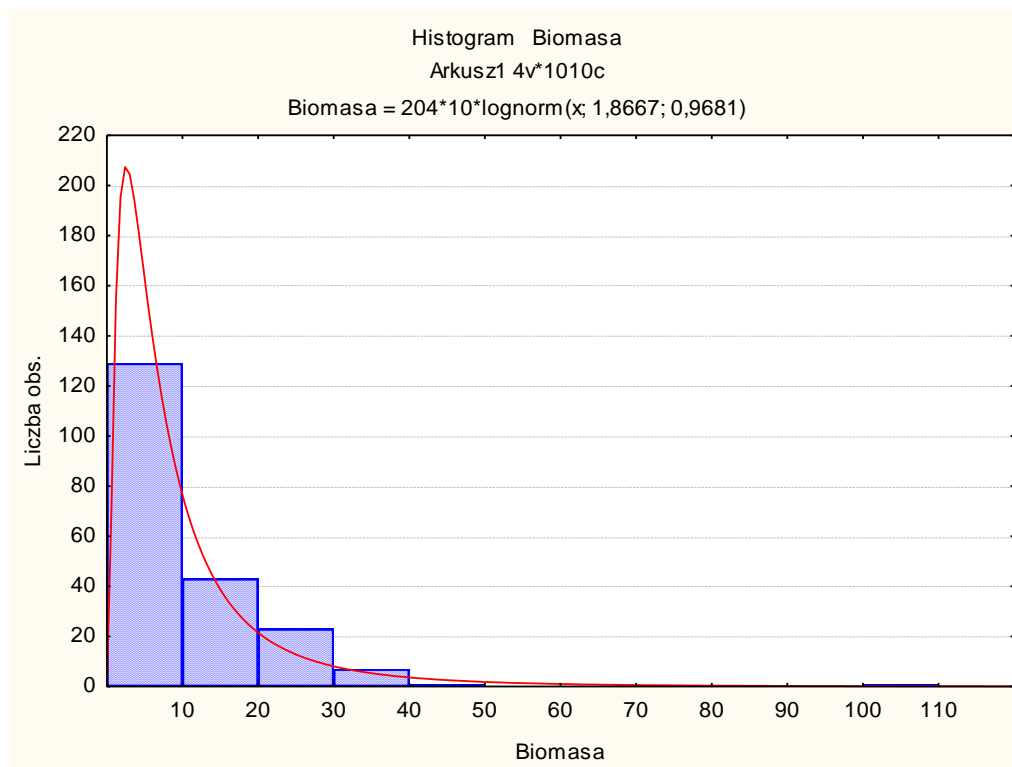
Po przeprowadzonej weryfikacji wyników w sumie w bazie znalazły się 2033 rekordy, na które złożyły się wyniki badań monitoringowych, zebrane przez wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska w latach 2006-2008, pochodzące z 252 jezior, oraz badań własnych - 12 jezior (lata 1980-85, 1994, 2000-01, 2009; Hutorowicz, 1992, 1996, Hutorowicz, Napiórkowska-Krzebietke 2007, Napiórkowska-Krzebietke, Hutorowicz, 2005, 2006, projekt DeWELopment – dane niepublikowane, badania przeprowadzone na jeziorach referencyjnych).

Ze względu na fakt, że czynnikami ekologicznymi, które w największym stopniu wpływają na zbiorowisko glonów planktonowych w okresie wiosna-lato (sezon wegetacyjny) jest stopień mieszania wód oraz dopływ nutrientów ze zlewni (Reynolds, 1984), zależności badano uwzględniając typologię abiotyczną z podziałem opartym na stratyfikacji i wartości wskaźnika Schindlera (Kolada i in. 2005).

4. Wyniki analiz zależności statystycznych

4.1. Typ rozkładu częstości danych o biomase i chlorofilu

Dane o zawartości chlorofilu w wodzie oraz biomasy fitoplanktonu mają wyraźny skośny rozkład częstości. W analizowanych zbiorach grup jezior największa liczba danych o koncentracji chlorofilu i biomasy fitoplanktonu występuje przy jednym z krańców zakresu zmienności, a w związku z tym krzywa rozkładu częstości przypomina literę „J” (rozkład typu J). Ilustruje to wykres częstości rozkładu wartości biomasy fitoplanktonu w grupie jezior stratyfikowanych o współczynniku Schindlera mniejszym od 2 (typy 2a i 5a; rys. 3). Ponad 120 wartości jest mniejszych niż 10 mg/l, a jedynie około 40 – mniejsze niż 20 mg/l. Skośność tego rozkładu wynosi 2,9 i dobitnie świadczy o asymetrii rozciągającej się w kierunku wartości dodatnich (Iwaniszewska 1974). Zgodnie z zaleceniami statystyki, kształt takiego rozkładu należy zmienić poprzez transformację. W przypadku rozkładów prawoskośnych zalecane jest logarytmowanie pomiarów, jednak statystyki obliczone dla danych transformowanych będą się różniły od obliczonych na podstawie oryginalnych danych (Łomnicki 1995).

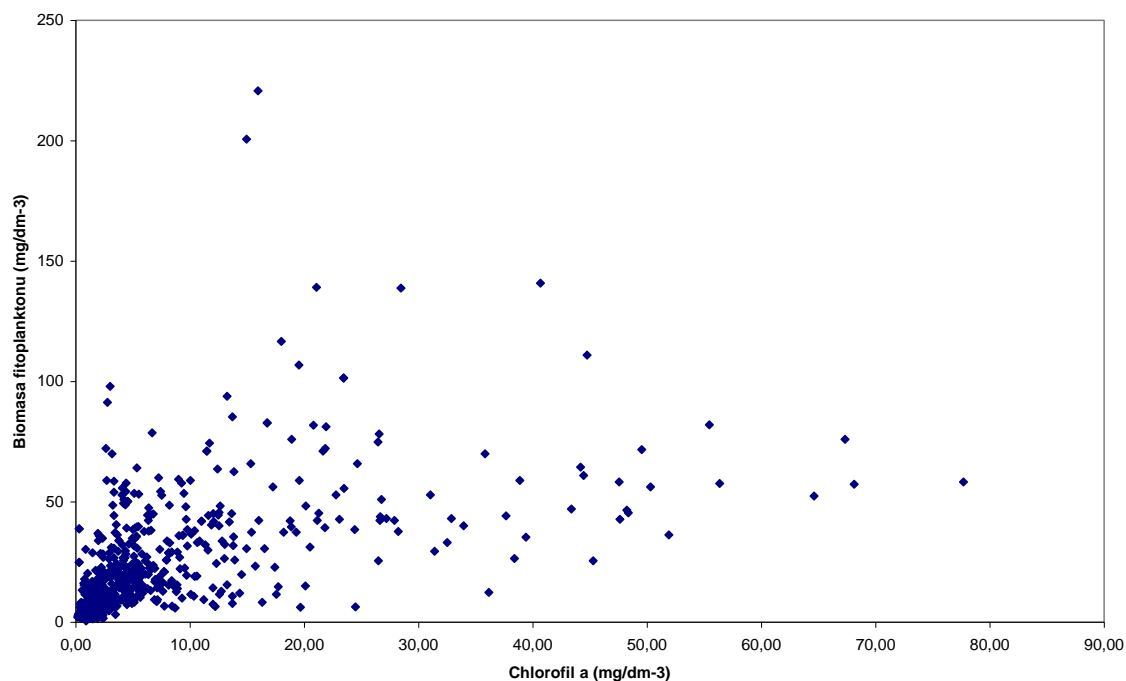


Rys. 3. Rozkład częstości wartości biomasy w grupie jezior stratyfikowanych o współczynniku Schindlera mniejszym od 2 (grupa 2a, dane WIOŚ).

4.2. Zależność pomiędzy zmiennymi

Procedurę określania wartości granicznych biomasy fitoplanktonu poszczególnych klas stanu ekologicznego jezior poprzedzono analizą zależności pomiędzy zawartością azotu całkowitego, fosforu ogólnego i przezroczystości wody (mierzonej widzialnością krążka Secchiego) a koncentracją chlorofilu w wodzie i biomasą fitoplanktonu. Celem takiej analizy było sprawdzenie czy istnieje zależność między poszczególnymi parametrami. Mogłoby to wyraźnie uprościć procedurę wyznaczenia wartości granicznych klas biomasy, w bezpośrednim nawiązaniu do istniejących granic klas zasobności w związki biogenne lub koncentracje chlorofilu.

Ordynacja bezpośrednia koncentracji chlorofilu i biomasy fitoplanktonu wykazała jednak brak linowej zależności pomiędzy tymi danymi. Obrazuje to wykres sporządzony na bazie danych pochodzących z jezior stratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym niż 2 (rys. 4).



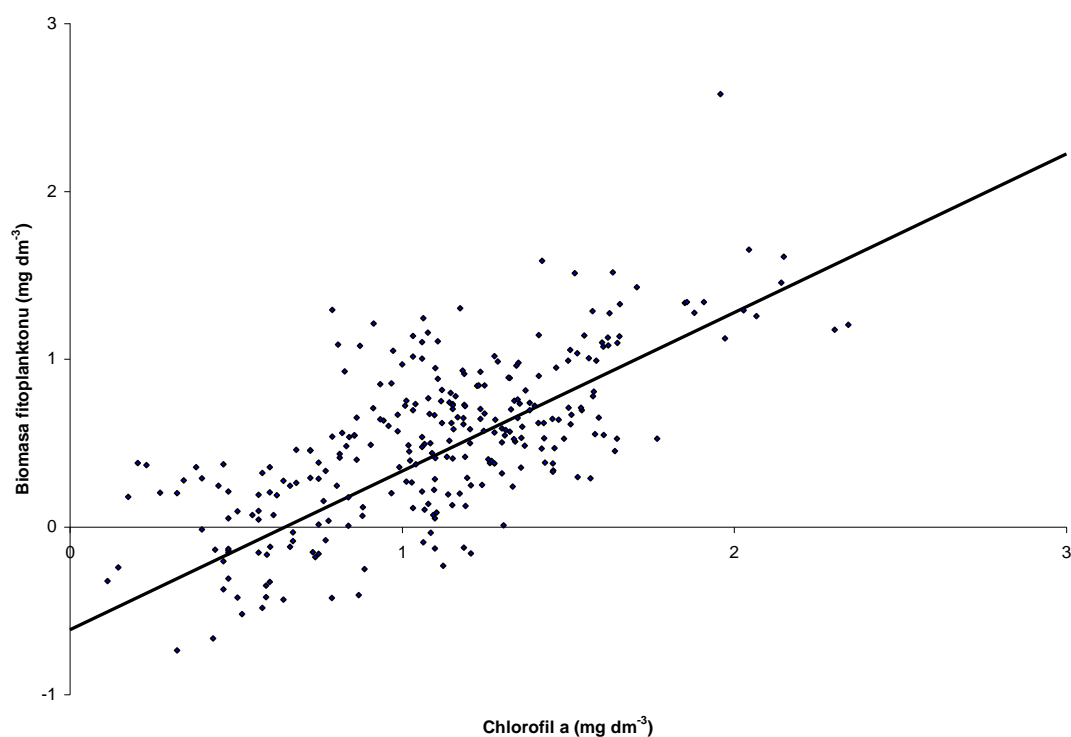
Rys. 4. Ordynacja bezpośrednia chlorofilu i biomasy w grupie jezior stratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (grupa 3a6a, dane WIOŚ).

Analogiczny brak zależności pomiędzy objętością fitoplanktonu wykazał również Carlson (1980). Graficzne zobrazowanie zależności wskazuje, że danej wartości biomasy fitoplanktonu nie odpowiada dostatecznie wąski przedział wartości zmiennej zależnej. Podobny brak związku obserwowano też pomiędzy biomasą fitoplanktonu a koncentracją

azotu całkowitego ($N_{\text{cał.}}$), fosforu całkowitego ($P_{\text{całk.}}$) i przezroczystością wody. Poddanie danych wyjściowych transformacji poprzez ich logarytmowanie pozwoliło jednak uzyskać dostatecznie wyraźny związek prostoliniowy między zmiennymi, który można wyrazić równaniem typu:

$$Y = a + b x$$

Zależności między tymi samymi danymi, które zostały poddane transformacji (logarytm dziesiętny o podstawie 10) przedstawia rysunek 5. Istnienie takich zależności między koncentracją chlorofilu a widzialnością krążka Secchiego (przezroczystość wody), oraz koncentracją fosforu ogólnego i chlorofilu w wodzie opisywali już Sakamoto (1966), Dillon i Rigler (1974), a przede wszystkim Carlson (1977), natomiast w Polsce Zdanowski (1983).



Rys. 5. Ordynacja bezpośrednia transformowanych (logarytmowanych) danych chlorofilu i biomasy w grupie jezior stratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typy 3a,6a, dane WIOŚ).

4.3. Współczynnik „biomasa ogólna fitoplanktonu”

W celu wyznaczenia granic klas stanu jezior na podstawie biomasy ogólnej fitoplanktonu, w pierwszej kolejności wyznaczono tzw. współczynnik „biomasa ogólna”, który opiera się na opisanych wyżej właściwościach danych o biomacie glonów planktonowych (krzywa typu „J”) w jeziorach Polski (dane WIOŚ z lat 2005-2008) oraz istnieniu liniowej zależności pomiędzy innymi parametrami wody (chlorofil *a*, widzialność krążka Secchiego, koncentracja fosforu ogólnego). Dla parametrów tych wcześniej opracowane już zostały granice klas (Rozporządzenie MŚ w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, Dz.U.Nr 162 z 2009 r., poz. 1008). Wyznaczanie granic klas biomasy ogólnej fitoplanktonu rozpoczęto od grupy jezior stratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym niż 2 (typy 3a, 6a). Postępowano zgodnie ze sposobem podanym przez Carlsona (1977) przy konstruowaniu znanych współczynników trofii, tzn. na podstawie równań opisujących zależność logarytmowanych wartości biomasy fitoplanktonu a koncentracją chlorofilu oraz koncentracją chlorofilu i widzialnością krążka Secchiego. Przyjęto, że współczynnik „biomasa ogólna” powinien zmieniać się w sposób istotny dla oceny w zakresie od 1 do 4, chociaż uzyskiwane wartości mogą mieć charakter skali otwartej z obu stron, tzn. przybierać wartości większe od 5 i mniejsze od 0.

Obliczona tą metodą górna wartość graniczna biomasy dla klasy IV/V (stan słaby/zły) tego typu jezior wynosiła około 23 mg/l (tabela 1). Wartość ta odpowiadała w zasadzie wartości biomasy w wodzie powierzchniowej (>20 mg/l) podanej przez Hillbricht-Ilkowską i Kajaka (1986, cyt. za Hillbricht-Ilkowską i Wiśniewskiego 1994) w silnie eutroficznych jeziorach dimiktycznych. Ostatecznie po porównaniu wyznaczonej wartości granicznej klasy IV/V z ustaloną już wcześniej graniczną koncentracją chlorofilu, przyjęto wartość mniejszą o ok. 1 mg/l (czyli 21,9 mg/l). Wartości graniczne pozostałych klas przyjęto opierając się na rozkładzie danych rzeczywistych (w oparciu o statystyki podstawowe - percentyl). Wyznaczono równanie wiążące wartość współczynnika „biomasa ogólna” (Y_{Bm}) od logarytmowanych (logarytm naturalny) wartości biomasy. Analogiczną procedurę zastosowano podczas konstruowania współczynników i wartości granicznych klas dla innych typów jezior (tabela 1). Górną wartość klasy IV przyjmowano uwzględniając obowiązujące dla tych klas wartości graniczne chlorofilu.

Tabela 1. Wartości graniczne koncentracji biomasy fitoplanktonu [mg/l] poszczególnych klas jakości wody oraz równania do obliczania wskaźnika biomasy fitoplanktonu (Y_{Bm})

Typ cyrkulacji	WS	Górna wartość graniczna koncentracji biomasy fitoplanktonu, właściwa dla klasy					Wzór do obliczenia wartości wskaźnika biomasy fitoplanktonu (Y_{Bm})
		I	II	III	IV	V	
Stratyfikowane	<2	1,1	2,4	5,2	11,3	>11,3	$Y_{Bm} = 1,2900 \text{ Ln}(x_{Bm}) + 0,8727$
	>2	1,2	3,2	8,3	21,9	>21,9	$Y_{Bm} = 1,0325 \text{ Ln}(x_{Bm}) + 0,8135$
Niestartyfikowane	<2	1,8	4,6	11,6	29,3	>29,3	$Y_{Bm} = 1,0720 \text{ Ln}(x_{Bm}) + 0,3778$
	>2	1,9	5,3	14,5	39,8	>39,8	$Y_{Bm} = 0,9880 \text{ Ln}(x_{Bm}) + 0,3616$

Jeżeli wartość współczynnika Y_{Bm} wyliczona z równania będzie mniejsza od 0, to w dalszych obliczeniach należy przyjąć 0, a jeśli większa od 5,0 – należy przyjąć 5,0.

4.4. Współczynnik „biomasa sinic”

Współczynnik „biomasa sinic” opiera się również na charakterystycznym rozkładzie danych o biomacie sinic (krzywa typu „J”) w jeziorach Polski (dane WIOŚ z lat 2005-2008) oraz na przyjętym w niemieckim systemie oceny jakości założeniu, że górna wartość graniczna biomasy sinic dla klas powinna być mniej więcej o połowę mniejsza niż odpowiednia wartość biomasy fitoplanktonu (Mischke i in., 2008). Ponadto przyjęto, że w równaniu wiążącym (Y_{CY} ; tab. 2) uwzględniony zostanie również udział procentowy sinic w biomacie ogólnej glonów planktonowych, jako wyraz stopnia zdominowania zbiorowiska planktonu roślinnego przez sinice (swoista miara różnorodności).

Analogicznie do metryksów: biomasa fitoplanktonu i biomasa sinic wyprowadzono wzór do obliczenia wartości współczynnika chlorofilowego (Y_{Chl} ; Tab. 3). Umożliwiło to zintegrowanie trzech metryksów fitoplanktonowych w jeden multimetryks do oceny jezior na podstawie fitoplanktonu.

Tabela 2. Wartości graniczne biomasy sinic [mg/l] poszczególnych klas jakości wody oraz równania do obliczania wskaźnika biomasy fitoplanktonu (Y_{Bm}) (*gdyby stanowiły one 100% biomasy fitoplanktonu),

Typ cyrkulacji	WS	Górna wartość graniczna koncentracji biomasy sinic właściwa dla klasy*					Wzór do obliczenia wartości wskaźnika biomasy sinic (Y_{CY})
		I	II	III	IV	V	
stratyfikowane	<2	0,6	1,1	2,3	4,7	>4,7	$Y_{CY} = 1,4113 * \ln \left[\frac{B_{CY} + B_{CY} * \left(\frac{B_{CY}}{B_{Ft}} \right)}{2} \right] + 1,8112$
	>2	0,8	1,9	4,8	12,1	>12,1	$Y_{CY} = 1,0898 * \ln \left[\frac{B_{CY} + B_{CY} * \left(\frac{B_{CY}}{B_{Ft}} \right)}{2} \right] + 1,2835$
niestratyfikowane		1,4	3,3	7,9	18,8	>18,8	$Y_{CY} = 1,1466 * \ln \left[\frac{B_{CY} + B_{CY} * \left(\frac{B_{CY}}{B_{Ft}} \right)}{2} \right] + 0,6339$

Jeżeli wartość współczynnika Y_{CY} wyliczona z równania będzie mniejsza od 0, to w dalszych obliczeniach należy przyjąć 0, a jeśli większa od 5,0 – należy przyjąć 5.0.

Tabela 3. Wartości graniczne koncentracji chlorofilu a [$\mu\text{g/l}$] klas jakości wody oraz równania do obliczania wskaźnika chlorofilowego (Y_{Ch})

Typ cyrkulacji	WS	Górna wartość graniczna koncentracji chlorofilu, właściwa dla klasy					Wzór do obliczenia wartości wskaźnika chlorofilowego (Y_{Ch})
		I	II	III	IV	V	
Stratyfikowane	<2	5,2	7,7	11,1	16,3	>16,3	$Y_{Ch} = - 3,2698 + 2,6081 \text{Ln} (x_{Ch})$
	>2	7,1	12,8	21,4	32,8	>32,8	$Y_{Ch} = -1,8555 + 0,0369 x_{Ch} + 1,3293 \text{Ln} (x_{Ch})$
Niestratyfikowane	<2	10	19,1	30	42,1	>42,1	$Y_{Ch} = -1,1252 + 0,0649 x_{Ch} + 0,6414 \text{Ln} (x_{Ch})$
	>2	10,1	22,7	40,5	67,9	>67,9	$Y_{Ch} = -0,3334 + 0,2147 x_{Ch} - 0,0357 x_{Ch} \cdot \ln (x_{Ch})$

Jeżeli wartość współczynnika Y_{Ch} wyliczona z równania będzie mniejsza od 0, to w dalszych obliczeniach należy przyjąć 0, a jeśli większa od 5,0 – należy przyjąć 5.0.

5. Procedura oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o multimetriks fitoplanktonowy. Zasady integracji metryksów

W skład multimetriksa fitoplanktonowego wchodzi trzy metryksy składowe: chlorofil *a*, biomasa ogólna i biomasa sinic

5.1. Metryks Chlorofil *a*

Aby wyznaczyć ten metryks potrzebne są wartości koncentracji chlorofilu *a* oznaczone w danym jeziorze w okresie wegetacyjnym (marzec/kwiecień - październik), przy czym pobór prób powinien obligatoryjnie obejmować przynajmniej trzy terminy w roku (okres wiosennej miksji, wczesnego lata i późnego lata). Koncentracja chlorofilu powinna być oznaczana z próby zintegrowanej ze strefy 0-5 m lub z epilimnionu, zależnie od pory roku).

Następnie należy wyliczyć:

1. średnią ze wszystkich stanowisk danego jeziora badanych w tym samym terminie
2. średnią z sezonu wegetacyjnego (średnia dla jeziora w całym okresie wegetacyjnym)
3. transformować średnią do wartości współczynnika chlorofilowego Y_{Ch} , wg równania odpowiedniego dla typu abiotycznego badanego jeziora (Tab. 3)

5.2. Metryks Biomasa ogólna

Aby wyznaczyć ten metryks potrzebne są wartości biomasy ogólnej fitoplanktonu (suma objętości komórek wszystkich taksonów) oszacowane w danym jeziorze w okresie wegetacyjnym (marzec/kwiecień-październik), przy czym pobór prób powinien obligatoryjnie przynajmniej trzy terminy w roku (okres wiosennej miksji, wczesnego lata i późnego lata). Biomasa ogólna fitoplanktonu powinna być oznaczana w próbie zintegrowanej ze strefy 0-5 m lub z epilimnionu, zależnie od pory roku).

Następnie należy wyliczyć:

1. średnią ze wszystkich stanowisk danego jeziora badanych w tym samym terminie
2. średnią z sezonu wegetacyjnego (średnia dla jeziora w całym okresie wegetacyjnym)
3. transformować średnią do wartości współczynnika biomasy Y_{Bm} , wg równania odpowiedniego dla typu abiotycznego badanego jeziora (Tab. 1)

5.3. Metriks Biomasa sinic

Aby wyznaczyć ten metriks potrzebne są wartości biomasy sinic oraz wartości biomasy ogólnej fitoplanktonu oszacowane w danym jeziorze z przynajmniej jednej próby w okresie stabilnej stratyfikacji letniej (druga połowa lipca - pierwsza połowa września). Próba służąca oszacowaniu biomas dla metrika „biomasa sinic” powinna pochodzić z próby zintegrowanej z epilimnionu.

Następnie należy wyliczyć dla obu parametrów:

1. średnie ze wszystkich stanowisk danego jeziora badanych w tym samym terminie
2. średnie z okresu letniego dla całego jeziora
3. transformować średnią do wartości współczynnika sinicowego Y_{CY} , wg równania odpowiedniego dla typu abiotycznego badanego jeziora (Tab. 2)

5.4. Multimetriks fitoplanktonowy

Multimetriks fitoplanktonowy jest średnia z trzech wartości współczynników Y :

$$(MMPhytopl) = [Y_{Ch} + Y_{Bm} + Y_{CY}]/3$$

Wartość końcowa kwalifikuje jezioro w określonym stanie ekologicznym wg granic klas przedstawionych w tabeli 4.

Tabela 4. Zakresy wartości multimetriksa fitoplanktonowego (MMPhytopl) dla poszczególnych klas stanu ekologicznego jezior

Multimetriks fitoplanktonowy	Stan ekologiczny jeziora
<1	bardzo dobry
1-2	dobry
2-3	umiarkowany
3-4	słaby
>4	zły

5.5. Przykłady zastosowania multimetriksa fitoplanktonowego do oceny stanu jezior:

Przykład I

Jezioro stratyfikowane o współczynniku Schindlera <2

Dane:

data	stanowisko	jezioro	chlorofil <i>a</i> µg/dm ³	biomasa ogólna mg/dm ³	biomasa sinic mg/dm ³
2008-03-26	1	Wukśniki	5,9	1,48	0,000
2008-06-03	1	Wukśniki	2,3	0,34	0,000
2008-07-01	1	Wukśniki	6,0	0,38	0,067
2008-08-07	1	Wukśniki	7,9	0,60	0,002
2008-09-02	1	Wukśniki	6,8	0,48	0,160
2008-10-07	1	Wukśniki	4	0,70	0,062

Kolejne etapy obliczeń:

Średnia koncentracja chlorofilu dla sezonu wegetacyjnego: 5,5 µg/dm³

Średnia biomasa ogólna dla sezonu wegetacyjnego: 0,67 mg/dm³

Średnia biomasa ogólna dla lata (sierpień-wrzesień): 0,54 mg/dm³

Średnia biomasy sinic dla lata (sierpień-wrzesień): 0,081 mg/dm³

$$Y_{Ch} = -3,2698 + 2,6081 \times \ln 5,5 = -3,2698 + 2,6081 \times 1,7047 = \mathbf{1,1764}$$

$$Y_{Bm} = 1,2900 \times \ln 0,67 + 0,8727 = 1,2900 \times (-0,4) + 0,8727 = \mathbf{0,3561}$$

$$Y_{CY} = 1,4113 \times \ln \left[\frac{B_{CY} + B_{CY} \times \left(\frac{B_{CY}}{B_{Fi}} \right)}{2} \right] + 1,8112 = 1,4113 \times \ln 0,0466 + 1,8112 = \mathbf{-2,5168}$$

$$\mathbf{multimetriks\ fitoplanktonowy} = [1,1764 + 0,3561 + 0] / 3 = \mathbf{0,5108}$$

Wynik: stan ekologiczny **bardzo dobry**

Przykład II

Jeziro stratyfikowane o współczynniku Schindlera >2

data	stanowisko	jeziro	chlorofil <i>a</i> µg/dm ³	biomasa ogólna mg/dm ³	biomasa sinic mg/dm ³
2008-04-21	1	Lubie	14,5	6,01	2,341
2008-06-23	1	Lubie	22,1	9,14	1,888
2008-08-04	1	Lubie	13,2	4,17	0,465
2008-04-21	2	Lubie	14,2	5,03	1,890
2008-06-23	2	Lubie	21,1	7,71	0,813
2008-08-04	2	Lubie	12,8	7,63	0,114
2008-04-21	3	Lubie	15,4	8,14	1,022
2008-06-23	3	Lubie	20,9	7,76	0,311
2008-08-04	3	Lubie	16,8	6,93	1,475
2008-04-21	4	Lubie	13,2	6,54	1,780
2008-06-23	4	Lubie	22,4	9,52	3,007
2008-08-04	4	Lubie	14,3	3,82	0,382
2008-04-21	5	Lubie	8,8	4,29	0,110
2008-06-23	5	Lubie	17,2	5,03	1,253
2008-08-04	5	Lubie	15,4	5,32	0,535

Kolejne etapy obliczeń:

Średnia koncentracja chlorofilu ze wszystkich stanowisk wiosną (21 kwietnia): 13,22 µg/dm³

Średnia koncentracja chlorofilu ze wszystkich stanowisk wczesnym latem (23 czerwca):
20,74 µg/dm³

Średnia koncentracja chlorofilu ze wszystkich stanowisk późnym latem (4 sierpnia): 14,5
µg/dm³

Średnia koncentracja chlorofilu dla sezonu wegetacyjnego: 16,15 µg/dm³

Średnia biomasy ogólnej ze wszystkich stanowisk wiosną (21 kwietnia): 6 mg/dm³

Średnia biomasy ogólnej ze wszystkich stanowisk wczesnym latem (23 czerwca): 7,83
mg/dm³

Średnia biomasy ogólnej ze wszystkich stanowisk późnym latem (4 sierpnia): 5,57 mg/dm³

Średnia biomasy ogólnej dla sezonu wegetacyjnego: 6,47 mg/dm³

Średnia biomasy sinic dla lata (sierpień): 0,59 mg/dm³

$$Y_{Ch} = -1,8555 + 0,0369 \times 16,15 + 1,3293 \times \ln 16,15 = -1,8555 + 0,5959 + 3,6980 = \mathbf{2,4384}$$

$$Y_{Bm} = 1,0325 \times \ln 6,47 + 0,8135 = 1,0325 \times 1,8672 + 0,8135 = \mathbf{2,7414}$$

$$Y_{CY} = 1,0898 \times \ln \left[\frac{B_{CY} + B_{CY} \times \left(\frac{B_{CY}}{B_{Fi}} \right)}{2} \right] + 1,2835 = 1,0898 \times \ln 0,3262 + 1,2835 = \mathbf{0,0628}$$

$$\mathbf{multimetriks\ fitoplanktonowy} = [2,4384 + 2,7414 + 0,0628] / 3 = \mathbf{1,75}$$

Wynik: stan ekologiczny **dobry**

Przykład III

Jezioro niestratyfikowane o współczynniku Schindlera < 2

data	stanowisko	jezioro	chlorofil <i>a</i> µg/dm ³	biomasa ogólna mg/dm ³	biomasa sinic mg/dm ³
2008-03-11	1	Solecko	18,5	4,63	0,071
2008-06-04	1	Solecko	5,2	1,12	0,006
2008-08-12	1	Solecko	10,7	1,32	1,033

Kolejne etapy obliczeń:

Średnia koncentracja chlorofilu dla sezonu wegetacyjnego: 11,47 µg/dm³

Średnia biomasy ogólnej dla sezonu wegetacyjnego: 2,36 mg/dm³

$$Y_{Ch} = -1,1252 + 0,0649 \times 11,47 + 0,6414 \times \ln 11,47 = -1,1252 + 0,7444 + 1,5648 = \mathbf{1,1840}$$

$$Y_{Bm} = 1,0720 \times \ln 2,36 + 0,3778 = 1,0720 \times 0,8587 + 0,3778 = \mathbf{1,2983}$$

$$Y_{CY} = 1,1466 \times \ln \left[\frac{B_{CY} + B_{CY} \times \left(\frac{B_{CY}}{B_{Fi}} \right)}{2} \right] + 0,6339 = 1,1466 \times \ln 0,9207 + 0,6339 = \mathbf{0,5392}$$

$$\mathbf{multimetriks\ fitoplanktonowy} = [1,1840 + 1,2983 + 0,5392] / 3 = \mathbf{1,01}$$

Wynik: stan ekologiczny **dobry**

Przykład IV

Jezioro niestratyfikowane o współczynniku Schindlera >2

data	stanowisko	jezioro	chlorofil <i>a</i> µg/dm ³	biomasa ogólna mg/dm ³	biomasa sinic mg/dm ³
2008-04-17	1	Pniewskie	37,9	7,81	4,080
2008-07-07	1	Pniewskie	47,8	42,32	35,360
2008-09-03	1	Pniewskie	100,6	32,26	28,550

Kolejne etapy obliczeń:

Średnia koncentracja chlorofilu dla sezonu wegetacyjnego: 62,1 µg/dm³

Średnia biomasy ogólnej dla sezonu wegetacyjnego: 82,39 mg/dm³

$$Y_{Ch} = -0,3334 + 0,2147 \times 62,1 - 0,0357 \times 62,1 \times \ln 62,1 = -0,3334 + 13,33 - 9,15 = \mathbf{3,8466}$$

$$Y_{Bm} = 0,9880 \times \ln 82,39 + 0,3616 = 0,9880 \times 4,4115 + 0,3616 = \mathbf{4,7201}$$

$$Y_{CY} = 1,1466 \times \ln \left[\frac{B_{CY} + B_{CY} \times \left(\frac{B_{CY}}{B_{Fi}} \right)}{2} \right] + 0,6339 = 1,1466 \times \ln 26,9083 + 0,6339 = \mathbf{4,409}$$

$$\mathbf{\text{multimetriks fitoplanktonowy} = [3,8466+4,7201+4,409]/3 = 4,35}$$

Wynik: stan ekologiczny **zły**

6. Ustalenie warunków referencyjnych

Do obliczeń statystycznych wartości referencyjnej wybranych metryksów, jeziora podzielono na cztery grupy typów abiotycznych - stratyfikowane i niestratyfikowane, z wyróżnieniem jezior o małej i dużej wartości współczynnika Schindlera (WS). W każdej grupie typów, w oparciu o wypracowaną fitoplanktonową metodę oceny stanu ekologicznego, wyodrębniono jeziora zaklasyfikowane do **bardzo dobrego** stanu ekologicznego. Za wartość referencyjną przyjęto **medianę** wartości biomasy w danej grupie typów.

Analogiczną procedurę zastosowano w przypadku metriksa opartego na biomase sinic, zachowując zasady ustalone dla wypracowania granic klas, tj. pod uwagę brano jedynie wyniki badań letnich (druga połowa lipca-pierwsza połowa września).

Zestawienie wartości referencyjnych dla obu metriksów przedstawia tabela 4.

Tab. 4 Wartości referencyjne dla biomasy ogólnej i biomasy sinic (w mg/dm³) dla czterech typów jezior polskich

stan referencyjny	jeziora stratyfikowane WS<2	jeziora stratyfikowane WS>2	jeziora niestratyfikowane WS<2	jeziora niestratyfikowane WS>2
biomasa ogólna	0,54	0,74	0,80	1,1
biomasa sinic	0,37	0,55	1,23	

Piśmiennictwo

Burchardt L 1994. Bioindykacja w ocenie ekosystemu jeziornego. Teoria i praktyka badań ekologicznych. Idee Ekologiczne. Tom 4, Ser. Szkice nr 3: 71-76.

Carlson R. E. 1977. Trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.

Carlson R. E. 1980. More complications in the chlorophyll-Secchi disk relationship. *Limnol. Oceanogr.* 25:378-382

Dillon P.J., Rigler F.H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19: 767-773.

Felip M, Catalan J. 2000. The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima, *Journal of Plankton Research*: vol. 22, no. 1, 91-105.

Hillbricht-Ilkowska, A., Wiśniewski, R.J., 1994. Zróżnicowanie troficzne jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego i jego otuliny. Stan obecny, zmienność wieloletnia, miejsce w klasyfikacji troficznej jezior. In: Hillbricht-Ilkowska, A., Wiśniewski, R.J. (Eds.), *Jeziora Suwalskiego Parku Krajobrazowego*. Wydawnictwo PAN, Zeszyty Naukowe 7, Wrocław-Warszawa-Kraków, pp. 181-200.

- Hutorowicz A. 1992 - Phytoplankton of Lake Żarnowiec against the background of changes in habitat conditions brought about by the action of the pumped-storage power station 2. Dynamics of phytoplankton - *Acta Hydrobiologica*, 34: 389-400.
- Hutorowicz A. 1996 - Fitoplankton pelagialu [w:] W. Majewski (red.) Stan Jeziora Żarnowieckiego po 10. latach eksploatacji elektrowni szczytowo-pompowej - Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN. Warszawa, Nr 11, s. 101-113.
- Hutorowicz A., Napiórkowska-Krzebietke A. 2007. Changes in phytoplankton assemblages after the reduction of sewage discharge into Lake Niegocin (Mazurian Lake District, Poland) - *Oceanological and Hydrobiological Studies*, Vol. XXXVI, Supplement 1: 137-145.
- Iwaniszewska C. 1974. *Matematyka dla biologów. Skrypty i teksty pomocnicze.* Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Jańczak, J. 1999. *Atlas jezior Polski. Tom III, Bogunki* Wydawnictwo Naukowe S.C., 240.
- Kawecka B., Eloranta P. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych.* Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.
- Kolada A., Soszka H., Cydzik D., Gołub M. Abiotic typology of Polish lakes, *Limnologia* 35: 145-150.
- Łomnicki A. 1995. *Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Malone T. C., 1980. Algal size, In Morris (ed.), *The Physiological Ecology of Phytoplankton.* Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 433-463.
- Napiórkowska-Krzebietke A., Hutorowicz A. 2006. Long-term changes of phytoplankton in Lake Niegocin, in the Masurian Lake Region, Poland - *Oceanological and Hydrobiological Studies*, Vol. XXXV (3): 209-226.
- Napiórkowska-Krzebietke A., Hutorowicz A. 2005 – Long-term changes of phytoplankton in Lake Mamry Północne - *Oceanological and Hydrobiological Studies*, Vol. XXXIV, Supplement 3: 217-228.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Schönfelder, I., Nixdorf, B., 2008. Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD), In: Mischke, U. & Nixdorf, B.

- (eds.): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, BTUC-AR 2/2008. Bad Saarow, Freiburg, Berlin. University of Cottbus, ISBN 978-3-940471-06-2, Aktuelle Reihe 2/2008: 117-146.
- Reynolds C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton – Cambridge University Press, Cambridge, London, New York, New Rochelle, Melbourne, Sydney, 385.
- Sakamoto M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence in lake depth. Arch. Hydrobiol. 62: 1-28.
- Soszka, H., Gołub, M., Kolada, A., Cydzik, D., 2008. Chlorophyll *a* based assessment of Polish lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 30 (3), 416-418.
- Wytyczne metodyczne do ustalania warunków referencyjnych i granic klas stanu ekologicznego dla śródlądowych wód powierzchniowych –REFCOND, 2003. Wspólna Strategia Wdrażania RDW, maszynopis.
- Vörös, L., Callieri, C., Balogh K. V., Bertoni, R., 1998. Freshwater picocyanobacteria along a trophic gradient and light quality range. Vol. V, 369-370, 117-125.
- Zawadzki A., Hofmokr H. 1964. Laboratorium fizyczne. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Zdanowski B. 1983. Ecological characteristics of lakes in north-eastern Poland versus their trophic gradient. V. Chlorophyll content and visibility of Secchis disc in 46 lakes. Ekol. pol. 31: 333-351.