

**WERYFIKACJA GRANIC KLAS STANU EKOLOGICZNEGO
MULTIMETRIKSA FITOPLANKTONOWEGO PMPL, ORAZ
OKREŚLENIE NIEZBĘDNEJ CZĘSTOŚCI I PRZEDZIAŁU
CZASOWEGO MONITORINGOWYCH BADAŃ FITOPLANKTONU W
JEZIORACH**

Autor:

Prof. dr hab. Andrzej Hutorowicz

Olsztyn 2011

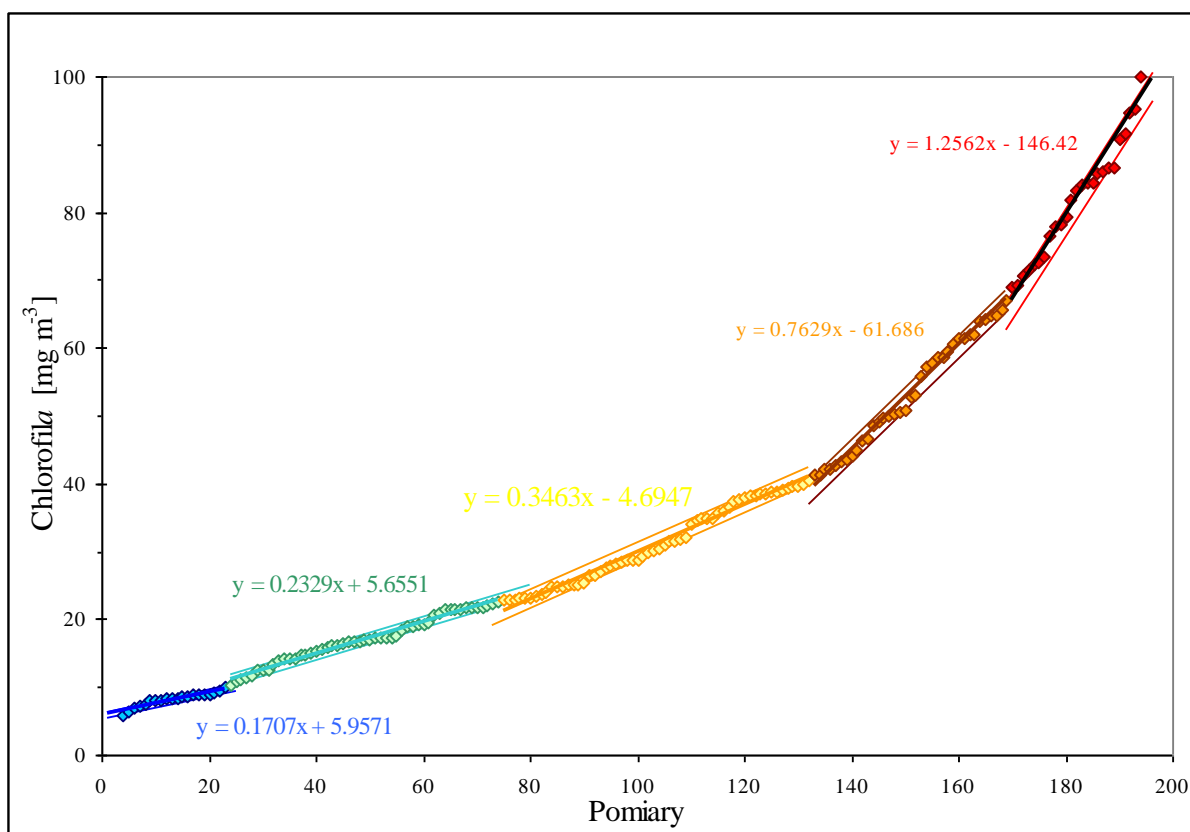
Podstawą opracowania jest umowa zawarta z Instytutem Ochrony Środowiska PIB w Warszawie na realizację zadania „Przetestowanie użyteczności multimetriksu fitoplanktonowego PMPL i metriksów składowych na niezależnej bazie danych, w tym weryfikacja granic klas stanu ekologicznego oraz określenie niezbędnej częstości i przedziału czasowego monitoringowych badań fitoplanktonu w jeziorach (zasadność włączenia do PMPL wyników badań jesiennych)”. W ramach tej umowy zrealizowane zostały dwa tematy.

1. Analiza użyteczności multimetriksu fitoplanktonowego PMPL i metriksów składowych na niezależnej bazie danych

Analizę użyteczności metriksu fitoplanktonowego przeprowadzono na podstawie danych pochodzących z badań monitoringowych z lat 2006-2010. Przyjęto, że decyduje o niej poprawność wyznaczenia wartości granicznych klas stanu ekologicznego. Wyniki ćwiczenia interkalibracyjnego wskazywały, że wartość graniczna EQR dla stanu DOBRY i UMIARKOWANY (D/U) wg PMPL dla jezior stratyfikowanych i niestratyfikowanych jest w zasadzie porównywalna z przyjętymi w innych krajach Europy. Zastrzeżenia budziła natomiast wartość graniczna EQR dla jezior niestratyfikowanych na granicy stanu BARDZO DOBRY i DOBRY (B/D).

Dla czterech głównych typów abiotycznych jezior, dla których opracowano multimetriks PMPL, wyliczono średnie zawartości chlorofilu i biomasy glonów w planktonie w każdym roku, uwzględniając wszystkie wyniki z monitoringu (także jesienne) na poszczególnych stanowiskach. Posłużyły one do wyznaczenia wartości granicznych klas stanu ekologicznego. Dodatkowo wykonano wykresy prezentujące uporządkowaną listę średnich koncentracji chlorofilu *a* lub biomasy w jeziorach (od najniższych do najwyższych). Podział na klasy został dokonany w oparciu o zasady analizy technicznej stosowanej dla wykresów giełdowych (Komar 1993). Założono, że przedziały charakterystyczne dla poszczególnych klas w sposób właściwy będą identyfikować podobne, monotoniczne zwiększanie się wartości średnich koncentracji chlorofilu lub biomasy w wodzie jezior. Wartości te wyznaczają tzw. „korytarz” tworzony przez równoległe „linie trendu”, które ograniczają obszar obejmujący 100% zmienności analizowanych wartości (pomiarów), tj. średnich dla jezior/lat. Trwałe „wyjście” („przebiecie”) kolejnych wartości średnich poza poziom wyznaczany przez „korytarz” dające podstawę do określenia nowej „linii trendu” („korytarza”), charakterystycznego dla nowej klasy w ocenie stanu ekologicznego, o większych wartościach koncentracji chlorofilu lub biomasy glonów w wodzie. Założono, że ponieważ poszukiwane są cztery wartości graniczne dla 5 stanów w ocenie jezior, należy wyznaczyć 5 takich „korytarzy”, które będą odwzorowywać 5 głównych „linii trendu”.

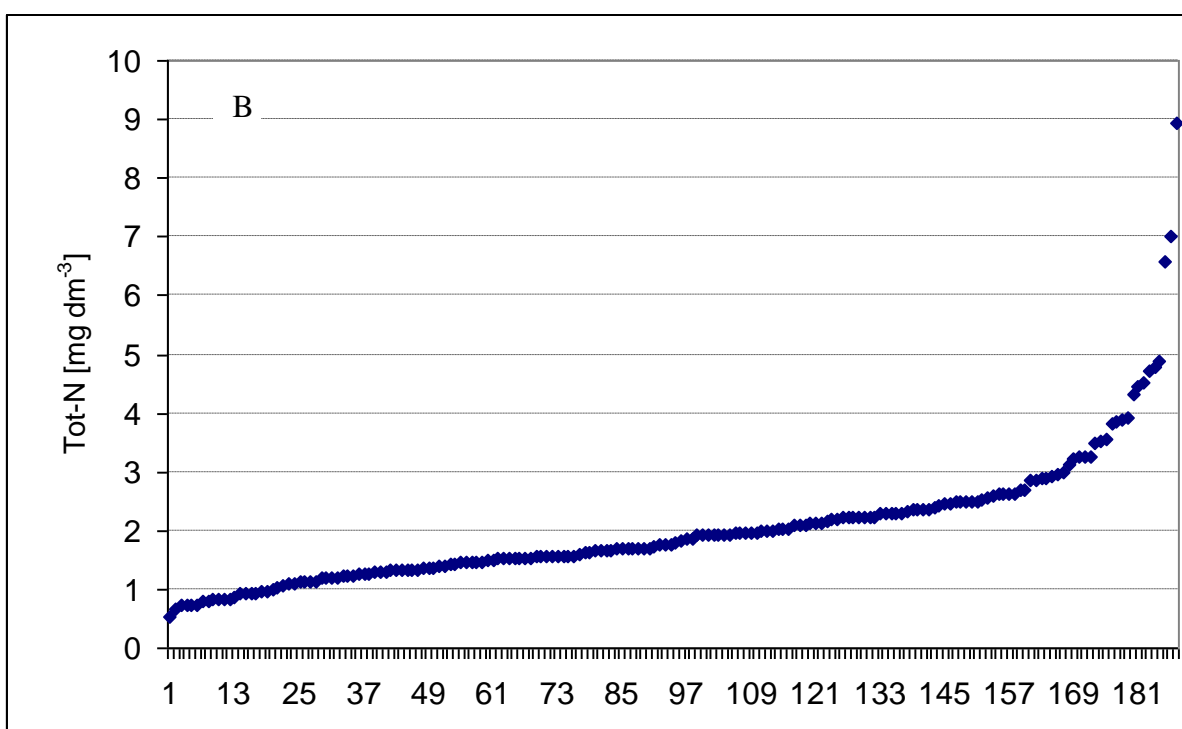
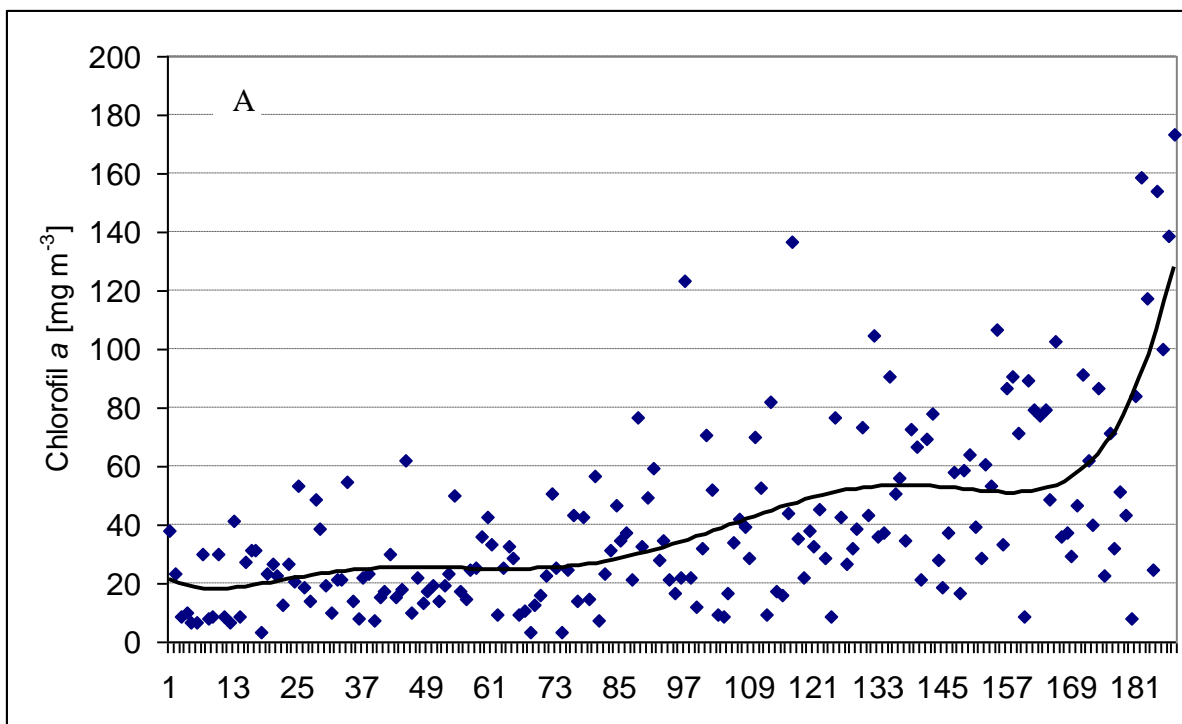
Sporządzono też wykresy koncentracji chlorofilu, biomasy glonów uporządkowanych zgodnie z gradientem wzrostu czynnika presji (azotu całkowitego lub fosforu całkowitego). Posłużyły one do weryfikacji wyznaczonych wartości granicznych.



Rys. 1. Uporządkowane średnie wartości koncentracji chlorofilu *a* w wodzie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b) wraz z zaznaczonymi przedziałami wartości dla poszczególnych klas stanu ekologicznego.

Weryfikacje poprawności wyznaczenia wartości granicznych klas, wobec pozytywnych wyników interkalibracji w grupie jezior stratyfikowanych, przeprowadzono w grupie jezior niestratyfikowanych. W analizie rozkładu koncentracji chlorofilu i biomasy glonów w grupie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b) na podstawie danych monitoringowych uzyskano ostatecznie 213 wartości średniej koncentracji chlorofilu w jeziorze/roku/stanowisku. Był to rozkład skośny, w którym 194 wartości mieściły się w zakresie od 3,2 do 100 mg m⁻³, a jedynie 20 pomiarów zawierało się w zakresie 100-213 mg m⁻³. W pierwszym kroku wyznaczono pięć „korytarzy” identyfikujących zmienność wartości średnich (pomiarów) koncentracji chlorofilu *a* w jeziorach niestratyfikowanych (typ 3b i 6b). Opisywały je współczynniki kierunkowe prostych zmieniające się w zakresie od 0,17 dla stanu BARDZO DOBRY do 1,26 dla klasy stanu ZŁY. „Przebiecie” przez kolejne wartości średnie (pomiarów) górnej linii „korytarza”, tzw. „linii oporu” miało miejsce pomiędzy wartościami 10,2 i 10,4 mg dm⁻³ chlorofilu *a* i przyjęto je jako wskazanie wartości granicznej pierwszej klasy. „Przebiecie” kolejnej „linii podtrzymania” charakterystycznej dla drugiej klasy nastąpiło pomiędzy wartościami 23,2 i 23,3 mg dm⁻³ chlorofilu *a*, a następnych odpowiednio 40,6-41,2 mg dm⁻³ chlorofilu *a* oraz 66,9-68,8 mg dm⁻³ chlorofilu *a* (rys. 1).

Porównanie tych wartości z wcześniej przyjętymi granicami klas oceny stanu ekologicznego wskazuje na poprawność wyznaczenia tych wartości.



Rys. 2. Uporządkowane średnich wartości koncentracji chlorofilu *a* (A) w wodzie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b) według rosnącej zawartości azotu całkowitego (B).

Wyznaczone w ten sposób wartości proponowane jako granice klas zweryfikowano poprzez porównanie zmian koncentracji chlorofilu *a* na tle wzrostu zawartości azotu całkowitego. Do takiej analizy wykorzystano łącznie 188 par danych (rys. 2). Linia trendu wyznaczona jako

wielomian szóstego stopnia wskazuje, że pomiędzy 71 a 79 wartością, przy koncentracji azotu całkowitego na poziomie około $1,5 \text{ mg dm}^{-3}$, następuje znaczący wzrost koncentracji chlorofilu *a* („wybicie” linii trendu w górę, rys. 2A). Położone w pobliżu tego wygięcia 71, 73 i 75 wartość koncentracji chlorofilu wynoszą odpowiednio 22, 25 i 24 mg dm^{-3} . Są to wartości bliskie zaproponowanej granicy klasy stanu DOBRY/UMIARKOWANY. Średnia wartość koncentracji chlorofilu wyznaczona dla odpowiadających im wartości stężenia azotu całkowitego $1,5\text{-}1,7 \text{ mg dm}^{-3}$, a więc 20 wartości chlorofilu w pobliżu omawianego „wybicia” linii trendu wynosi $22,7 \text{ mg m}^{-3}$.

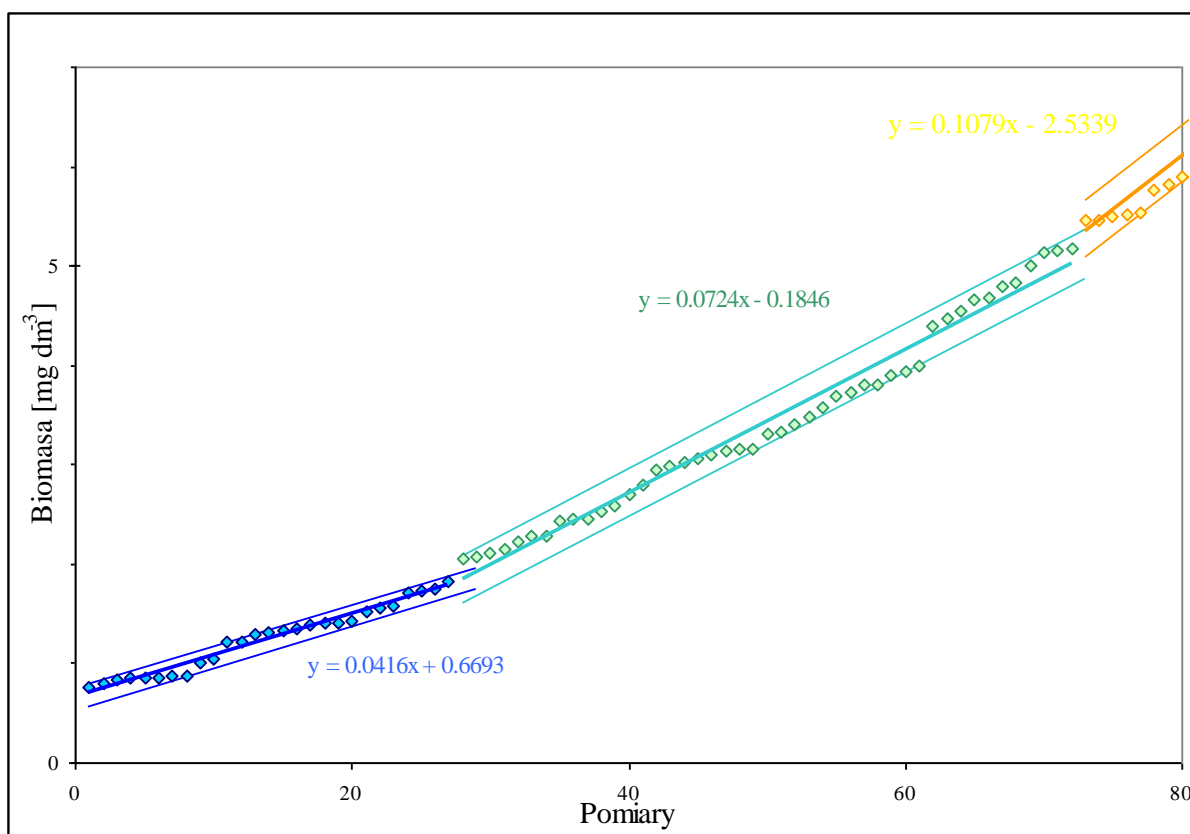
Natomiast pierwsza zmiana kierunku linii trendu ma miejsce pomiędzy 14 a 19 wartością koncentracji chlorofilu, gdy zawartość azotu jest mniejsza od $0,9 \text{ mg dm}^{-3}$. W tym przedziale wartości poniżej linii trendu, mieszczące się w zakresie $6,6\text{-}10,1$, tworzą wyraźny szereg, którego maksymalna wartość jest identyczna jak proponowana wartość graniczna klasy stanu BARDZO DOBRY/DOBRY, dlatego przyjęto, że są charakterystyczne dla stanu „referencyjnego” dla tej grupy jezior.

Wyraźne zwiększenie zawartości azotu całkowitego w wodzie jezior rozpoczyna się pomiędzy wartościami o numerze porządkowym 160-167 (rys. 2A). Pomiedzy tymi samymi wartościami chlorofilu *a* notuje się kolejną zmianę linii trendu (wzrost). Średnia zawartość chlorofilu pomiędzy wartościami o numerach 145-167, a więc w pobliżu zakładanej wartości granicznej wynosi, z pominięciem 3 wartości ekstremalnie większych ($87\text{-}106 \text{ mg m}^{-3}$), $43,0 \text{ mg m}^{-3}$, natomiast mediana – $39,6 \text{ mg m}^{-3}$. Przyjęto więc, że w tym przedziale powinna znajdować się kolejna wartość graniczna pomiędzy stanem UMIARKOWANYM a SŁABYM. Średnia zawartość chlorofilu *a* w szeregu danych o największej zawartości azotu całkowitego, po odrzuceniu 4 wartości ekstremalnych (8 oraz $154, 159$ i 173 mg m^{-3}), wynosiła 74 mg m^{-3} , a mediana $67,7 \text{ mg m}^{-3}$. Przyjęto, że przedział między tymi wartościami, zgodny z proponowaną wcześniej wartością graniczną $66,9\text{-}68,8 \text{ mg dm}^{-3}$ chlorofilu *a*, może zawierać wartość graniczną stanu SŁABY/ZŁY.

Wobec powyższego można stwierdzić, że przeprowadzona analiza na danych z lat 2006-2010 w pełni potwierdziła poprawność wartości granicznych przyjętych na podstawie analizy danych monitoringowych z lat 2005-2008.

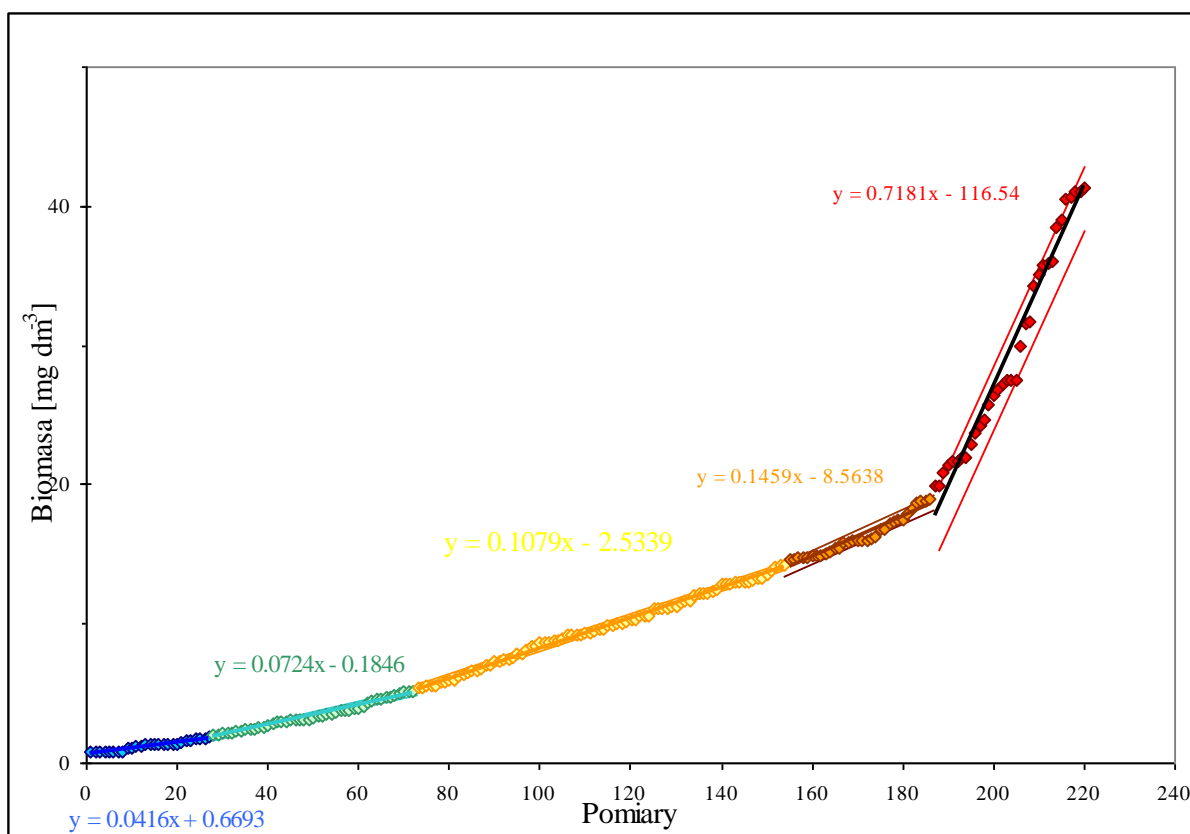
Weryfikację poprawności wyznaczenia wartości granicznych biomasy dla poszczególnych klas oceny stanu ekologicznego w grupie jezior niestratyfikowanych przeprowadzono w identyczny sposób na podstawie analogicznie uzyskanej bazy danych. Obejmowała ona 222 wartości średnie w jeziorach/latach (pomiaru) uzyskane w latach 2008-2010. Zawierały się one w zakresie od $0,77$ do $81,7 \text{ mg dm}^{-3}$, przy czym 188 pomiarów było mniejszych od 20 mg dm^{-3} , a 34 zawierały się w zakresie $20\text{-}82 \text{ mg dm}^{-3}$.

Podobnie jak w przypadku analizy wartości granicznych klas dla chlorofilu, wyznaczono pięć „korytarzy” obrazujących zmiany średniej biomasy glonów w jeziorach. Współczynniki kierunkowe prostych („linii trendu”) zmieniały się jednak w znacznie węższych granicach, a dotyczyło to szczególnie klas świadczących o lepszym stanie ekologicznym jezior. Niemniej nawet maksymalny (w analizie pominięto dwa ekstremalne przypadki) współczynnik był o połowę mniejszy niż w przypadku chlorofilu (wynosił $0,72$). „Przebiecie” przez kolejne średnie górnej prostej wyznaczającej „korytarz trendu” nastąpiło pomiędzy $1,8$, a $2,1 \text{ mg dm}^{-3}$ (rys. 3). Kolejne odpowiednio $5,1\text{-}5,5 \text{ mg dm}^{-3}$, $14,2\text{-}14,4 \text{ mg dm}^{-3}$ oraz $19,2\text{-}19,9 \text{ mg dm}^{-3}$ (rys. 3 i 4). Ta ostatnia wartość jest niezgodna z obowiązującym schematem wartości granicznych – około dwukrotnie mniejsza.



Rys. 3. Uporządkowane średnie wartości biomasy w wodzie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b) wraz z zaznaczonymi przedziałami wartości dla klas BARDZO DOBRY i DOBRY.

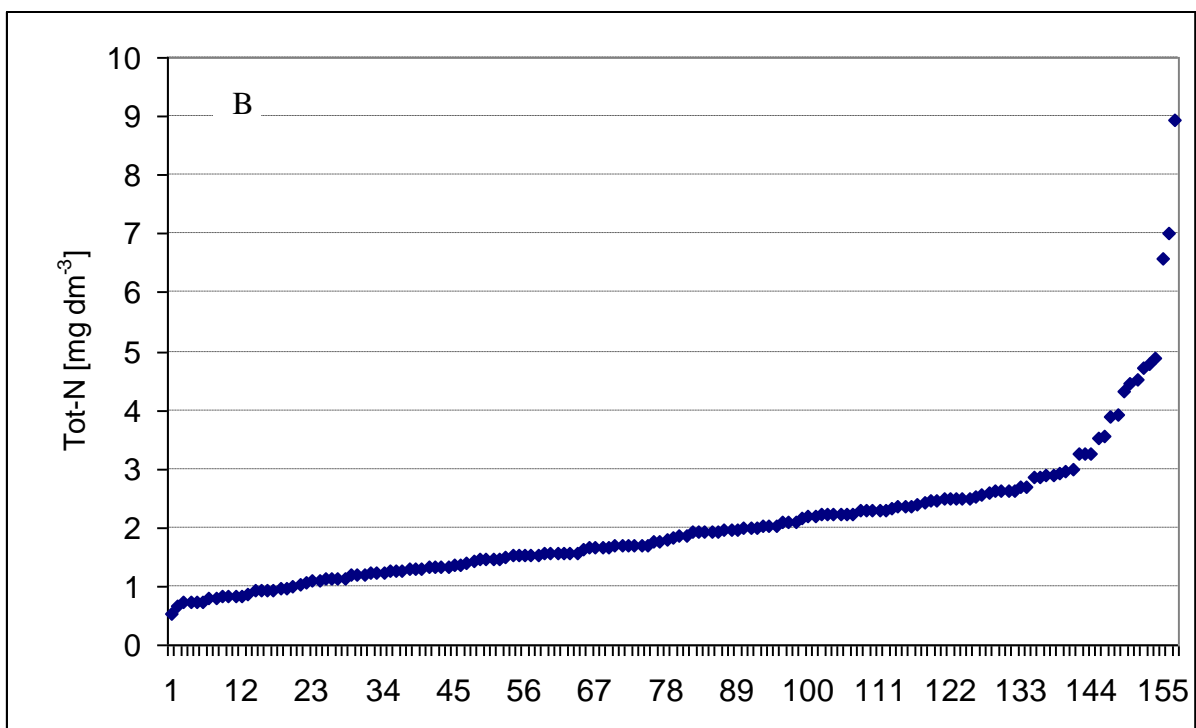
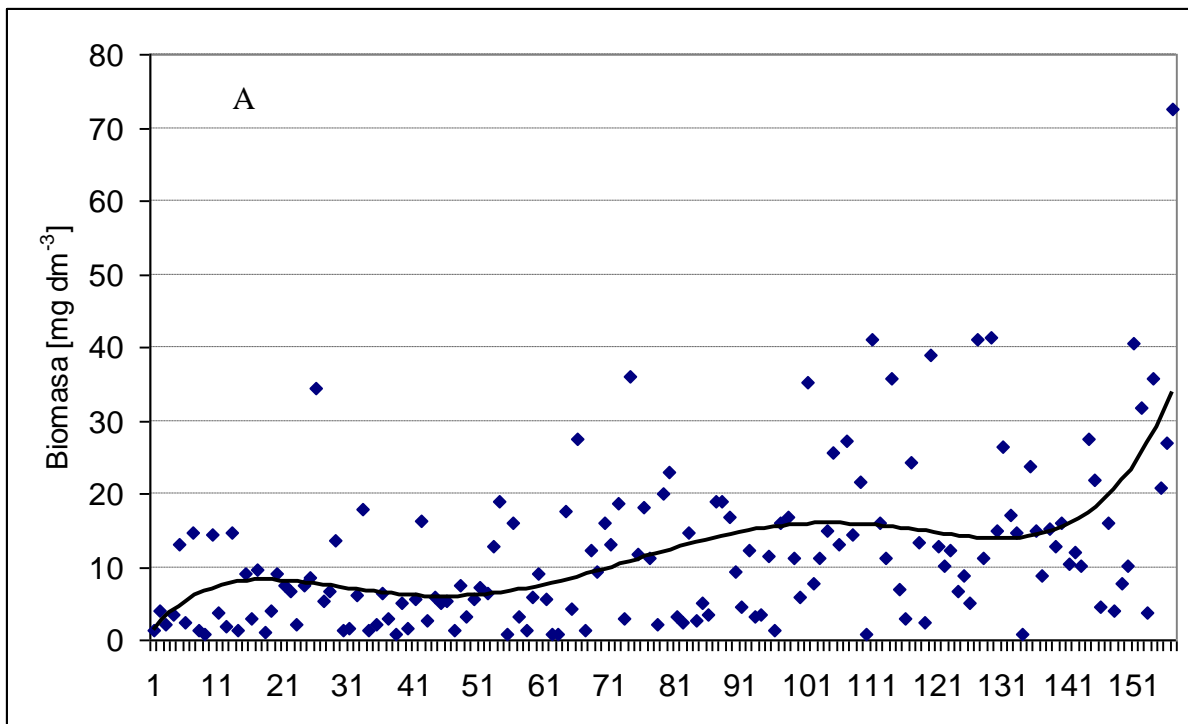
W drugim kroku przeprowadzono analogiczną analizę na zbiorze danych uporządkowanych wraz ze wzrostem stężenia azotu całkowitego. Baza danych obejmowała 157 par danych o zawartości azotu całkowitego i biomasy glonów planktonowych. W grupie pierwszych 20 pomiarów o najmniejszej zawartości azotu całkowitego (stężenie mniejsze niż 1 mg dm^{-3}) biomasa w ponad połowie z nich (13) zawierała się w granicach $0,8\text{-}4,0 \text{ mg dm}^{-3}$. Wartość średnia biomasy wynosiła $2,3 \text{ mg dm}^{-3}$, a mediana $1,9 \text{ mg dm}^{-3}$. Główne charakterystyki tego zbioru danych są zbliżone do wartości progowych wyznaczonych w pierwszym kroku, a w związku z tym można uznać, że wskazują przedział w jakim powinna mieścić się wartość graniczna klasy BARDZO DOBRY. Dotychczas przyjęta wartość $1,9 \text{ mg dm}^{-3}$ znajduje się w pobliżu dolnej wartości ograniczającej ten przedział, co wskazuje, że obecnie obowiązująca wartość graniczna BARDZO DOBRY/DOBRY jest dość restrykcyjna.



Rys. 4. Uporządkowane średnie wartości biomasy w wodzie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b) wraz z zaznaczonymi przedziałami wartości dla poszczególnych klas stanu ekologicznego.

Poszukiwanie wartości granicznej kolejnych wartości granicznych klas stanu ekologicznego przeprowadzono analogicznie jak dla chlorofilu. Wyznaczono linię trendu – wielomian piątego stopnia. Zmiana kierunku linii trendu (na trend rosnący) nastąpiła pomiędzy 46 a 56 wartością biomasy uszeregowanej zgodnie z rosnącymi wartościami azotu całkowitego (rys. 5), którego zawartość w wodzie zmieniała się w zakresie 1,4-1,5 mg dm⁻³. Średnia wartość biomasy w tym przedziale, po odrzuceniu dwóch wartości uznanych za ekstremalne (16 i 19 mg dm⁻³) wynosiła 5,6 mg dm⁻³, a mediana – 5,5 mg dm⁻³. Obie wartości, podobne do wyznaczonych w pierwszym kroku (5,1-5,5 mg dm⁻³), wskazują na wartość graniczną stanu DOBRY/UMIARKOWANY.

Stabilizacja linii trendu wzrostu następuje pomiędzy wartościami nr 99 oraz 119. Średnia biomasa w tym przedziale, po odrzuceniu dwóch wartości ekstremalnych (0,8 i 35 mg dm⁻³), wynosi 15,3 mg dm⁻³, a mediana 13,7 mg dm⁻³. Te dwie charakterystyki zbioru wskazują na przedział, w obrębie którego powinna znajdować się wartość graniczna stanu UMIARKOWANY/SŁABY. W jego obrębie leżą wartości wyznaczone w pierwszym kroku – 14,2-14,4 mg dm⁻³.



Rys. 5. Uporządkowane średnich wartości biomasy fitoplanktonu (A) w wodzie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b) według rosnącej zawartości azotu całkowitego (B)

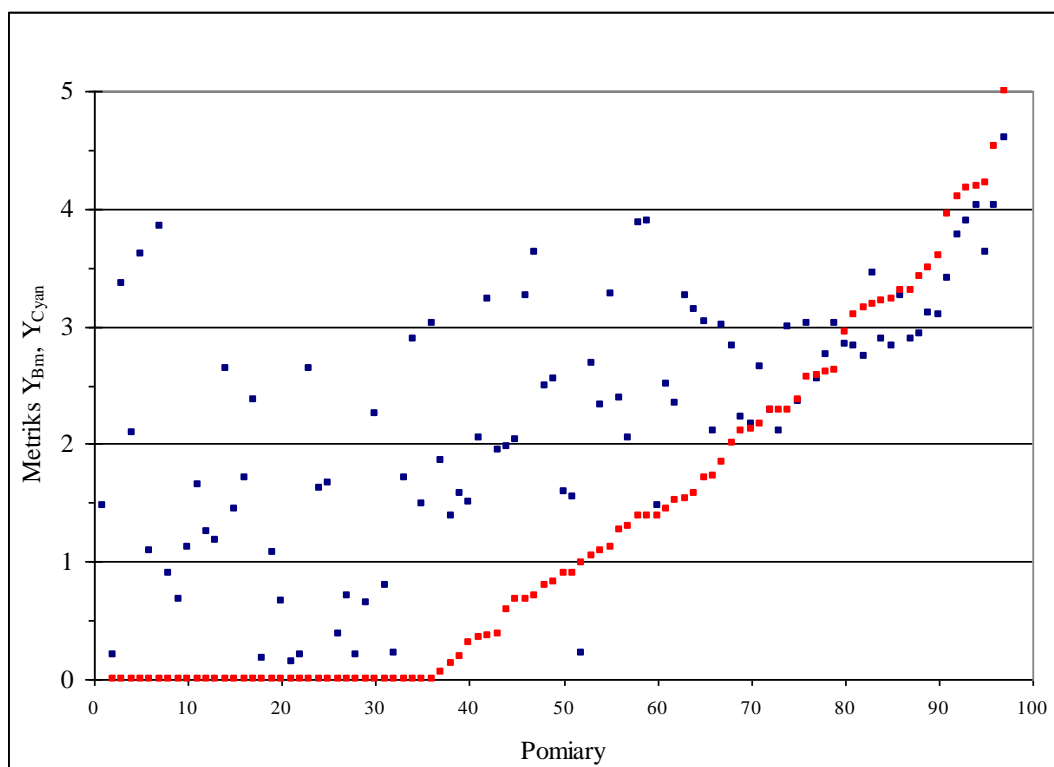
Wartości granicznej stanu SŁABY/ZŁY, poszukiwano analogicznie jak dla chlorofilu *a*, w przedziale danych o największej zawartości azotu całkowitego w wodzie (>3,9 mg dm⁻³). Średnia biomasa, po wyeliminowaniu ekstremalnie niskich wartości (3,7 i 3,9 mg dm⁻³), wynosiła 29,1 mg dm⁻³, a mediana – 26,9 mg dm⁻³. Są to wartości większe niż wyznaczony w

pierwszym kroku przedział (19,2-19,9 mg dm⁻³), jednak znacznie mniejsze niż dotychczas przyjęta wartość graniczna 39,8 mg dm⁻³. Sugeruje to zasadność zmiany tej wartości i dostosowania do i niej postaci metriksu Y_{Bm}. Wobec powyższego przyjęto następujące wartości graniczne i na ich podstawie wyznaczono nową postać równania:

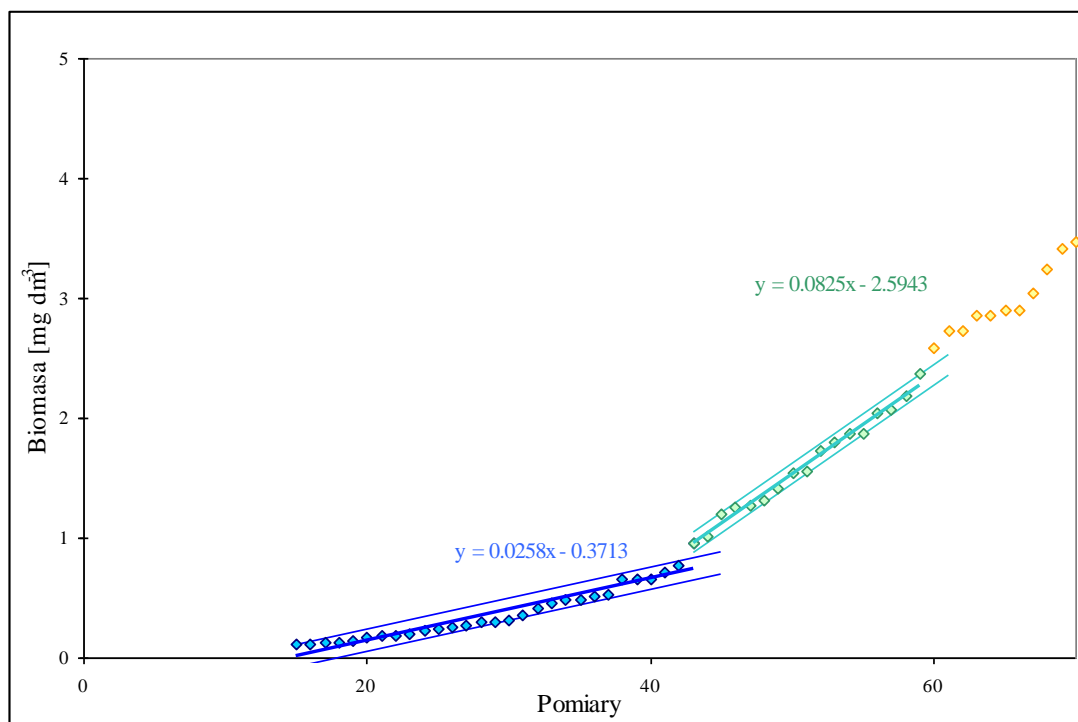
Typ cyrkulacji	WS	Górna wartość graniczna koncentracji biomasy fitoplanktonu, właściwa dla klasy					Wzór do obliczenia wartości wskaźnika biomasy fitoplanktonu (Y _{Bm})
		I	II	III	IV	V	
Niestratyfikowane	>2	1,9	5,3	14,5	29,1	>29,1	$Y_{Bm} = 2,9511 + 0,0541 \cdot X_{Bm} - \frac{2,8344}{\sqrt{x_{Bm}}}$

Wobec zastrzeżeń wyrażonych przez zespół w ćwiczeniu interkalibracyjnym do wartości granicznej pomiędzy stanem BARDZO DOBRY i DOBRY w grupie jezior niestratyfikowanych uznano, że ponieważ wyznaczone wcześniej wartości graniczne koncentracji chlorofilu przeszły pozytywnie interkalibrację, a wartości graniczne biomasy w dużej mierze uwzględniały zależność pomiędzy zawartością chlorofilu i biomasą glonów, najlepszym rozwiązaniem będzie podjęcie próby zmiany sposobu liczenia metriksu sinicowego w tych jeziorach. Przesłanką do analiz była obserwacja wskazująca, że w wielu przypadkach metriks sinicowy jest zaniżony w odniesieniu do oceny dokonywanej innymi metrykami. Doskonale obrazuje to porównanie wartości metriksu Y_{Bm} i Y_{Cyan} w grupie jezior niestratyfikowanych (rys. 6). Uznano, że nadmiernie często ocena dokonana tymi dwoma metodami różni się ponad 2 klasy. Dlatego zasadne jest podjęcie próby zmiany zasady i samej formuły wyliczania metriksu sinicowego.

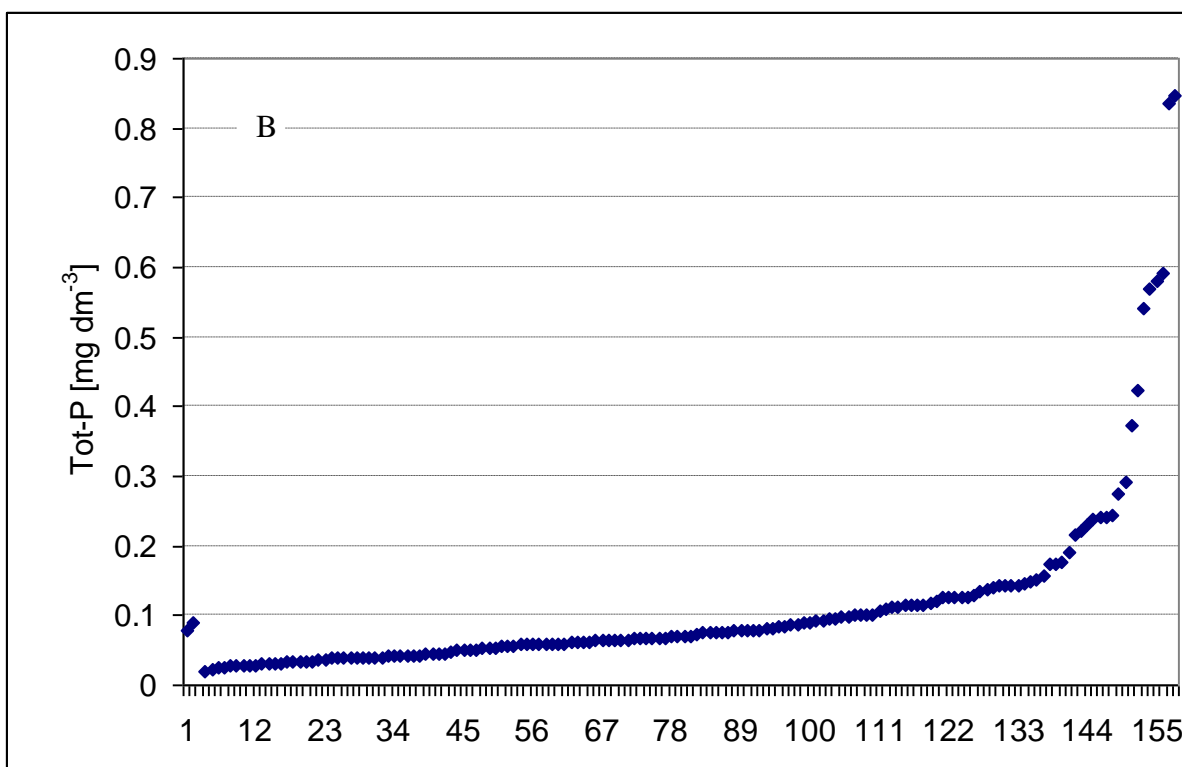
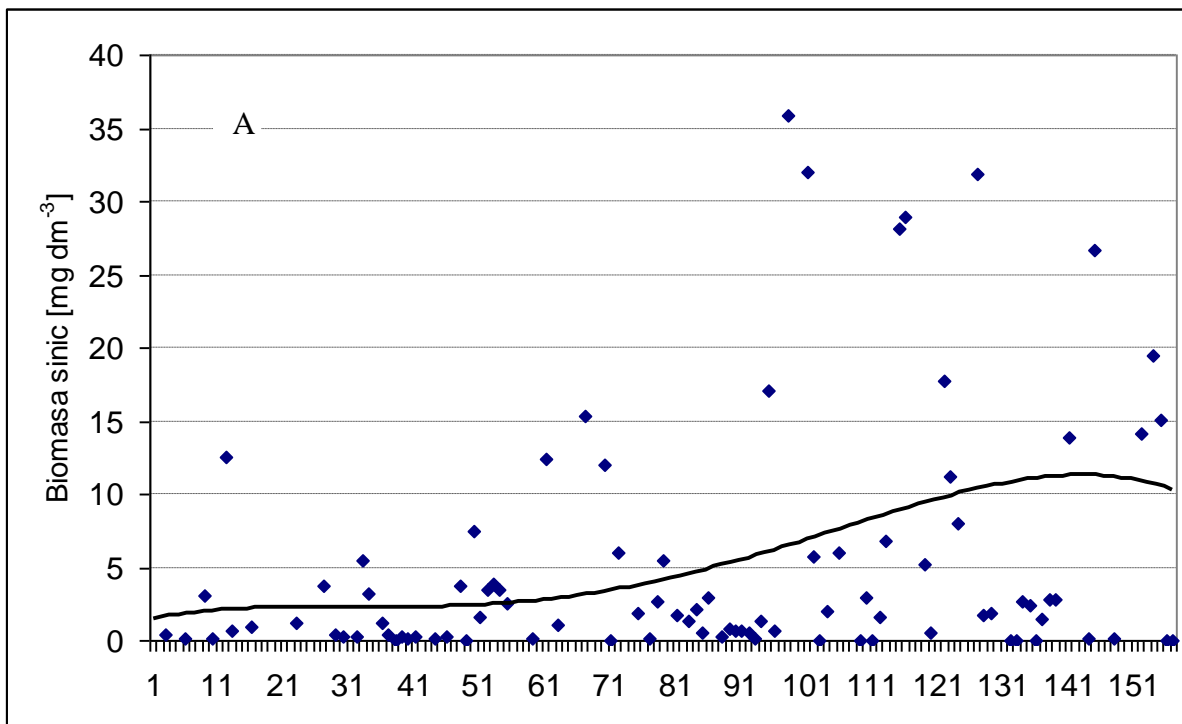
Przeprowadzono więc analogiczną procedurę identyfikacji możliwych wartości granicznych – charakterystycznych dla klas stanu ekologicznego jezior. Niestety baza danych obejmowała jedynie 94 pomiary (jeziora/lata), w których w latach 2008-2010 oszacowano biomasę sinic większą od „0”. W związku z tym analizę szczegółową pierwszą metodą przeprowadzono jedynie dla wartości granicznych pomiędzy stanem BARDZO DOBRYM i DOBRYM oraz stanem DOBRYM i UMIARKOWANYM (rys. 7).



Rys. 6. Wartości metryków biomasy (Y_{Bm} – kolor granatowy) i sinicowego (Y_{Cyan} – kolor czerwony) w wodzie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b).



Rys. 7. Uporządkowane średnie wartości biomasy sinic w wodzie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b) wraz z zaznaczonymi przedziałami wartości dla klas stanu BARDZO DOBRY/DOBRY i DOBRY/UMIARKOWANY.



Rys. 8. Uporządkowane średnich wartości biomasy sinic (A) w wodzie jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (typ 3b i 6b) według rosnącej zawartości fosforu całkowitego (B)

W analizie pominięto 16 pomiarów (przypadków) z biomasa sinic mniejszą niż $0,1 \text{ mg dm}^{-3}$. „Przebiecie” przez wartości średnie biomasy sinic w jeziorach przez górną linię „korytarza” miało miejsce pomiędzy wartościami $0,77$ i $0,96 \text{ mg dm}^{-3}$. Przyjęto je za charakterystyczne dla stanu BARDZO DOBREGO. Kolejne „przebiecia” kolejnej „linii oporu” charakterystycznej dla drugiej klasy nastąpiło pomiędzy wartościami $2,38$ i $2,59 \text{ mg dm}^{-3}$.

W kolejnym kroku przeprowadzono analizę analogiczną jak dla innych metryksów. Dane uszeregowano jednak ze względu na stężenie fosforu całkowitego, którego stosunek do azotu całkowitego decyduje o masowym rozwoju sinic (Kawecka, Eloranta 1994). Dla tak uporządkowanych danych wyznaczono linię trendu – wielomian czwartego stopnia. Początek wyraźnego wzrostu wartości odnotowano pomiędzy 41 a 51 wartością fosforu całkowitego ($0,5$ - $0,6 \text{ mg dm}^{-3}$). Wartość średnia ośmiu danych o biomacie sinic (jedną skrajną wartość $7,6 \text{ mg dm}^{-3}$ pominięto) wynosiła $2,4 \text{ mg dm}^{-3}$, mediana $3,0 \text{ mg dm}^{-3}$. Obie wartości wyznaczają granice przedziału w jakim powinna znajdować się wartość graniczna stanu DOBREGO i UMIARKOWANEGO.

Wartość graniczną stanu BARDZO DOBRY wskazywała średnia biomasa sinic w jeziorach/latach o najniższej zasobności w fosfor ($0,02$ - $0,04 \text{ mg dm}^{-3}$). Dla 7 wartości biomasy sinic (pominięto jedną ekstremalnie wysoką wartość $12,5 \text{ mg dm}^{-3}$) wynosiła ona $0,95 \text{ mg dm}^{-3}$, a mediana $0,65 \text{ mg dm}^{-3}$. Uznano, że tak wyznaczony przedział, w którym powinna się mieścić wartość graniczna stanu BD jest podobny jak wyznaczony w poprzednim kroku ($0,8$ - $0,97 \text{ mg dm}^{-3}$).

Założono, że wartość graniczna stanu UMIARKOWANY/SŁABY powinna być wyznaczona w przedziale wartości, którego dolną granicą jest stężenie $0,1 \text{ mg fosforu dm}^{-3}$, – uznawane za charakterystyczne dla jezior płytkich mogących znajdować się w jednym ze stanów stabilnych (Søndergaard i in., 2000). W tym zakresie wartości fosforu, linia trendu biomasy sinic szybko rosła, jednak wykazane w monitoringu wartości były bardzo zróżnicowane, od $0,01$ do ponad 28 mg dm^{-3} . Tylko dwie wartości były dość zbliżone do linii trendu - $6,0$ i $6,9 \text{ mg dm}^{-3}$, dlatego tę pierwszą przyjęto jako poszukiwaną wartość graniczną.

Wśród pomiarów o największym stężeniu fosforu ($>0,2 \text{ mg dm}^{-3}$) dane monitoringowe wykazują analogiczne zróżnicowanie. Biomasa sinic przybierała wartości od $0,01$ do $79,4 \text{ mg dm}^{-3}$. Wartość średnia z jedynek 10 wyników biomasy wykazanych w tym zakresie stężenia fosforu wynosiła $16,9 \text{ mg dm}^{-3}$, a mediana $13,9 \text{ mg dm}^{-3}$. W pobliżu linii trendu znajdowały się tylko 3 wartości $13,8$, $14,1$ i $15,1 \text{ mg dm}^{-3}$. Przyjęto, że graniczną wartością stanu SŁABY/ZŁY powinno być $13,9 \text{ mg dm}^{-3}$.

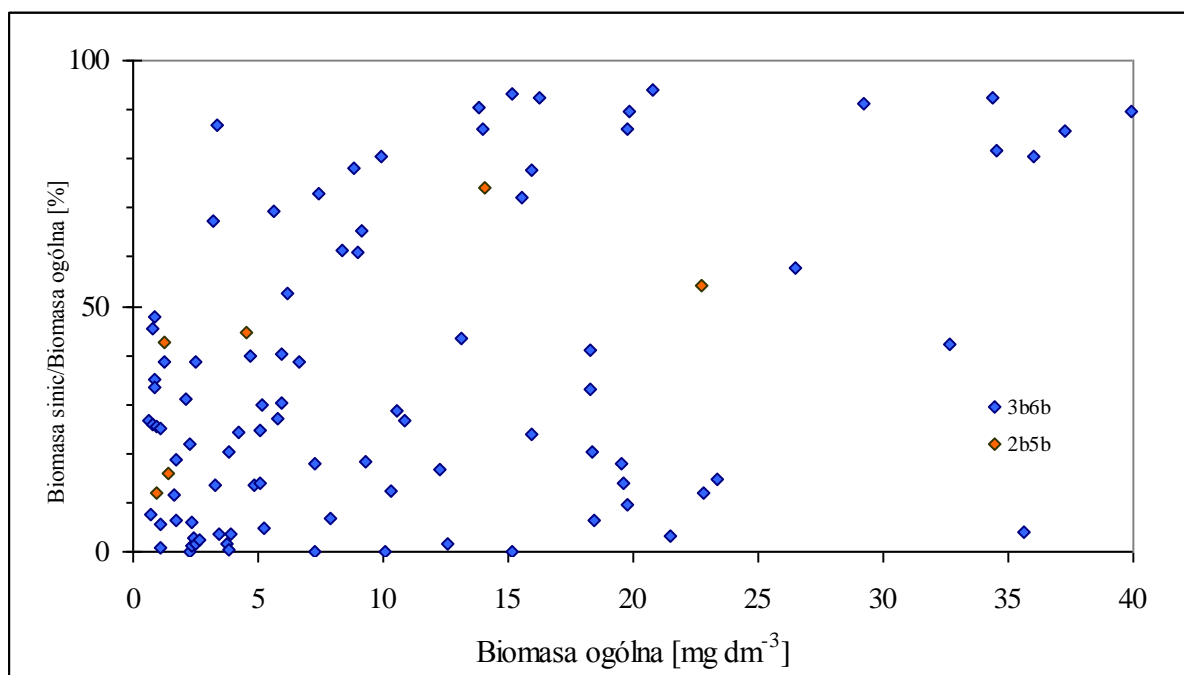
Na podstawie tak przyjętych wartości granicznych wyznaczono równanie pozwalające wyliczać wartość metryksu Y_{Cyan} w tej grupie jezior :

$$Y_{\text{Cyan}} = 1,1072 \text{ Ln } (x_{\text{Cyan}}) + 1.0803$$

gdzie X_{Cyan} – biomasa sinic w jeziorze latem.

Ze względu na zmianę sposobu wyliczania wartości metriksu, a przede wszystkim obniżenie wartości granicznych, zrezygnowano z proponowanej w poprzednim sposobie korekty ostatecznej wartości metriksu o procent udziału sinic w biomacie ogólnej.

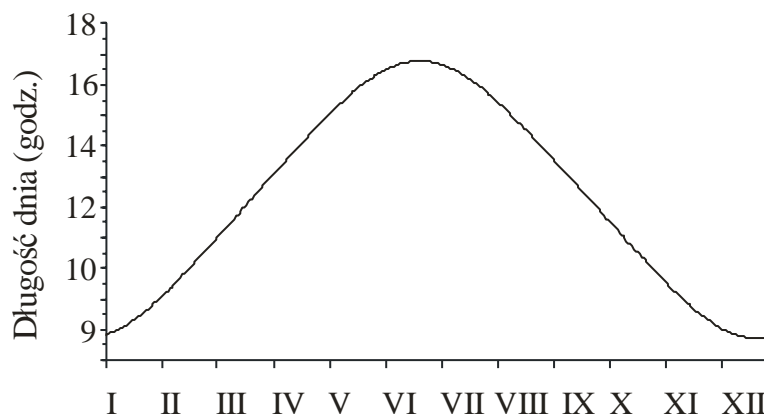
W grupie jezior niestratyfikowanych o bardzo dużej biomacie fitoplanktonu (powyżej $15\text{-}20\text{ mg dm}^{-3}$), dość często notowano bardzo mało sinic (rys. 9). Starsza wersja PMPL będąca wartością średnią trzech metriksów, w tym metriksu sinicowego przyjmującego wartości od 0 do 5, która uwzględniała korektę oceny (zmniejszenie wartości metriksu nawet do 50%) w zależności od udziału sinic w biomacie ogólnej glonów mogła znacząco łagodniej oceniać jeziora o dużej biomacie glonów, znacznej koncentracji chlorofilu ale z małą biomasą sinic.



Rys. 9. Biomasa ogólna fitoplanktonu i udział sinic w biomacie w jezior niestratyfikowanych (typ 3b i 6b oraz 2b i 5b).

Dodatkowo, ze względu na rozszerzenie okresu z którego dane były uwzględniane przy wyliczaniu wartości średniej przyjęto, że powinny one obejmować okres lata. Przy wyznaczaniu okresu lata uznano, że najkorzystniej będzie przyjąć dla całej Polski okres, który został wyznaczony dla Pojezierza Mazurskiego. Przeważająca część Pojezierza reprezentuje rejon klimatów pojeziernych, surowszych niż w pozostałych rejonach, szczególnie w miarę posuwania się ku wschodowi (Hutorowicz i in. 1996). Wyznaczone na podstawie danych z lat 1951-1970 średnie daty przejść przez wartości progowe dla lata (15°C) przypadają na 4 czerwca (9 czerwca na północy, na południu Krainy Wielkich Jezior od 30 maja do 4 czerwca). Koniec lata przypada ok. 2 września, jednak początek jesieni (10°C) ok. 2 października. Obie te daty wstępują wcześniej o około 5 dni niż w Polsce Zachodniej. Według danych z lat 1951-1970 średnia temperatura powietrza we wrześniu wynosi około 12°C , w czerwcu $15,5^{\circ}\text{C}$, zaś latem $17,5^{\circ}\text{C}$ (Hutorowicz i in. l.c.). Długość dnia w czerwcu w Polsce

(dane dla Warszawy, rys. 10) rośnie od 16 h 26 min (1 czerwca) do 16 h 43 min (30 czerwca), w lipcu maleje od 16 h 43 min (1 lipca) do 15 h 35 min (31 lipca), w sierpniu od 15 h 32 min (1 sierpnia) do 13 h 42 min (31 sierpnia), a we wrześniu od 13 h 39 min (1 września) do 12 h 2 min (25 września).



Rys. 10. Długość dnia w Polsce (wg. Hutorowicz 2006, zmienione)

Badania planktonu roślinnego w jeziorach wykazują, że właśnie we wrześniu często obserwuje się szczyt rozwoju glonów, jak np. w 2009 roku w niektórych jeziorach zlewni rzeki Wel (Hutorowicz i in., 2011), jeziorze Niegocin w latach 2000-2001 (Napiórkowska-Krzebietke, Hutorowicz, 2006), jeziorach Laska, Długie, Parszczenica na Pojezierzu Kaszubskim (Oleksowicz, 1988). W jeziorze Hańcza w latach 2006-2007 największą biomasę fitoplanktonu obserwowano jesienią (wrzesień-październik, Hutorowicz, Napiórkowska-Krzebietke, 2008). Ponadto nie jest wyjątkiem, że ten szczyt formowany jest w dużej mierze przez sinice, tak jak to miało miejsce w 1981 roku w Jeziorze Żarnowieckim (Hutorowicz, 1992). W płytkim Jeziorze Bnińskie udział sinicy *Planktothrix agradhii* w biomacie ogólnej od początku sierpnia do końca drugiej dekady października 2001 roku niezmiennie przekraczał 86% (Stefaniak i in., 2003).

Dlatego w obliczeniach uwzględniano dane pochodzące z okresu obejmującego daty pomiędzy 4 czerwca a 30 września.

Ostateczny wzór na wyliczenie multimetriksu PMPL dla jezior niestratyfikowanych przybiera postać:

$$PMPL = [Y_{Ch} + Y_{Bm} + (0,5 * Y_{Cy})]/2,5$$

gdzie:

Y_{Ch} – wartość metriksu „Chlorofil *a*”,

Y_{Bm} – wartość metriksu „Biomasa ogólna”,

Y_{Cy} – wartość metriksu „Biomasa sinic”

0,5 – waga metriksu „sinice” (wagi pozostałych metryksów wynoszą „1”),

2,5 – suma wag

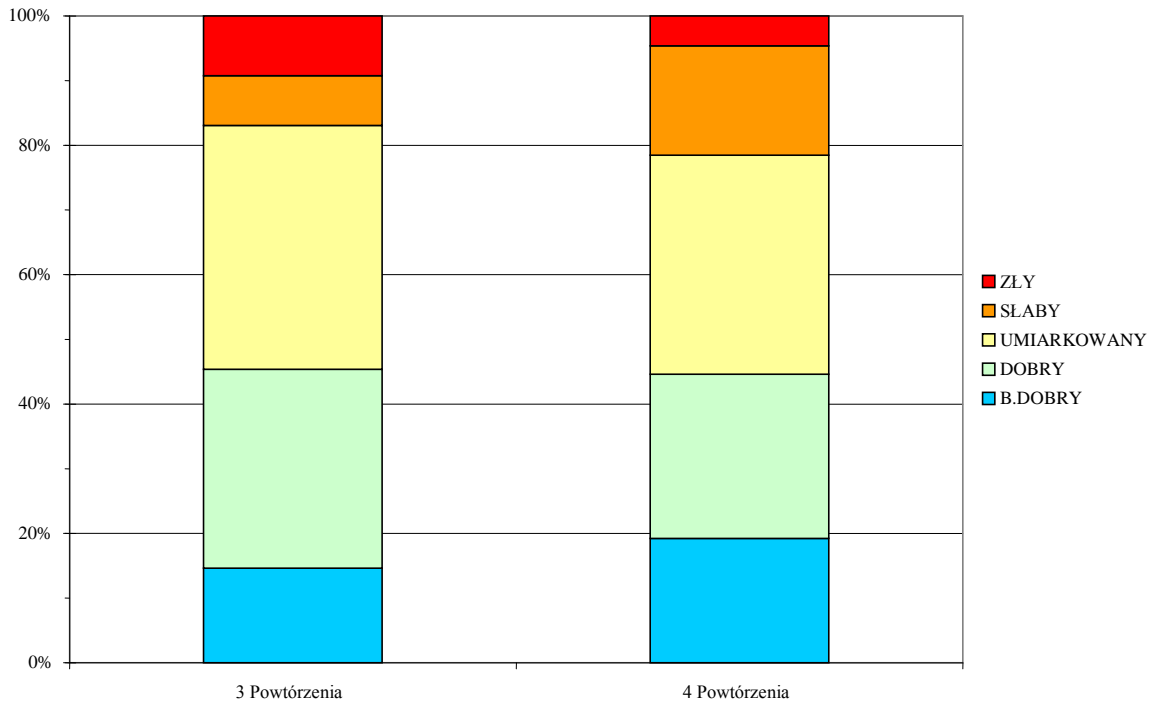
2. Analiza zasadności włączenia do PMPL wyników badań jesiennych (z października)

Analizę zasadności włączenia do PMPL wyników badań jesiennych przeprowadzono na podstawie bazy danych obejmujących wyniki monitoringu jezior w Polsce z lat 2008-2010. Zgodnie z rozważaniami poczynionymi w poprzedniej części, za jesień niewątpliwie można uznać próby zbierane w październiku, gdyż wraz z początkiem tego miesiąca w Polsce rozpoczyna się jesień. Do analizy użyte zostały wyniki badań z różnych typów jezior, obejmujące :

- z grupy jezior stratyfikowanych o współczynniku Schindlera mniejszym niż 2 (kod 2a i 5a) – 33 jeziora/lata dla chlorofilu i 31 jezior/lat dla biomasy,
- z grupy jezior stratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (kod 3a i 6a) – 40 jezior/ lat dla chlorofilu i 32 jeziora/lata dla biomasy,
- z grupy jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera mniejszym niż 2 (kod 2b i 5b) – 1 jezioro,
- z grupy jezior niestratyfikowanych o współczynniku Schindlera większym od 2 (kod 3b i 6b) – 56 jezior/lat dla chlorofilu i 30 jezior/lat dla biomasy.

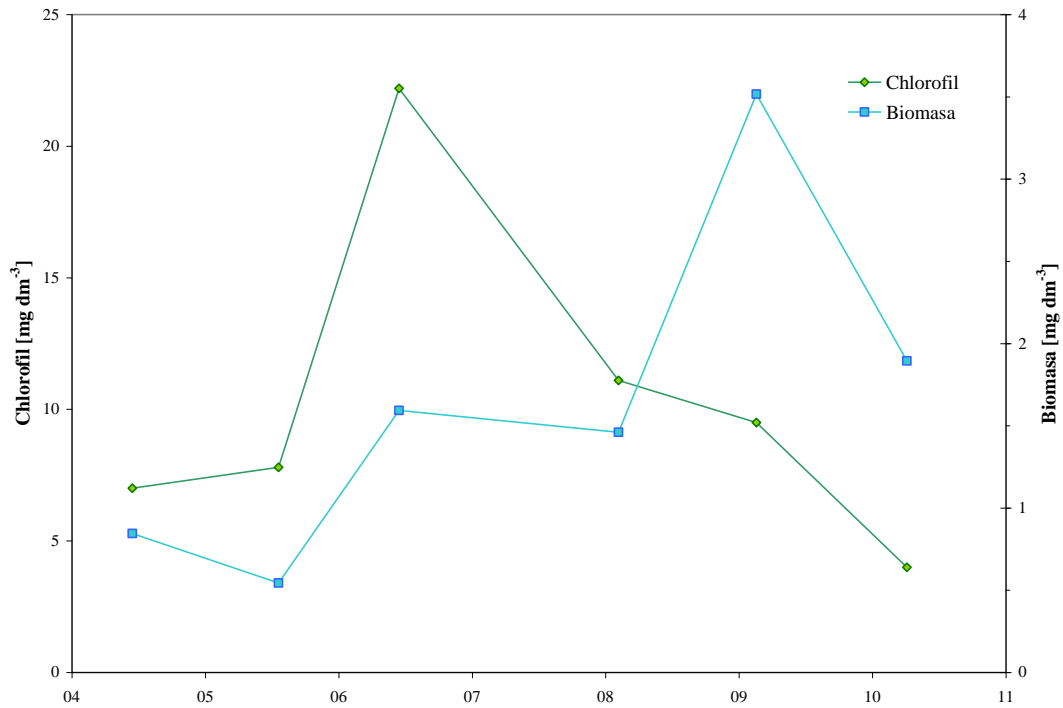
Niestety jakość danych często nie była najlepsza. Zdarzały się przypadki, że na podstawie wyników analizy chlorofilu jezior można było zaklasyfikować do stanu BARDZO DOBREGO, a na podstawie biomasy glonów do stanu UMIARKOWANEGO, a nawet stanu ZŁEGO. Zdarzały się też przypadki odwrotne tzn. na podstawie koncentracji chlorofilu jeziora można było zaliczyć do stanu SŁABEGO, a na podstawie biomasy glonów do stanu DOBREGO.

Analiza pewności oceny stanu ekologicznego na podstawie 3 badań (poboru prób) prowadzonych zgodnie z metodą określoną w wytycznych wiosną i latem w porównaniu do 4 badań (poboru prób) prowadzonych wiosną, latem i w październiku została przeprowadzona na bazie 130 wyników dla chlorofilu i 94 dla biomasy. Porównanie oceny, tj. wartości metriksu Y_{Chl} uzyskanych dla 3 wyników badań w każdym jeziorze/roku i dla 4 pomiarów wykazało, że zmiana oceny stanu dotyczyła 27% przypadków. Na podstawie 4 wyników badań w roku lepiej zostało ocenionych 15% przypadków (jezior/lat), a gorzej 12% (rys. 11). Na podstawie obu porównywanych sposobów zbierania danych do oceny uzyskano bardzo podobną liczbę wartości metriksu Y_{Chl} pozwalających zaliczyć jeziora do stanu nie gorszego niż dobry – 45%.

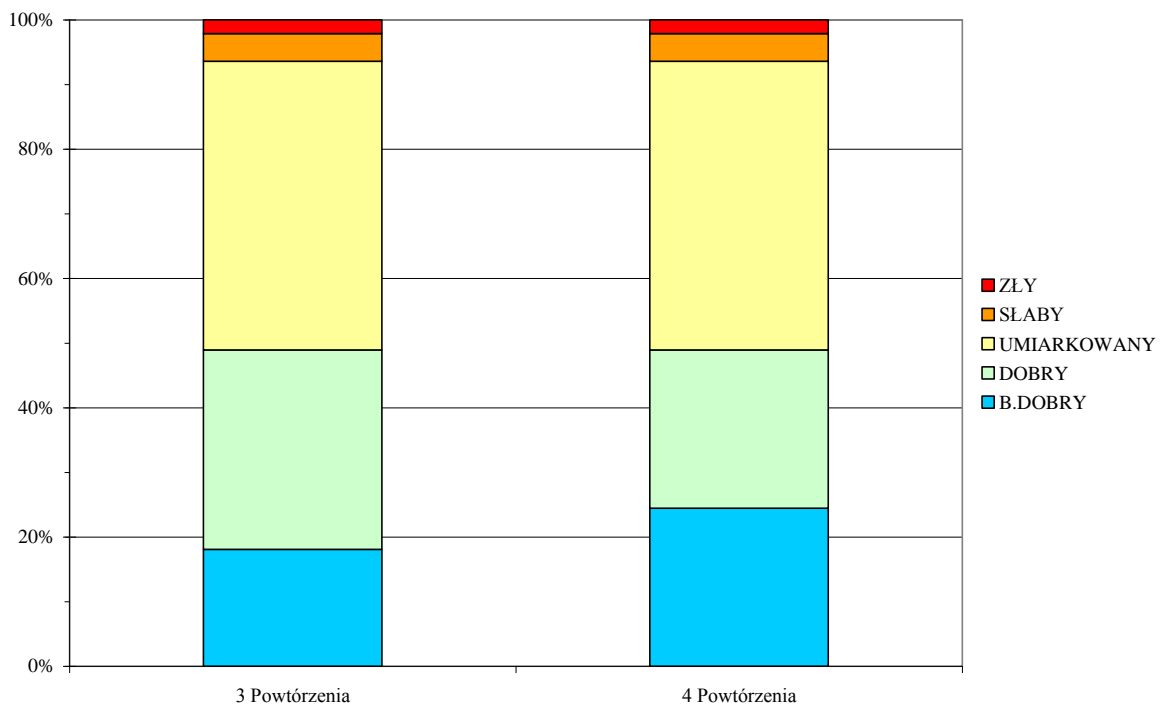


Rys. 11. Procent liczby jezior zaliczonych do poszczególnych klas stanów na podstawie 3 i 4 (z październikiem) pomiarów (wyników) koncentracji chlorofilu w wodzie jezior.

Istotnym z punktu widzenia pewności oceny stanu ekologicznego wydaje się błąd na granicy stanów DOBRY i UMIARKOWANY (D/U). Wśród analizowanych przypadków 3% zostało ocenionych lepiej na podstawie 4 pomiarów niż na podstawie 3 pomiarów, a 4% - gorzej. Ważne, że w grupie jezior lepiej ocenionych był jeden przypadek zmiany oceny aż o dwie klasy – na podstawie 3 pomiarów (wyników) jezioro zostało sklasyfikowane w stanie umiarkowanym, natomiast na podstawie 4 pomiarów – w stanie dobrym. Przypadek ten dotyczył jeziora Wukśniki, w którym koncentracja chlorofilu w 2009 roku zmieniła się zgodnie ze schematem w jeziorach bogatej puli zasobów pokarmowych, tzn. odnotowano wyraźny szczyt wczesnym latem, a kolejny wynik z 6 sierpnia wskazywał na dwukrotnie mniejszą zawartość chlorofilu w wodzie (rys. 12). Jesienią (październik) odnotowano natomiast najmniejszą koncentrację chlorofilu, co ostatecznie zaważyło na ocenie stanu ekologicznego. Jednak ocena dokonana na podstawie wszystkich 6 pomiarów jest również gorsza niż na podstawie 3. Wskazuje ona na stan UMIARKOWANY ($Y_{Chl} = 2,4$). Niestety sytuacji nie wyjaśnia odwołanie się do wyników biomasy glonów. Zmiany biomasy w sezonie wegetacyjnym tego roku w jeziorze Wukśniki są znacznie mniejsze. Wprawdzie można dostrzec dwa maksyma, jedno w czerwcu, a drugie na początku września, jednak w przeciwieństwie do chlorofilu to właśnie we wrześniu, a nie w czerwcu, odnotowano maksimum biomasy.



Rys. 12. Chlorofil i biomasa glonów w wodzie jeziora Wukśniki w 2009 r.

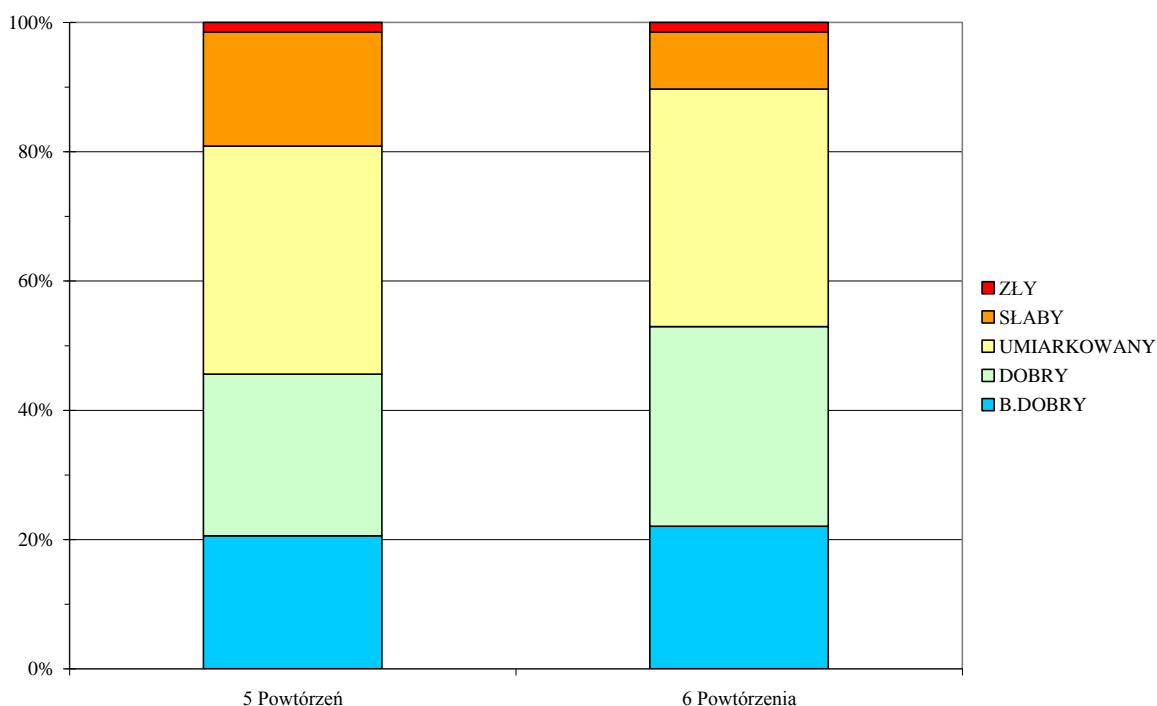


Rys. 13. Procent liczby jezior zaliczonych do poszczególnych klas stanów na podstawie 3 i 4 (z październikiem) powtórzeń (wyników) biomasy glonów w wodzie jezior.

Porównanie oceny, tj. wartości metriksu Y_{Bm} uzyskanych dla 3 wyników badań w każdym jeziorze/roku i dla 4 wyników badań w roku wykazało, że zmiana oceny stanu dotyczyła 15% przypadków. Na podstawie 4 wyników badań w roku lepiej zostało ocenionych 11% przypadków (jezior/lat), a gorzej 4% (rys. 13). Podobnie jak w przypadku oceny dokonywanej na podstawie chlorofilu uzyskano bardzo podobną liczbę wartości metriksu Y_{Bm} pozwalających zaliczyć jeziora do stanu nie gorszego niż dobry – 46%.

Istotnym z punktu widzenia pewności oceny stanu ekologicznego wydaje się błąd na granicy stanów DOBRY i UMIARKOWANY (D/U). Wśród analizowanych przypadków po 2% zostało ocenionych lepiej i gorzej na podstawie 4 pomiarów niż na podstawie 3 pomiarów. Nie zanotowano natomiast przypadku zmiany oceny o więcej niż jedną klasę.

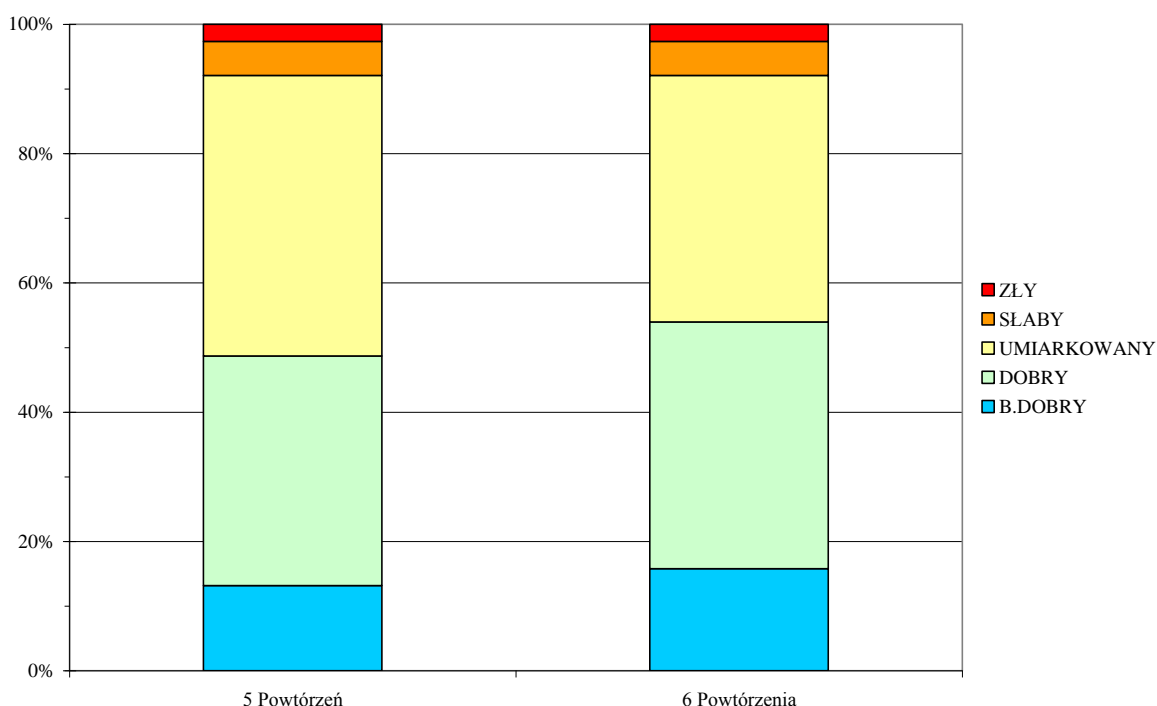
Wyniki zbierane w październiku mogą mieć jednak znacznie przy ocenie stanu ekologicznego jezior. Wskazuje na to wynik porównania liczby jezior zaliczonych do poszczególnych klas stanu ekologicznego na podstawie więcej niż 4 prób zebranych w danym roku badań (rys. 14). Udział jezior w poszczególnych klasach stanu ekologicznego w przypadku 68 jezior ocenianych podstawie 5 prób zebranych od wiosny do września oraz 6 prób zebranych od wiosny do października był znacząco różny. W pierwszej grupie w stanie nie gorszym niż dobry (D/U) można było ocenić 46% badanych jezior, a w grupie drugiej (6 powtórzeń w roku) aż 53% badanych jezior.



Rys. 14. Procent liczby jezior zaliczonych do poszczególnych klas stanów na podstawie 5 (bez października) i 6 (z październikiem) powtórzeń (wyników) koncentracji chlorofilu w wodzie jezior.

Tylko jedno jezioro zostało zaklasyfikowane gorzej w drugiej grupie (zmiana klasy z DOBRY na UMIARKOWANY). Pozostałe jeziora można było zaklasyfikować do klasy o lepszym stanie ekologicznym, w tym aż 6 jezior zostało zaliczone do klasy DOBRY, gdy na podstawie wyników bez uwzględnienia danych z października do klasy UMIARKOWANY.

Analogiczną tendencję obrazuje analiza przeprowadzona dla biomasy glonów (76 jezior/lat). W grupie jezior ocenianych na podstawie 5 pomiarów w roku (bez października) oraz w grupie tych samych zbiorników ocenianych na podstawie 6 pomiarów w roku (z październikiem) obserwowano różną liczbę jezior zaliczanych do poszczególnych klas stanu ekologicznego (rys. 15). W pierwszej grupie w stanie nie gorszym niż doby (D/U) można było ocenić 48% badanych jezior, a w grupie drugiej (6 powtórzeń w roku) 54% badanych jezior. Pięć jezior zostało lepiej ocenionych na podstawie 6 pomiarów niż na podstawie 5 pomiarów (granica D/U). Tylko jedno jezioro zostało ocenione gorzej – do klasy stan UMIARKOWANY.



Rys. 15. Procent liczby jezior zaliczonych do poszczególnych klas stanów na podstawie 5 (bez października) i 6 (z październikiem) powtórzeń (wyników) biomasy glonów w wodzie jezior.

Przeprowadzono też próbę oceny błędnej klasyfikacji stanu ekologicznego jezior w grupach abiotycznych w trzech scenariuszach uwzględniających inną częstotliwość poborów. W analizie wykorzystano dane z tych jezior/stanowisk, na których prowadzono więcej niż 3 badania w roku. Założono trzy scenariusze oceny: Sc-1 – analizowano jeziora badane czterokrotnie w roku, Sc-2 – analizowano jeziora badane pięciokrotnie w roku, Sc-3 – analizowano jeziora badane sześciokrotnie.

We wszystkich scenariuszach próby integrowano według jednego schematu:

- a – wiosna (marzec lub kwiecień) + 2 badania latem (czerwiec, sierpień),
- b – schemat „a” + kolejny miesiąc lata (lipiec lub sierpień),
- c – schemat „b” + wrzesień,
- d – schemat „c” + kolejny miesiąc wiosny (kwiecień lub/i maj)
- e – schemat „d” + październik

Jeziora typu 2a 5a

Liczba analizowanych jezior w poszczególnych scenariuszach wynosiła kolejno 11, 9 i 5. Sc-1 obejmował także 4 przypadki badań bez października. Najbardziej ostrym kryterium oceny w tej grupie jezior był chlorofil i biomasa glonów, najłagodniejszym – biomasa sinic (rys. 16A). W konsekwencji ostateczna ocena (PMPL) była łagodniejsza niżby to wynikało z chlorofilu i biomasy. Sc-2 pozwolił uzyskać bardzo podobne wyniki, natomiast Sc-3 zaskakująco wskazywał na biomasę jako najostrzejsze kryterium oceny. Niepewność klasyfikacji (zmiana oceny w czasie integracji kolejnych wyników w obrębie poszczególnych metryksów) we wszystkich scenariuszach nie przekraczała 20% i jak to zresztą udokumentowano już w literaturze zmiana oceny w czasie uwzględniania (sumowania) kolejnych wyników badań najczęściej dokonywała się w przypadkach, gdy ocena wahała się w pobliżu wartości granicznych (Moe, Solheim 2011, Hutorowicz i in. 2011). Nie oznacza to jednak, że prezentowane na wykresie 16B wartości w pełni wyczerpują niepewność oceny stanu ekologicznego. W analizie pominięto bowiem wpływ błędów grubych, tzn. raportowane w danych monitoringowych bardzo małych wartości biomasy i dużych wartości chlorofilu lub odwrotnie. To zróżnicowanie jest szczególnie widoczne na wykresie 17A, w Sc-2.

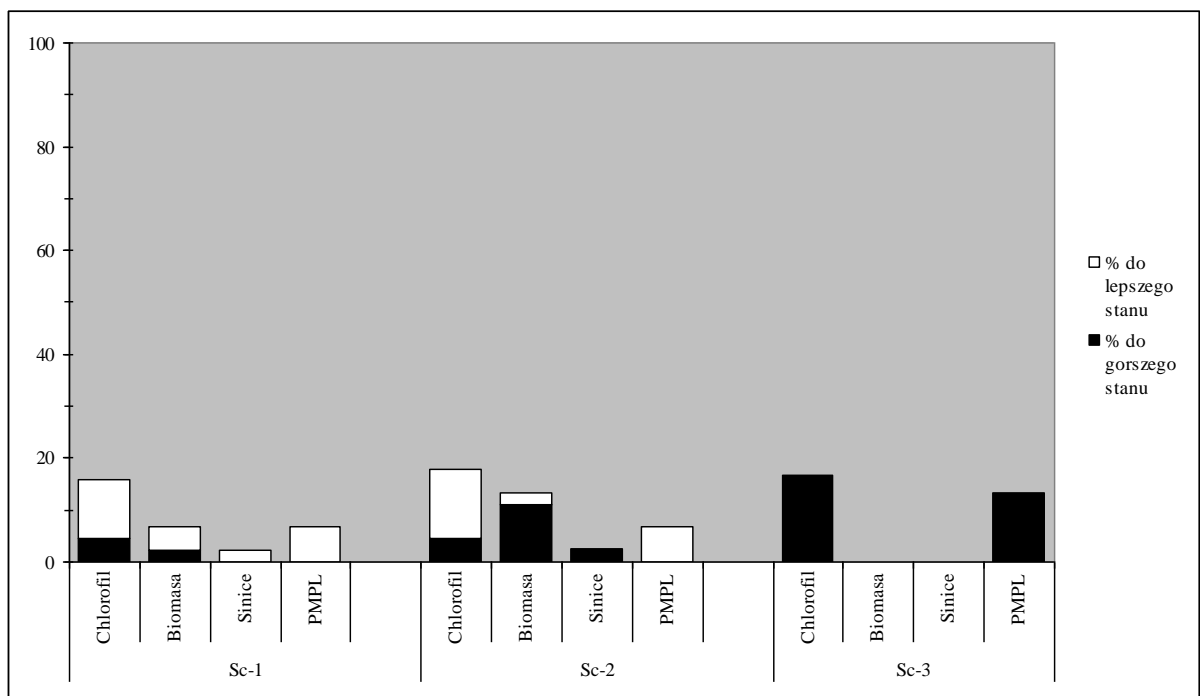
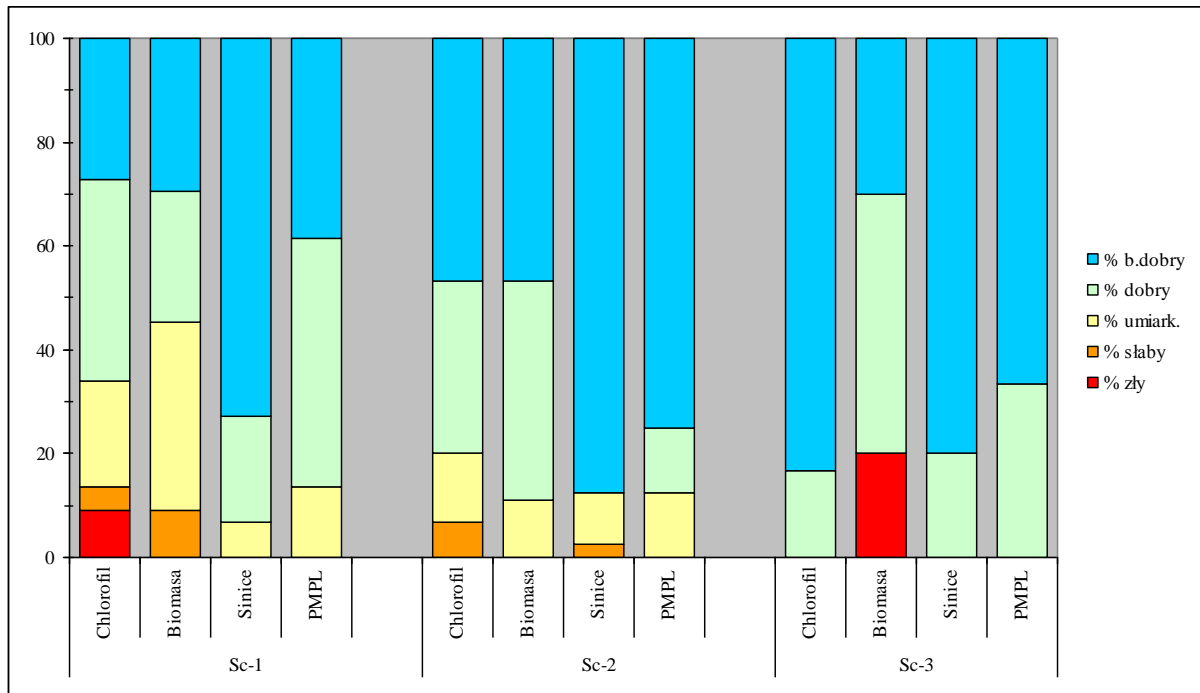
Jeziora typu 3a 6a

Liczba analizowanych jezior w poszczególnych scenariuszach wynosiła kolejno 7, 5 i 4. Sc-1 obejmował także 1 przypadek badań bez października. Podobnie jak w grupie jezior 2a i 5a najbardziej ostrym kryterium oceny w tej grupie jezior był chlorofil, łagodniejszym – biomasa glonów, a najłagodniejszym – biomasa sinic (rys. 17A). Niepewność klasyfikacji (zmiana oceny w czasie integracji kolejnych wyników w obrębie poszczególnych metryksów) niekiedy przekraczała 20% (rys. 17B). Z reguły w czasie uwzględniania kolejnych wyników wartość końcowa PMPL była mniejsza niż wyliczona na podstawie zaledwie 3 powtórzeń (wyników).

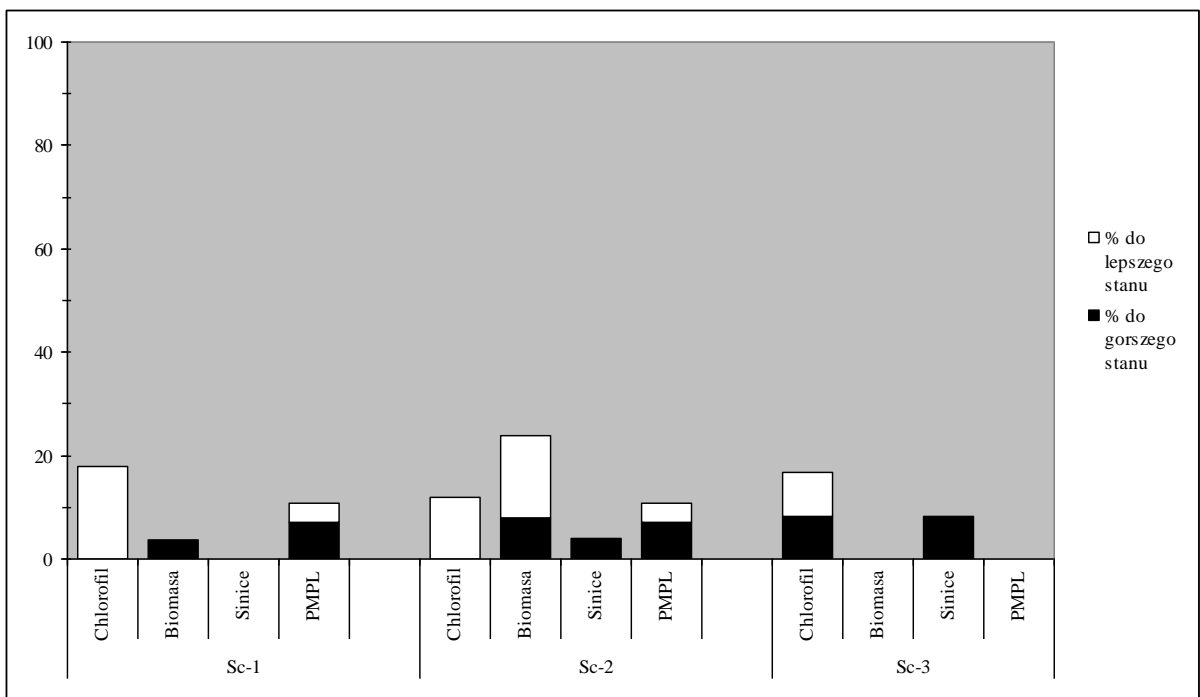
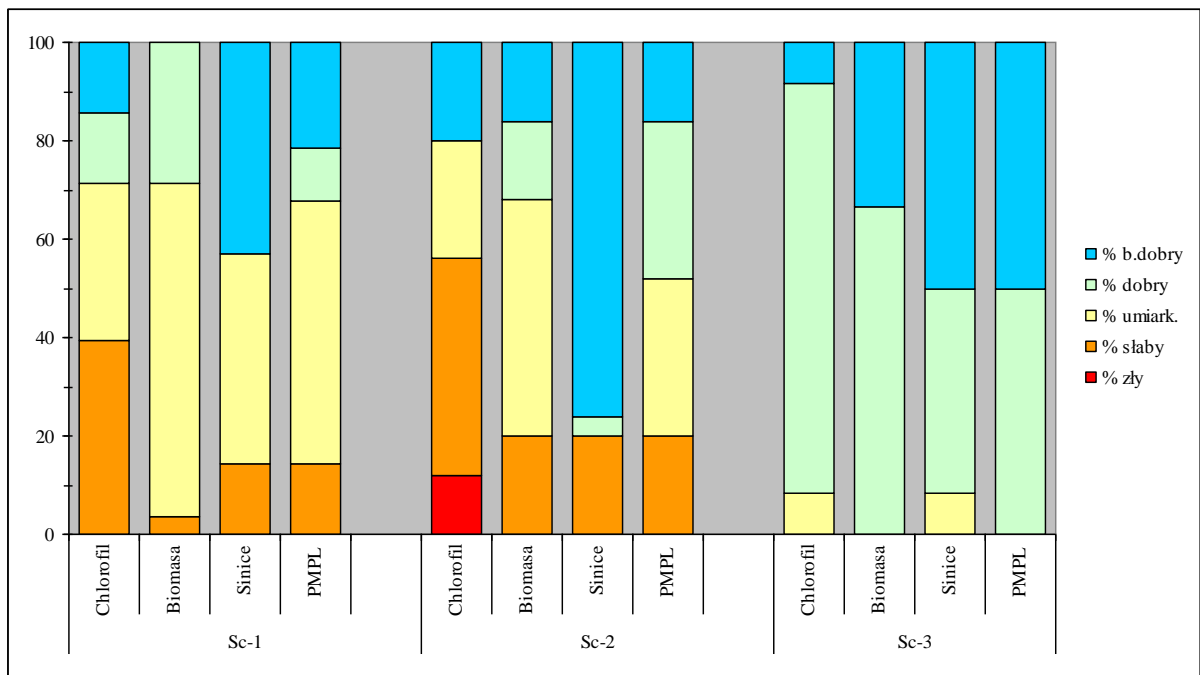
Jeziora typu 3b 6b

Liczba analizowanych jezior w poszczególnych scenariuszach wynosiła kolejno 12, 5 i 4. Sc-1 obejmował także 4 przypadki badań bez października. W przeciwieństwie do poprzednio analizowanych grup jezior, poprawiony metryks Y_{Cyan} w Sc-1 okazał się być najbardziej surowym kryterium oceny stanu ekologicznego jezior. W Sc-1 ostrym kryterium był także metryks chlorofilowy, natomiast w Sc-2 i Sc-3 najbardziej surowo zostały ocenione jeziora na podstawie biomasy glonów (rys. 18A). Złagodzenie wpływu metryksu sinicowego na wartość końcową PMPL spowodowało, że ocena końcowa była najbardziej zbliżona do wskazań metryksów ilościowych. Niepewność klasyfikacji (zmiana oceny w czasie integracji kolejnych wyników w obrębie poszczególnych metryksów) niekiedy przekraczała 20% (rys. 17B) – szczególnie dla metryksu Y_{Bm} w Sc-2. Wartości tego metryksu we wszystkich 4 przypadkach

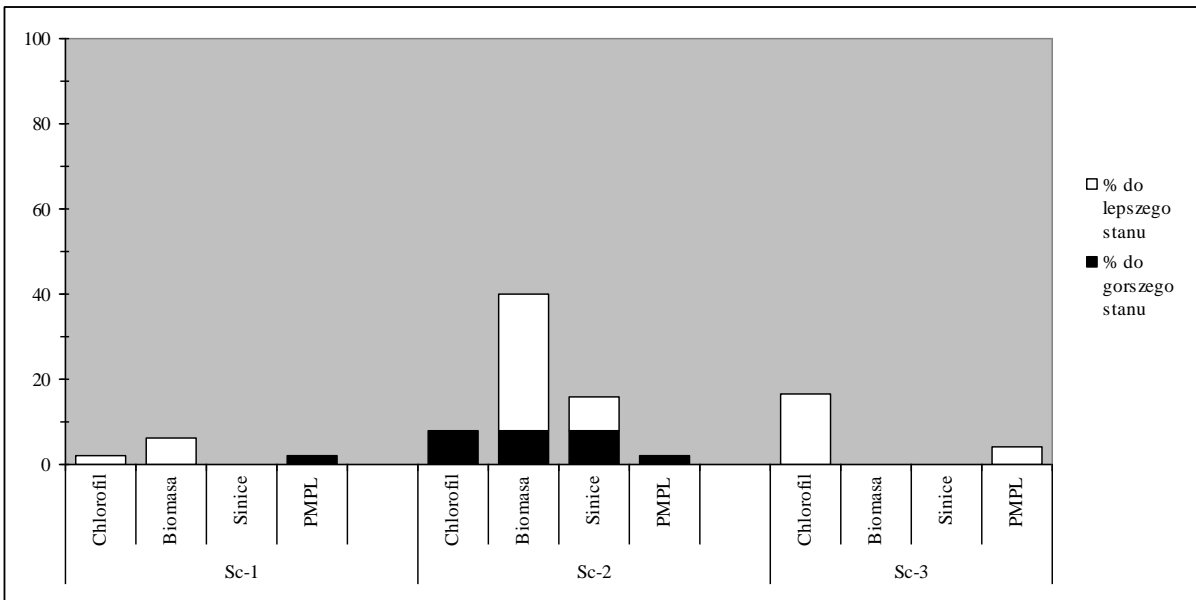
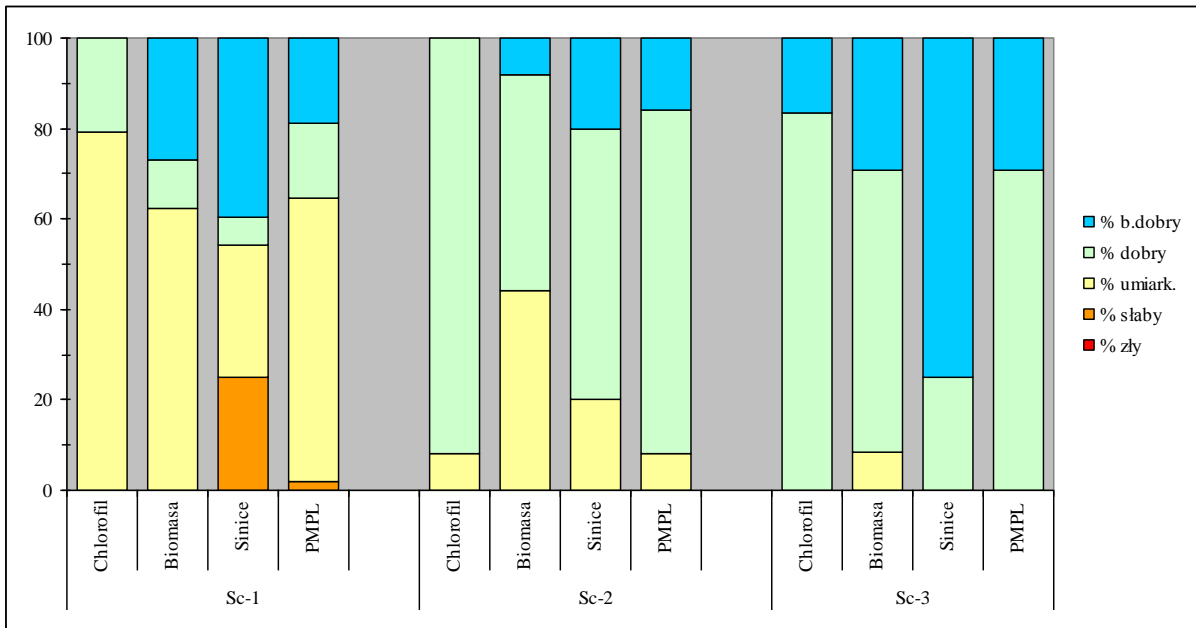
oscylowały wokół granicy D/U oraz BD/D, zmieniając się w trzech przykładach w kierunku lepszego stanu, a w jednym odwrotnie.



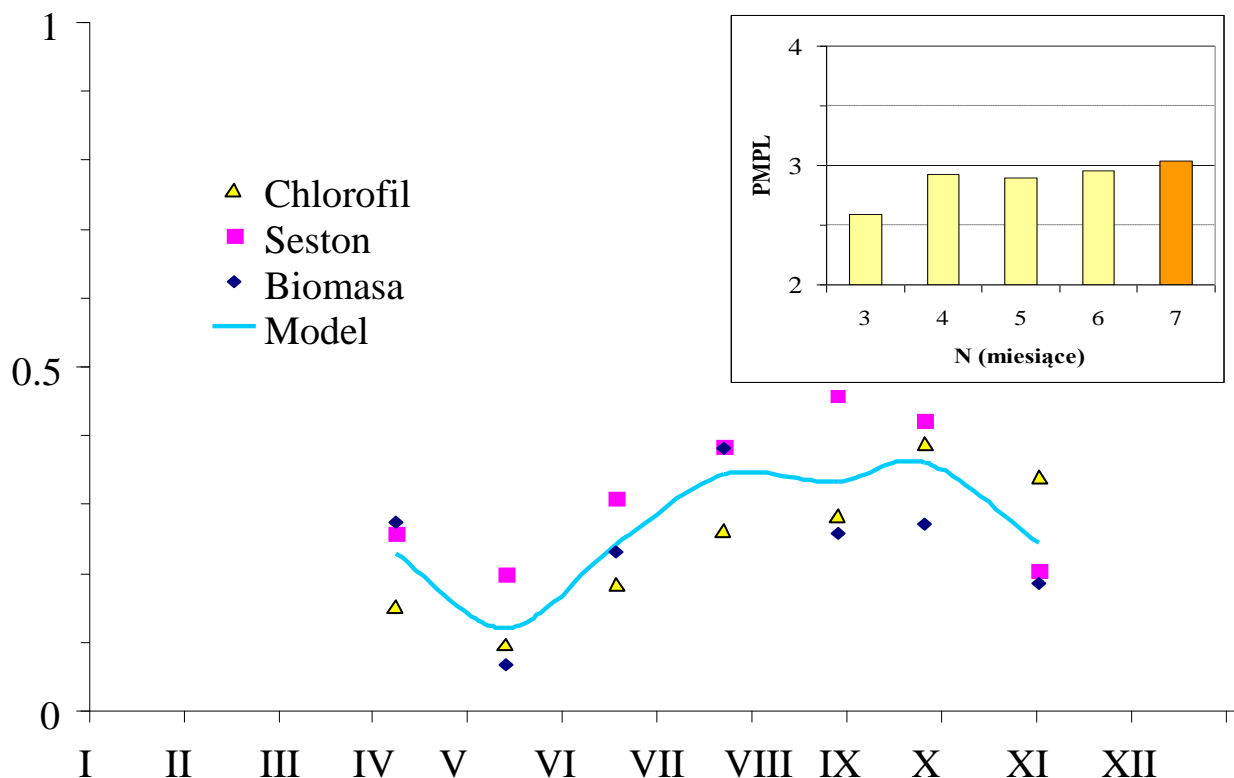
Rys. 16. Udział procentowy klas stanu ekologicznego ocenianych różnymi elementami multimetriksu PMPL (A) oraz % liczby przypadków zmiany oceny w czasie integracji wyników z kolejnych terminów badań (B) w grupie jezior 2a i 5a.



Rys. 17. Udział procentowy klas stanu ekologicznego ocenianych różnymi elementami multimetriksu PMPL (A) oraz % liczby przypadków zmiany oceny w czasie integracji wyników z kolejnych terminów badań (B) w grupie jezior 3a i 6a.



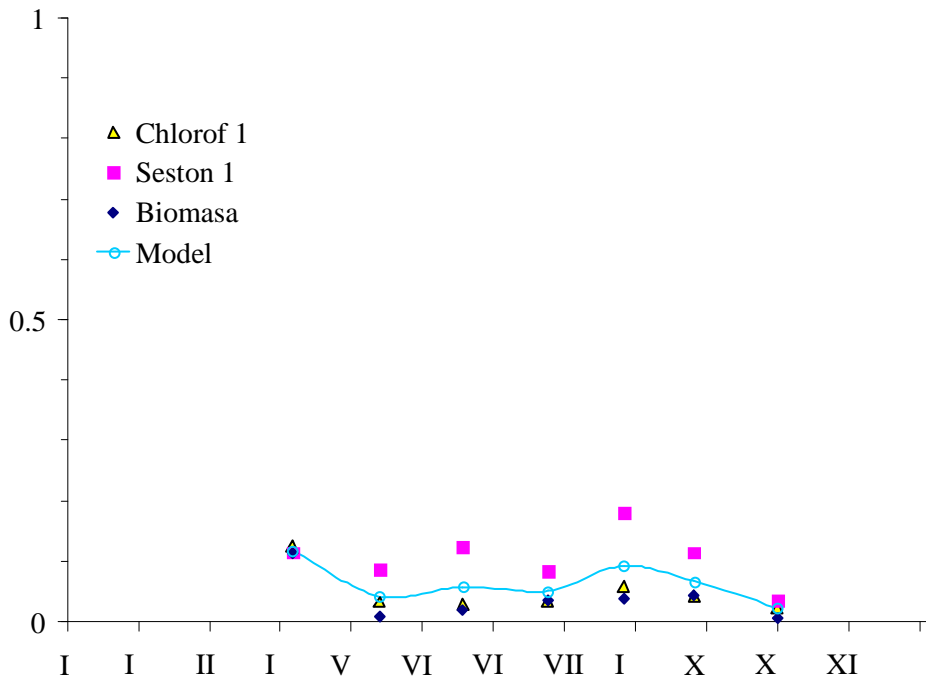
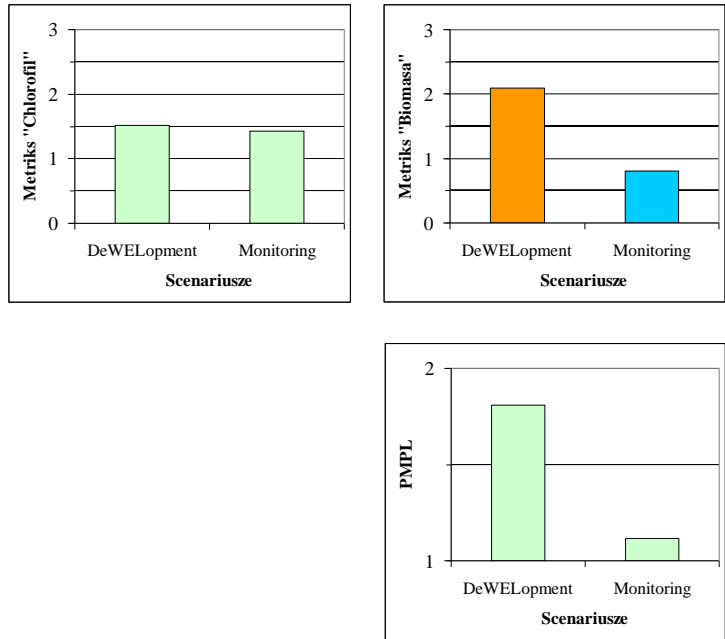
Rys. 18. Udział procentowy klas stanu ekologicznego ocenianych różnymi elementami multimetriksu PMPL (A) oraz % liczby przypadków zmiany oceny w czasie integracji wyników z kolejnych terminów badań (B) w grupie jezior 3b i 6b.



Rys. 19. Zmienność sezonowa biomasy glonów planktonowych, chlorofilu *a*, sestonu i model zmian sezonowych obfitości fitoplanktonu (linia niebieska) w jeziorze Zarybinek w 2009 roku oraz wpływ na wartość PMPL liczby prób wziętych do integracji (N). Dane według Hutorowicz i in. (2011).

Znaczenie liczby danych użytych przy wyliczaniu wartości metryksów składowych i multimetriksu PMPL obrazuje rys. 19, na przykładzie wyników uzyskanych w ramach polsko-norweskiego projektu „deWELopment” realizowanego dzięki wsparciu Norweskiego Mechanizmu Finansowego (nr PNRF-220-A1-1/07) z jeziora Zarybinek w 2009 roku (Hutorowicz i in. 2011). Od kwietnia do listopada obserwowano w tym zbiorniku dwa szczyty biomasy glonów, dwa szczyty koncentracji chlorofilu (przesunięte w czasie) oraz dwa szczyty frakcji organicznej w suchej masie sestonu. Wybranie z puli wyników trzech przypadków (miesiące) mogło skutkować oceną znacząco zaniżoną w porównaniu z oceną dokonaną na podstawie wszystkich uzyskanych wyników.

Wpływ terminów badań, ale także „czynnika ludzkiego” obrazuje wykres prezentowany na rys. 20. Przedstawia on dynamikę fitoplanktonu w Jeziorze Kiełpińskim, o biomasy znacznie mniejszej niż w jeziorze Zarybinek (na osi dane przedstawiono w porównywalnych jednostkach względnych). W Jeziorze Kiełpińskim również notowano dwa szczyty biomasy glonów. Ocena dokonana na podstawie trzech możliwie podobnych terminów poboru prób okazała się zaskakująco podobna w przypadku chlorofilu i znacząco różna w przypadku biomasy glonów, choć różnice te nie były tak duże, aby znacząco zmienić końcowy wynik oceny (wartość PMPL w obu przypadkach zawierała się w przedziale 1-2).



Rys. 20. Zmienność sezonowa biomasy glonów planktonowych, chlorofilu *a*, sestonu i model zmian sezonowych obfitości fitoplanktonu (linia niebieska) w Jeziorze Kiełpińskim w 2009 roku (dane według Hutorowicz i in., 2011) oraz porównanie oceny stanu ekologicznego dokonanej na podstawie tych danych i danych z państwowego monitoringu z 2009 roku.

Podsumowując, przeprowadzone analizy niezbyt jednoznacznie wskazują na potrzebę włączenia do planu kampanii terenowej badań jesiennych. W przypadku ograniczenia się do pobierania minimum liczby prób w roku, można zakładać, że uzupełnienie wyników o kolejną jesienną próbę nie musi znacząco wpływać na procent liczby jezior zaliczanych do

poszczególnych klas stanu ekologicznego. Nie oznacza to jednak prawdopodobnie, że ocena dokonana na podstawie jedynie 3 pomiarów powinna być wystarczająca do podjęcia decyzji o zaklasyfikowaniu jeziora do działań naprawczych, w przypadku gdy będzie ono zaliczone do klasy gorszej niż DOBRY. Wskazuje na to analiza przeprowadzona na zbiorze danych o częstszym poborze prób niż 4. Zarekomendowanie takiego sposobu zbierania danych może mieć znaczenie szczególnie w grupie jezior o stosunkowo małej puli zasobów pokarmowych. Według Oleksowicz (1988) w jeziorach o ubogiej puli zasobów biomasa fitoplanktonu jest raczej mała. W ciągu roku obserwuje się zazwyczaj jeden szczyt biomasy, wiosną tuż po zejściu lodu. Biomase budują wtedy głównie okrzemki. W jeziorach o średniej puli zasobów biomasa glonów jest z reguły większa niż w jeziorach ubogich. W roku formują się dwa szczyty biomasy – wiosną i jesienią, a związane są ze wzbogacaniem wód pelagialu w związki biogenne na skutek wymieszania się wody w jeziorze. W jeziorach o bogatej puli zasobów biomasa glonów jest znacznie większa niż w poprzedniej grupie zbiorników. Również i w tej grupie jezior obserwuje się dwa szczyty biomasy w roku. Pierwszy wiosenny wywołują okrzemki, natomiast drugi letni – sinice okrzemki, bruzdnice lub kokalne zielenice. W jeziorach o bogatej puli zasobów, na skutek dużego ładunku związków biogennych ze zlewni, bardzo duża biomasa utrzymuje się prawie przez cały okres wegetacyjny, z jednym szczytem w lecie.

W jeziorach o dużej dynamice zmian biomasy glonów w sezonie wegetacyjnym, z wyraźnymi dwoma szczytami, terminów poboru prób mogą przypadkowo zbiegnąć się z okresem silnego rozwoju glonów w toni wodnej jeziora. Jeśli więc schemat badań przewiduje jedynie trzy pobory prób w roku (1 wiosną i 2 latem) istnieje możliwość uzyskania zawyżonych wyników zawartości chlorofilu i biomasy glonów w jeziorze.

Uwzględnienie prób jesiennych (październik) może zmienić wynik i to jak dowodzą przeprowadzone analizy nie zawsze musi oznaczać jedynie zmniejszenie wartości metryksów (mniej surowa ocena). Jak dowodzą wykresy na rys. 17-19 uwzględnienie prób jesiennych lub zwiększenie liczby terminów badań może zmienić wartość oceny w obu kierunkach. Z pewnością natomiast zwiększanie liczby terminów badań terenowych przyczynia się do zmniejszenia niepewności oznaczeń. W analizowanych wyżej scenariuszach tylko w 2 przypadkach na 62 zmiana oceny nastąpiła po uwzględnieniu ostatnich danych (z października). Można więc stwierdzić, że liczba pomiarów jest źródłem błędów, analogicznie jak błąd popełniany podczas oznaczania chlorofilu lub szacowania biomasy glonów.

Ze względu na olbrzymie znaczenie właściwego zaliczenia jezior do klas na granicy D/U oraz BD/D rekomenduje się:

- Uwzględnienie w planie badań terenowych co najmniej 4 terminów, w tym jeden wiosną (po zejściu lodu), 2 latem i jeden jesienią (październik).
- Obliczanie metryksu sinicowego Y_{Cyan} dla jezior niestratyfikowanych na podstawie prób pobieranych w terminach od 4 czerwca do 30 września (przynajmniej dwa pobory prób).
- Ustalanie stanu ekologicznego jezior jedynie na podstawie badań prowadzonych w okresie co najmniej dwóch, oraz trzech lat gdy wartości co najmniej dwóch metryksów były zbliżone do wartości granicznych D/U.
- Ze względu na możliwość przeszacowania górnych wartości granicznych klas stanu ekologicznego jezior stratyfikowanych ocenianych na podstawie biomasy (analogicznie jak w

przypadku jezior niestratyfikowanych) dokonanie weryfikacji tych wartości. Weryfikacja granic klas (BD/D, D/U) jezior stratyfikowanych będzie możliwa po rozszerzeniu bazy danych fitoplanktonowych (do obliczeń statystycznych konieczna jest większa liczba jezior znajdujących się w stanie bardzo dobrym i dobrym).

Literatura:

- Hutorowicz A. 1992. Phytoplankton of Lake Żarnowieckie against the background of changes in habitat conditions brought about by the action of the pumped-storage power station. 2. Dynamics of phytoplankton. *Acta hydrobiol.* 34 (4): 389-400.
- Hutorowicz A. 2006. *Vallisneria spiralis* L. (Hydrocharitaceae) in Lakes in the Vicinity of Konin (Kujawy Lakeland). *Biodiv. Res. Conserv.* 1-2: 154-158.
- Hutorowicz A., Napiórkowska-Krzebietke A., Pasztaleniec A., Hutoriowcz J., Solheim A. L., Skjerlbred B. 2011. Fitoplankton. [w:] H. Soszka (red.) Ocena stanu ekologicznego wód rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu. Wydawnictwo IRS, Olsztyn, ss. 143-168.
- Hutorowicz H., Grabowska K., Nowicka A. 1996. Charakterystyka warunków klimatycznych Pojezierza Mazurskiego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 431: 21-29.
- Kawecka B., Eloranta P. V. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych.* Państwowe Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 252.
- Komar Z. 1993. *Sztuka spekulacji.* Wydawnictwo PRET, Warszawa, ss. 213.
- Napiórkowska-Krzebietke A., Hutorowicz A. Long-term changes of phytoplankton in Lake Niegocin, in the Masurian Lake Region, Poland. *Ocean. Hydrobiol. Studies* 35 (3): 209-226.
- Moe J., Solheim A. L. 2011. Zintegrowana ocena stanu ekologicznego i szacowanie ryzyka błędnej klasyfikacji. [w:] H. Soszka (red.) Ocena stanu ekologicznego wód rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu. Wydawnictwo IRS, Olsztyn, ss. 267-290.
- Oleksowicz A. S. 1988. Dynamika zbiorowisk glonów w troficznie zróżnicowanych jeziorach Pojezierza Kaszubskiego. *Rozprawy UMK*, Toruń, ss. 84.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Lauridsen, T., 2000. Lake restoration in Denmark. *Lakes Reservoirs Res. Management.* 5, 151-159.