

**Instytut Ochrony Środowiska
Akademia Rolnicza im. A Cieszkowskiego w Poznaniu
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski**

**Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu
biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów
i pilotowe ich zastosowanie dla części wód
reprezentujących wybrane kategorie i typy**

Etap II

**Opracowanie metodyki badań terenowych makrofitów na potrzeby
rutynowego monitoringu wód oraz metoda oceny i klasyfikacji stanu
ekologicznego wód na podstawie makrofitów**

Tom II - JEZIORA

**Praca wykonana na zamówienie Ministra Środowiska i finansowana ze środków
Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
Umowa nr 690/05/Wn50/NE-GW-Tx/D, z dnia 27. 10. 2005**

**Warszawa – Poznań – Olsztyn
Listopad 2006**

WYKONANO NA ZAMÓWIENIE
MINISTRA ŚRODOWISKA



SFINANSOWANO ZE ŚRODKÓW
NARODOWEGO FUNDUSZU
OCHRONY ŚRODOWISKA
I GOSPODARKI WODNEJ

Praca wykonana w ramach Konsorcjum: Instytut Ochrony Środowiska – Akademia Rolnicza w Poznaniu – Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, zawiązanego na mocy umowy z dn. 08. 09. 2005 roku.

Część pracy dotycząca jezior wykonana przez zespół z Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie oraz zespół z Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie w składzie:

dr Hanna Ciecierska

mgr Agnieszka Kolada

dr Hanna Soszka

mgr Małgorzata Gołub

SPIS TREŚCI

1. Wstęp	1
2. Dostępność danych o makrofitach w jeziorach polskich	3
2.1. Zestawienie baz danych, dostępnych do końca 2005 roku oraz analiza braków	3
2.2. Badania uzupełniające, przeprowadzone w 2006 roku	5
3. Ustalenie warunków referencyjnych na podstawie makrofitów dla jezior polskich	8
3.1. Wybór stanowisk referencyjnych	8
3.2. Weryfikacja abiotycznych typów jezior w Polsce na podstawie makrofitów	9
3.3. Charakterystyka typów jezior oraz warunków referencyjnych, ustalonych na podstawie makrofitów	15
3.3.1. Jeziora o wodach miękkich (typ 1a i 1b)	15
3.3.2. Jeziora o wodach twardych (typy 2a, 2b, 3a, 3b, 4, 5a, 5b, 6a i 6b)	17
3.3.3. Jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (typ 7a i 7b)	22
4. Metoda oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego jezior polskich na podstawie makrofitów – ESMI	24
4.1. Ocena stanu ekologicznego na podstawie makrofitów	24
4.2. Testowanie wskaźników makrofitowych	24
4.2.1. Skład taksonomiczny	24
4.2.2. Obfitość	26
4.2.3. Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego (ESMI) – multimetriks	28
4.3. Dalsze modyfikacje ESMI	30
4.4. Klasyfikacja stanu ekologicznego na podstawie makrofitów – ustalenie granic klas	31
5. Metodyka badań makrofitów w terenie	33
5.1. Adaptacja metody do potrzeb rutynowego monitoringu jezior	33
5.2. Liczba i rozmieszczenie transektów	34
5.3. Sposób przeprowadzenia badań roślinności na transektach	36
5.4. Opracowanie danych	38
6. Pilotowe zastosowanie metody ESMI na jeziorach polskich - wyniki testowania	40
6.1. Wiarygodność metod badania makrofitów w terenie	40
6.2. Wdrażanie metody do rutynowego monitoringu jezior	44
7. Wnioski	45
8. Piśmiennictwo	47
Załączniki 1-5	

1. Wstęp

Roślinność wodna i szuwarowa to grupa organizmów, które tworzą w jeziorach przybrzeżną strefę zwaną fitolitoralem. Wielu badaczy podkreśla istotne znaczenie litoralu, jako strefy troficznej (zasiedlające je rośliny dostarczają tlenu do głębszych partii wody), miejsca bytowania wielu innych organizmów wodnych (mikrosiedliska dla bezkręgowców peryfitonowych, fitobentosu oraz ryb), strefy intensywnego obiegu materii, jej funkcji barierowej dla spływającej ze zlewni materii allochtonicznej (naturalna rola filtracyjna) oraz wielu innych (PIECZYŃSKA 1988, 1993). Zatem stan zachowania roślinności wodnej i związana z tym prawidłowość przebiegu procesów w strefie fitolitoralu mają zasadnicze znaczenie dla prawidłowego funkcjonowania całego ekosystemu jeziornego.

Ocena jakości struktury i funkcjonowania ekosystemu wodnego, przez porównanie stanu istniejącego ze stanem oczekiwanym w warunkach niezakłóconych (referencyjnych), jest wymogiem stawianym monitoringowym systemom oceny i klasyfikacji wód przez Dyrektywę Europejską 2000/60/WE (EU, 2000), zwaną Ramową Dyrektywą Wodną. Stan ekologiczny ekosystemu oceniany jest na podstawie kondycji zasiedlających go zespołów organizmów żywych, tzw. elementów biologicznych, w tym makrofitów. Ponieważ makrofity stanowią jeden z podstawowych elementów oceny stanu ekologicznego, muszą być one uwzględnione w narodowych systemach oceny i klasyfikacji wód.

W większości krajów europejskich, także w Polsce, rutynowy monitoring tego elementu nie był dotychczas prowadzony lub prowadzony był w bardzo ograniczonym zakresie. Wejście w życie zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej postawiło wszystkie kraje Wspólnoty Europejskiej przed koniecznością dostosowania istniejących, bądź opracowania zupełnie nowych metodyk monitoringowych do oceny wód na podstawie elementów biologicznych.

Celem pracy było opracowanie podstaw metodycznych do monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów, zgodnego z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej. W raporcie z pierwszego etapu pracy (KOLADA I IN. 2005A), przekazanym zleceniodawcy w listopadzie 2005, przedstawiono szereg metod badania makrofitów, stosowanych dotychczas przede wszystkim w pracach naukowych i projektach badawczych, zarysowano główne kierunki działań w różnych krajach, zmierzające do adaptacji lub opracowania nowych metod monitoringu wód na podstawie roślinności wodnej, a także przeanalizowano różne aspekty praktyczne istniejących metod badania makrofitów w celu oceny ich przydatności i możliwości adaptacji do monitoringu wód w Polsce.

W niniejszym raporcie przedstawiono propozycję opracowanej na potrzeby rutynowego monitoringu wód metody oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego jezior na

podstawie makrofitów. Podstawą zaproponowanej metody była oryginalna polska metoda, opracowana w latach 80-tych przez prof. Rejewskiego z Uniwersytetu M. Kopernika w Poznaniu (REJEWSKI 1981), która została zmodyfikowana i dostosowana do wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej, jak również do możliwości polskich służb terenowych. Przydatność tej metody w monitoringu jezior oraz wiarygodność dokonywanej na jej podstawie oceny stanu ekologicznego potwierdziły wyniki badań pilotowych, przeprowadzonych w ramach projektu na wybranych jeziorach w Polsce.

2. Dostępność danych o makrofitach w jeziorach polskich

2.1. Zestawienie baz danych, dostępnych do końca 2005 roku oraz analiza braków

Prace nad opracowaniem metody oceny i klasyfikacji jezior polskich na podstawie makrofitów rozpoczęto od zgromadzenia i zestawienia istniejących danych o makrofitach z jezior polskich. Podstawą prac była baza danych, gromadzonych od połowy lat 80-tych na Uniwersytecie Warmińsko-Mazurskim (UWM), pochodzących głównie z badań własnych dr H. Ciecierskiej (CIECIERSKA 2006, niepubl.). Baza ta zawiera wysokiej jakości dane o makrofitach z ponad 100 jezior, głównie obszaru Pojezierza Mazurskiego, Litewskiego i Łęczyńsko-Włodawskiego, zbieranych jednolitą, bardzo dokładną metodą mapowania roślinności całego fitolitoralu jeziora. Dokładny opis metody został zawarty w raporcie z pierwszego etapu prac (KOLADA I IN. 2005A). Dodatkowo, baza została uzupełniona o dane literaturowe dla 46 jezior, z których dane pozyskiwane były taką samą lub zbliżoną metodą mapowania roślinności (POLAKOWSKI I IN. 1973; REJEWSKI 1981; SAMOSIEJ 1987; ENDLER I IN. 1989A, 1989B; KRÓLIKOWSKA 1997; SUGIER, CZARNECKA 1998; CZARNECKA, SUGIER 1998; GRZYBOWSKI I IN. 2000; SUGIER, LORENC 2000; DZIEDZIC 2002). Ostatecznie, pod koniec 2005 roku, w momencie planowania prac terenowych w ramach realizacji projektu, w bazie zostały zgromadzone dane o makrofitach ze 156 jezior polskich większych od 1 ha, w tym **78 większych od 50 ha**. W bazie uwzględniono jedynie jednolite części wód, bez wydzielania osobnych plos, zatok czy części jezior, nawet jeżeli dane takie były dostępne.

Uważa się, że w przypadku elementu biologicznego, jakim są makrofity, granica wielkości 50 ha nie ma uzasadnienia ekologicznego. Układy roślinne są bardzo zróżnicowane w jeziorach bardzo małych (<10-20 ha) oraz bardzo dużych, natomiast w zakresie od kilkudziesięciu do kilkuset hektarów nie różnią się znacząco. Z tego względu, w celu zwiększenia puli danych, a tym samym wiarygodności analiz statystycznych, do bazy dołączono także dane z jezior o powierzchni poniżej 50 ha, ale nie mniejsze niż 20 ha (dodatkowych 37 jezior). Zwiększyło to liczbę przebadanych pod kątem makrofitów jednolitych części wód do 115.

Niektóre z tych jezior były badane kilkakrotnie w ciągu ostatnich 20 lat (dwukrotnie jeziora Kuc, Jegocin, Probarskie, Mokre, Kortowskie, Długie Olsztyńskie, Mojtyny, Jeziorak Mały, Kleszczów, Łukie i Miejskie Łęczyńskie, trzykrotnie Łękuk Wielki i Łuknajno, czterokrotnie Majcz Wielki, a jezioro Kołowin nawet sześciokrotnie). Ponieważ badania nawet tego samego jeziora w różnych latach obrazują stan roślinności przy danym stanie parametrów środowiskowych, dane takie mogą stanowić odrębny rekord sam w sobie. Dlatego też, wszystkie powtórzenia zostały uwzględnione w bazie jako osobne rekordy, co zwiększyło pulę danych do **138 rekordów ze 115 jezior > 20ha** (tab. 1). Dane wieloletnie z jednego jeziora dodatkowo umożliwiają obserwację trendów zmian roślinności, i to zarówno degradacji, jak i regeneracji.

Jeziora o powierzchni mniejszej niż 50 ha zostały przypisane do odpowiednich typów abiotycznych na podstawie takich samych kryteriów, jak w typologii jezior >50 ha (KOLADA I

IN. 2005B). Analiza rozkładu przebadanych jezior, zarówno w typach abiotycznych, jak i na terenie Polski wykazała, że baza jest zdominowana przez dane pochodzące ze wschodnich rejonów kraju - województwa warmińsko-mazurskiego oraz suwalskiego (rys. 1). Jeziora te stanowiły ponad połowę całej puli jezior w bazie danych. Stan taki wynika z charakterystyki projektów badawczych prowadzonych na UWM. Zdecydowanie słabiej reprezentowane były jeziora zachodniej części Polski, położone na Nizinie Środkowopolskiej, jak również jeziora o wodach miękkich, tzw. jeziora lobeliowe. Nierównomierność rozkładu została uwzględniona przy wyborze jezior do badań w drugim etapie pracy.

Tab. 1. Liczba jezior, przebadanych pod kątem makrofity, w podziale na typy abiotyczne (stan bazy na koniec 2005 r.)

Rok 2005 1.)

Typ abiot.	Ca <25m g/l		Ca >25 mg/l											Razem
	Niz Środkowopolski							Niziny Wschodniobałtycko- Białoruskie						
	1a	1b	2a	2b	3a	3b	4	5a	5b	6a	6b	7a	7b	
	Liczba jezior >20 ha	2 (2) ^{*)}	-	10 (10) ^{*)}	4 (5) ^{*)}	8 (8) ^{*)}	21 (21) ^{*)}	-	20 (26) ^{*)}	2 (2) ^{*)}	18 (23) ^{*)}	20 (28) ^{*)}	3 (3) ^{*)}	

^{*)} w nawiasach liczba rekordów po uwzględnieniu powtórzeń

Dla wszystkich jezior (rekordów) zgromadzonych w bazie danych, przeprowadzono również wstępną klasyfikację ekologiczną (tzw. preklasyfikację) na podstawie makrofity, według metody makrofityindykacji – MFI (REJEWSKI 1981, CIECIERSKA 2002, 2004A, 2004B, 2004C, 2005). Metoda ta, szczegółowo przedstawiona w raporcie z pierwszego etapu prac (KOLADA I IN. 2005A), na dalszych etapach realizacji projektu była podstawą opracowania monitoringowej metody oceny i klasyfikacji jezior (opis w następnych rozdziałach). Analiza rozłożenia jezior w stanach ekologicznych na podstawie preklasyfikacji wykazała, że w bazie dominowały jeziora w bardzo dobrym i dobrym stanie ekologicznym, natomiast stosunkowo nielicznie reprezentowane były jeziora w stanach słabym i złym (tab. 2). Podobnie, jak w przypadku rozmieszczenia przestrzennego przebadanych jezior, tak i tutaj sytuacja taka wynikała z charakterystyki projektów badawczych prowadzonych na UWM (badania skierowane na jeziora cenne przyrodniczo, z dobrze zachowanymi układami roślinnymi). Wiadomo, że największe zróżnicowanie roślinności jezior (podobnie jak i innych elementów biologicznych) obserwowane jest w stanach bardzo dobrym i dobrym (co pozwala wyróżnić typy biocenotyczne), natomiast wraz z pogarszaniem się jakości ekosystemu układy roślinne unifikują się, ujednolicają i w stanach słabym i złym są takie same niezależnie od typu

(CIECIERSKA 2006, niepubl.). Z tego względu przy tworzeniu systemów klasyfikacji opartych na elementach biologicznych należy duży nacisk położyć na stanowiska w stanie referencyjnym i dobrym, a stany gorsze mogą być reprezentowane przez zdecydowanie mniejszą liczbę stanowisk.

Tab. 2. Liczba jezior (rekordów) w poszczególnych klasach stanu ekologicznego wg preklasyfikacji na podstawie makrofity (stan bazy na koniec 2005 r.)

	Stan ekologiczny według preklasyfikacji na podstawie makrofity					Razem
	Bardzo dobry	Dobry	Umiarkowany	Słaby	Zły	
Liczba jezior (rekordów) >20 ha	50 (36 %)	51 (37 %)	21 (15 %)	9 (7 %)	7 (5 %)	138

Analiza braków oraz stwierdzona nierównomierność rozkładu, tak przestrzennego, jak i jakościowego dostępnych danych była podstawą wyboru jezior do badań uzupełniających, przeprowadzonych w sezonie 2006. Do badań wybrane zostały jeziora:

- należące do najslabiej reprezentowanych w bazie typów, a więc głównie jeziora z zachodniej części Polski, położone na Niżu Środkowopolskim;
- obejmujące pełne spektrum stanu ekologicznego (jeziora w stanie bardzo dobrym i dobrym w celu uwiarygodnienia typologii botanicznej oraz ustalenia warunków referencyjnych, a jeziora zagrożone i zdegradowane w celu uzupełnienia stanów najslabiej reprezentowanych w bazie);
- generalnie większe niż 50 ha, jednak w badaniach uwzględniano także kilka jezior nieco mniejszych, jeżeli były one położone na obszarach objętych badaniem;
- posiadające stosunkowo aktualne dane o jakości wód, czyli badane w ostatnich latach w ramach monitoringu regionalnego/reperowego.

2.2. Badania uzupełniające, przeprowadzone w 2006 roku

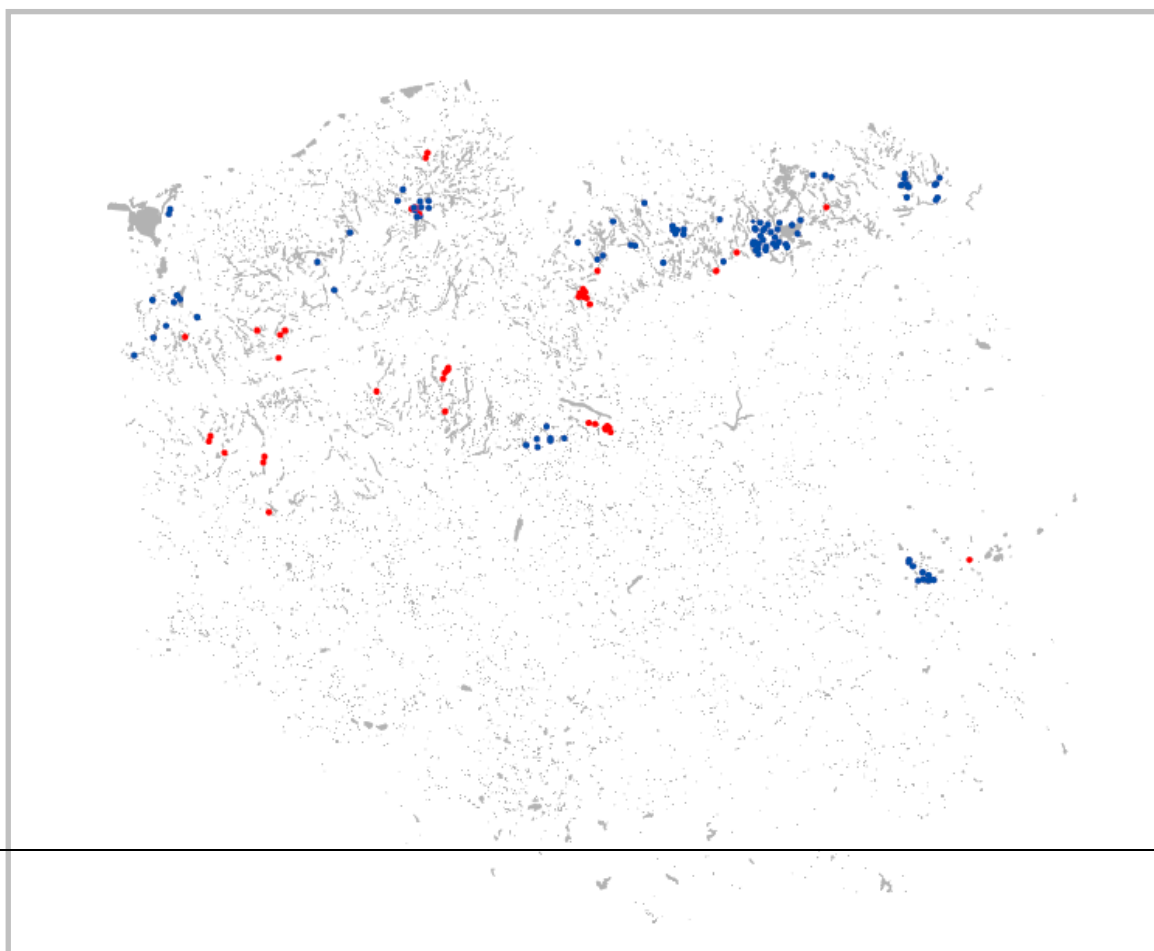
W sezonie wegetacyjnym 2006 przeprowadzono badania własne na **34 jeziorach**, należących do typów najslabiej reprezentowanych w bazie (tab. 2) oraz spełniających wyżej wymienione kryteria. Pomimo bardzo słabej reprezentacji jezior typu 1a, 1b i 4, ustalono, że kampania nie będzie obejmowała ani jezior lobeliowych (ekosystemy bardzo nieliczne, unikatowe w skali Europy Środkowej, w większości podlegające ochronie prawnej i wymagające specjalistycznych badań, a jednocześnie bardzo dobrze rozpoznane na podstawie obszernych danych literaturowych), ani jezior przymorskich (jeziora bardzo silnie zeutrofizowane, w większości zdegradowane i pozbawione naturalnych układów roślinnych). W celu zapewnienia jednolitości i porównywalności danych w bazie, badania wszystkich jezior przeprowadzono metodą mapowania fitolitoralu. Ponadto, dla 13 spośród tych jezior, w ramach testów pilotowych, badania wykonano kilkoma niezależnymi metodami, które były rozważane jako alternatywne metody badań terenowych na potrzeby rutynowego monitoringu jezior w Polsce (patrz rozdział 6).

Oprócz danych z badań własnych, przeprowadzonych w ramach niniejszego projektu, pozyskano również dane z innych projektów badawczych, prowadzonych przez zespół z Akademii Rolniczej w Poznaniu w 2005 roku (**11 jezior**) (tab. 3).

Tab. 3. Liczba jezior, dla których dane o makrofitach zostały pozyskane na cele projektu w 2006 r., w podziale na typy abiotyczne

Typ abiotyczny	Ca <25mg/l		Ca >25 mg/l											Razem	
	Niż Środkowopolski							Niziny Wschodniobałtycko- Białoruskie							
	1a	1b	2a	2b	3a	3b	4	5a	5b	6a	6b	7a	7b		
Liczba jezior >20ha	1	-	10	-	17	13	-	1	-	1	1	1	-	45	

Ostatecznie, robocza baza danych zawierała dane o makrofitach ze **153 jednolitych części wód** (183 rekordy przy uwzględnieniu powtórzeń) i stosunkowo równomiernie rozłożonych zarówno na terenie Polski (rys. 1), jak w klasach stanu ekologicznego. Pełny wykaz jezior przebadanych pod kątem makrofitów do końca 2006 roku zawierają załączniki 1-3.



Rys. 1. Rozmieszczenie jezior przebadanych pod kątem makrofitów do końca 2005 (kropki niebieskie) oraz w 2006 roku (kropki czerwone)

Spośród wszystkich danych zestawionych w bazie, dla 89 rekordów dostępne były stosunkowo aktualne dane o jakości wód, pochodzące z badań przeprowadzonych w ramach sieci monitoringu regionalnego i reperowego jezior. Za aktualne uznano dane pochodzące z tego samego roku, co badania makrofitów lub nie starsze/młodsze niż 3-4 lata w stosunku do badań roślinności (zgodnie z zawartą w Dyrektywie zasadą, że makrofity można badać co 6 lat). Dane te posłużyły do wyboru stanowisk referencyjnych, przeprowadzenia biotycznej weryfikacji typologii jezior oraz ustalenia warunków referencyjnych dla makrofitowych typów jezior polskich. W dalszej części pracy, dane z całego spektrum jakości wód posłużyły do analizy zależności opracowanych wskaźników makrofitowych z wybranymi wskaźnikami fizyczno-chemicznymi jakości wód oraz ustalenia granic klas na podstawie makrofitów przy zastosowaniu metod statystycznych.

3. Ustalenie warunków referencyjnych na podstawie makrofitów dla jezior polskich

3.1. Wybór stanowisk referencyjnych

W celu przeprowadzenia biocenotycznej weryfikacji typologii abiotycznej oraz ustalenia warunków referencyjnych dla makrofitowych typów jezior polskich, spośród wszystkich danych zgromadzonych w bazie wybrane zostały stanowiska, uznane za potencjalnie referencyjne. Wyboru stanowisk referencyjnych dokonano na podstawie kryteriów presji, przyjętych w opracowaniu wykonanym w latach 2004-2005 na zlecenia Ministerstwa Środowiska pt. „Ustalenie warunków referencyjnych odpowiednich dla typów wód powierzchniowych, zgodnie z zał. II do RDW 2000/60/WE” (SOSZKA I IN. 2005) (podejście *a priori*). Wybór na podstawie kryteriów presji został dodatkowo zweryfikowany stanem roślinności wodnej (podejście *a posteriori*). Wzajemne weryfikowanie stanu ekosystemu na podstawie parametrów środowiskowych oraz elementów biotycznych jest podejściem rekomendowanym na forum międzynarodowym, m.in. w ćwiczeniu interkalibracyjnym. W Ramowej Dyrektywie Wodnej stan referencyjny często utożsamiany jest ze stanem bardzo dobrym, jednak w dyskusjach interkalibracyjnych grup roboczych ds. makrofitów uznano, że jeżeli dane stanowisko poddane jest presji antropogenicznej, a pomimo to stan elementów biologicznych jest bardzo dobry, to stanowisko takie jest w stanie bardzo dobrym, ale nie może być uznane za referencyjne.

Dla ustalenia stanowisk referencyjnych, których charakterystyki stanowiły podstawę opracowania makrofitowych warunków referencyjnych dla jezior polskich, spośród wszystkich 183 rekordów zgromadzonych w bazie danych, zostały wybrane jeziora, dla których dostępne są aktualne dane monitoringowe o presji i parametrach jakości wód, czyli badane w ramach monitoringu regionalnego i reperowego (dane takie dostępne były dla 89 rekordów) oraz których jakość wód w latach badania makrofitów odpowiadała I i II klasie według Systemu Oceny Jakości Jezior (KUDELSKA, CYDZIK I SOSZKA 1994). Z puli tych jezior odrzucone zostały jeziora:

- które posiadały punktowe źródła zanieczyszczeń;
- które w zlewni posiadały miasto, nawet jeżeli jakość ich wód była dobra;
- które w zlewni posiadały więcej niż dwie wsie;
- w których zlewni bezpośredniej dominowały pola uprawne;
- w wodach których średnie stężenie chlorofilu *a* przekraczało 7 µg/l w przypadku jezior stratyfikowanych oraz 12 µg/l w przypadku jezior niestratyfikowanych, co odpowiada wartościom maksymalnym dla granicy stanów bardzo dobrego i dobrego, wypracowanym w międzynarodowym ćwiczeniu interkalibracyjnym (MILESTONE 6 REPORT - LAKES 2006);
- jeziora, w których stan zachowania roślinności, pomimo dobrej jakości wód i braku presji, wskazywał na zaburzenia środowiska biotycznego.

Ostatecznie z bazy wytypowano 32 rekordy z 25 jezior potencjalnie referencyjnych. Jeziora te zostały wyszczególnione w załącznikach 1-3.

Dane ze stanowisk referencyjnych stanowiły podstawę weryfikacji biotycznej typów abiotycznych oraz ustalenia warunków referencyjnych dla jezior polskich na podstawie analizy rozrzutu wartości wybranych parametrów, opisujących występowanie makrofitów. Zgodnie z „Wytycznymi do ustalania warunków referencyjnych...” (WSW, RDW 2003) oraz ustaleniami przyjętymi na forum międzynarodowym na potrzeby ćwiczenia interkalibracyjnego (PHILLIPS 2006, MILESTONE 6 REPORT – LAKES 2006), a także z metodyką zastosowaną przy ustalaniu warunków referencyjnych dla jezior polskich (SOSZKA I IN. 2005), za wartości referencyjne dla wskaźników makrofitowych przyjęto **medianę wartości ze stanowisk referencyjnych**, natomiast za wartości graniczne dla stanu bardzo dobrego i dobrego **75 percentyl** (dla parametrów, których wartości maleją ze wzrostem presji, zgodnie z zasadą „im wyższa wartość tym lepiej”) lub **25 percentyl** (dla parametrów, których wartości rosną ze wzrostem presji, zgodnie z zasadą „im niższa wartość tym lepiej”) wartości ze stanowisk referencyjnych.

3.2. Weryfikacja abiotycznych typów jezior w Polsce na podstawie makrofitów

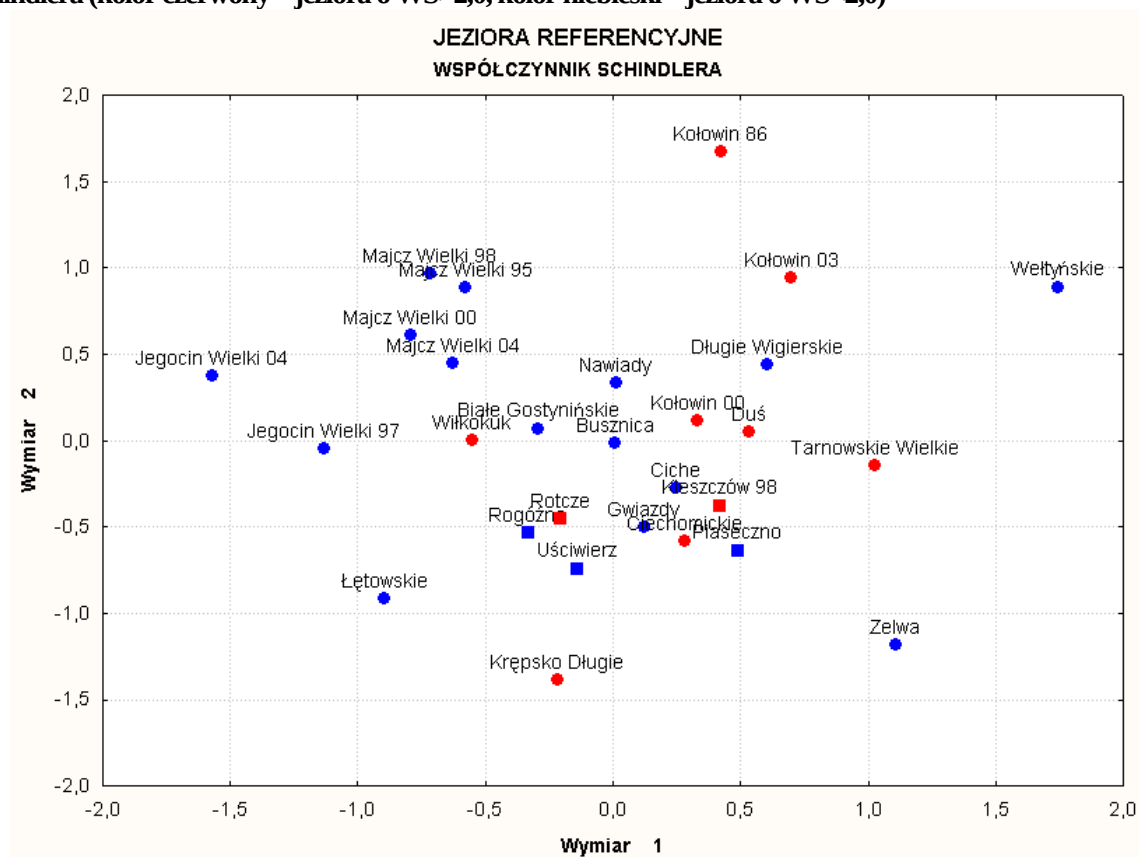
Ocena stanu ekologicznego jezior, czyli stopnia odchylenia stanu obserwowanego od stanu odniesienia, na podstawie różnych elementów biologicznych, wymaga ustalenia warunków referencyjnych. Warunki referencyjne muszą być specyficzne dla typów jezior (grup jezior o zbliżonych warunkach abiotycznych), a więc odwoływać się do typologii jezior.

..... W Polsce wyznaczono 13 abiotycznych typów jezior (KOLADA I IN. 2005B), bardzo nierównomiernie reprezentowanych na terenie kraju. Wszystkie jeziora polskie o powierzchni >50 ha położone są poniżej 200 m n.p.m. i należą do jezior nizinnych. Najbardziej liczne ekosystemy to jeziora o wodach twardych, o dużej zawartości wapnia i wysokiej zasadowości: 2a, 3a i 3b na Niziu Środkowopolskim oraz ich geograficzne odpowiedniki 5a, 6a i 6b na Nizinach Wschodniobałtycko-Białoruskich. Zdecydowanie mniej licznie reprezentowane są płytkie jeziora o wodach twardych typu 2b i 5b oraz jeziora przymorskie typu 4. Bardzo nieliczne są również jeziora o wodach miękkich, o niskiej zawartości wapnia (typ 1a i 1b), co wynika z uwarunkowań geologicznych pojeziernego pasa Polski. Wśród jezior >50 ha jest ich zaledwie 23 (SZMEJA 1996, KRASKA I PIOTROWICZ 2000). Osobno wyróżniono również małą grupę jezior o niewyjaśnionym pochodzeniu na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (typy 7a i 7b), z których zaledwie 16 ma powierzchnię >50 ha. Jeziora te, stanowią pewien wyjątek przyrodniczy w zasobach jeziornych kraju i wymagają osobnego rozważenia.

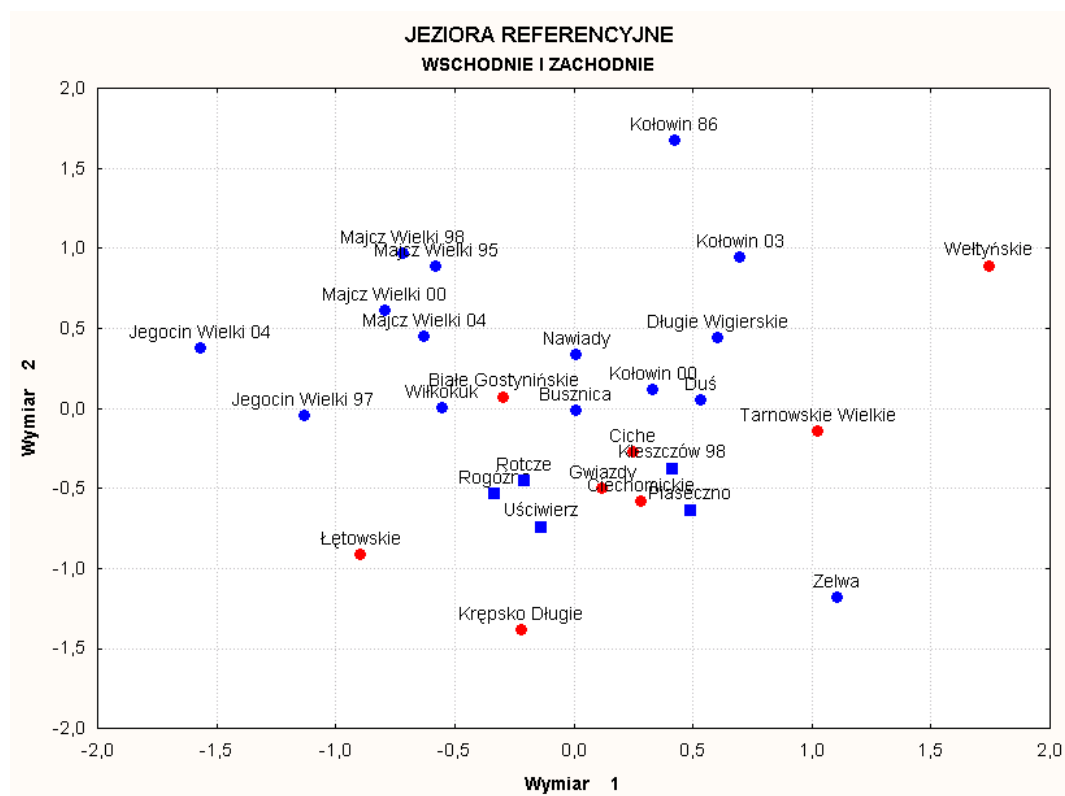
Wstępnego rozpoznania stanu wiedzy oraz dostępności danych na temat makrofitów w jeziorach polskich dokonano w latach 2004-2005 w ramach pracy „Ustalenie warunków referencyjnych ...” (SOSZKA I IN. 2005). Na podstawie obszernego przeglądu literatury oraz badań własnych dokonano wówczas wstępnej weryfikacji biotycznej, na podstawie której 13 typów abiotycznych zostało przypisanych do czterech typów makrofitowych.

Rozpoznanie zmienności układów roślinnych w obrębie poszczególnych typów, dokonane na podstawie analizy danych zgromadzonych w bazie danych potwierdza, że układy makrofitowe w jeziorach polskich nie różnicują się aż na 13 typów, zgodnych z typologią abiotyczną. Przede wszystkim odzwierciedlenia w zróżnicowaniu roślinności nie znajduje współczynnik Schindlera (podobne układy referencyjne w typach 2 i 5 oraz 3 i 6). Wniosek ten potwierdza analiza podobieństwa jezior o wysokim i niskim współczynniku Schindlera, przeprowadzona na podstawie skalowania wielowymiarowego (rys. 2). Również w typologii makrofitowej opracowanej w Niemczech, kryterium współczynnika Schindlera został uznany za niewpływający na zróżnicowanie tego elementu biologicznego (SCHAUMBURG I IN. 2004A, SCHAUMBURG I IN. 2004B). W polskiej typologii makrofitowej parametr ten został również pominięty.

Rys. 2. Analiza podobieństwa pomiędzy jeziorami referencyjnymi względem wielkości współczynnika Schindlera (kolor czerwony – jeziora o $WS > 2,0$, kolor niebieski – jeziora o $WS < 2,0$)



Podobnie położenie geograficzne nie uzasadnia wydzielenia odrębnych typów makrofitytowych – jeziora referencyjne położone na Nizinie Środkowopolskiej (tzw. jeziora „zachodnie”), nie różnią się istotnie pod względem botanicznym od jezior położonych na Nizinach Wschodniobałtycko-Białoruskich (tzw. jeziora „wschodnie”), a typy 2 i 3 pod względem botanicznym odpowiadają typom 5 i 6 (rys. 3).



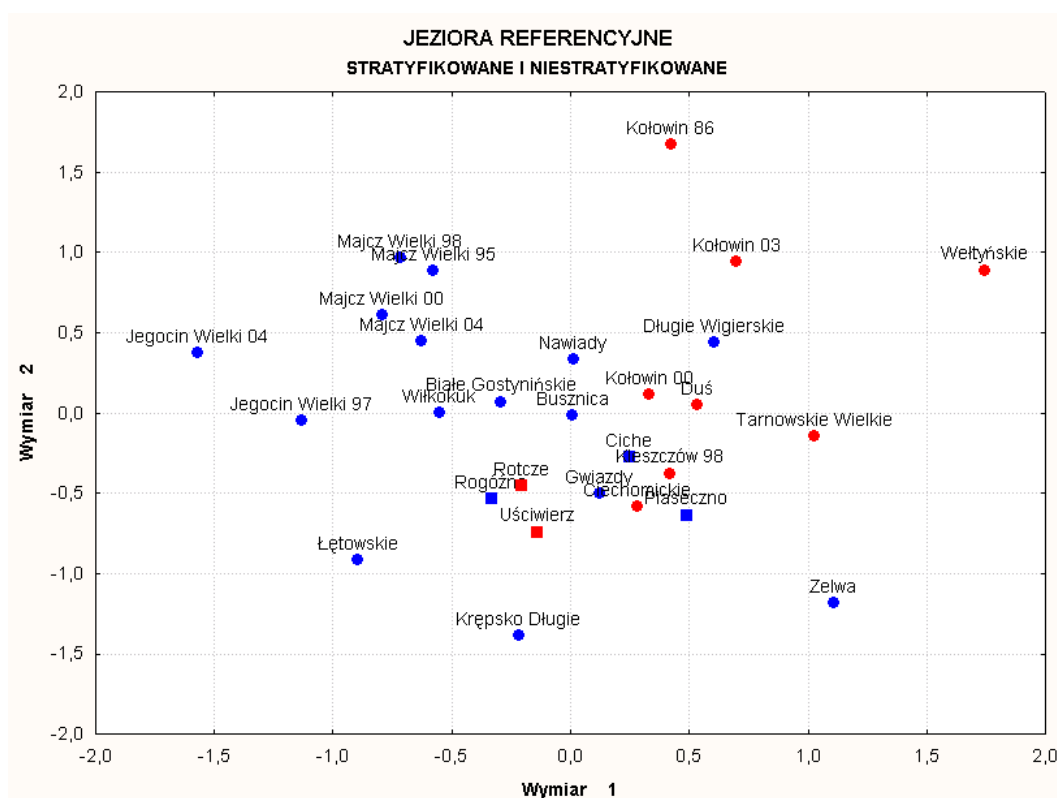
Rys. 3. Analiza podobieństwa pomiędzy jeziorami referencyjnymi według położenia w regionach geograficznych (kropki czerwone – jeziora na Nizinie Środkowopolskiej, kropki niebieskie – jeziora na Nizinach Wschodniobałtycko-Białoruskich; kwadraty – jeziora Łęczyńsko-Włodawskie rejon Polesia)

Jak powszechnie wiadomo, parametrem bardzo dobrze wydzielającym biocenotyczne typy makrofitytowe jest natomiast koncentracja wapnia. Parametr ten bardzo wyraźnie pozwala na wydzielenie ekosystemów o wodach miękkich (<25-30 mgCa/l), gdzie w stanie referencyjnym występują tzw. gatunki lobeliowe: *Lobelia dortmanna*, *Isoëtes lacustris* i/lub *Littorella uniflora* (jeziora lobeliowe) od jezior o wodach twardych (>30 mgCa/l), gdzie stan referencyjny wyraża się obfitym występowaniem w strefie roślin zanurzonych zbiorowisk gatunków z rodzaju *Chara*, *Nitella* i *Nitellopsis*, tworzących tzw. łąki ramienicowe (jeziora ramienicowe). Ze względu na brak danych o makrofitytach z jezior lobeliowych, analiza ich podobieństwa pod względem botanicznym do jezior o wodach wysokozasadowych nie mogła zostać przeprowadzona (choć ich odrębność botaniczna jest faktem powszechnie znanym na podstawie danych literaturowych).

Rozważany był również wpływ wód morskich na roślinność jezior przybrzeżnych Wybrzeża Bałtyckiego typu 4. Charakterystyka roślinności tych jezior została zawarta w opracowaniu, wykonanym na potrzeby projektu Natura 2000. Z opracowania tego wynika, że pomimo kontaktu z wodami morskimi, ze względu na słabe zasolenie Bałtyku, w jeziorach

przybrzeżnych występują zbiorowiska charakterystyczne dla słodkich wód mezo- i eutroficznych. W warunkach optymalnych (a więc referencyjnych) w strefie roślin zanurzonych rozwijają się płaty ramienic (*Nitellopsus obtusa*, *Chara tomentosa*, *Ch. aspera*, *Ch. contraria* i *Ch. vulgaris*), typowe dla innych nizinnych jezior o wodach bogatych w sole wapnia (NAGENGAST, WARZOCHA 2004). Na tej podstawie można wywnioskować, że jeziora te w stanie referencyjnym należą również do makrofitowego typu ramienicowego, a ze względu na swoje uwarunkowania morfometryczne (jeziora płytkie, o głębokości maksymalnej od 2,6 do 6,3 m, a średniej nie przekraczającej 2,7 m), mogą zostać zaklasyfikowane do typu jezior ramienicowych płytkich. Wyjątkiem na skalę Polski jest jezioro Dolgie Wielkie, w którym występują gatunki charakterystyczne dla jezior lobeliowych.

Osobnego rozważenia wymaga w przypadku makrofitów kryterium mikcji jeziora. W stanie referencyjnym charakterystyka roślinności pod względem składu gatunkowego jezior stratyfikowanych i mieszanych jest zbliżona, jednak analiza podobieństwa jezior referencyjnych na podstawie skalowania wielowymiarowego daje pewne podstawy do wydzielenia jednak tych dwóch typów miktycznych jezior (rys. 4).



Rys. 4. Analiza podobieństwa pomiędzy jeziorami referencyjnymi według typu miktycznego (kolor czerwony – jeziora nieustratyfikowane, kolor niebieski – jeziora stratyfikowane)

Należy jednak wziąć pod uwagę, że ze względu na odmienną budowę morfometryczną jezior stratyfikowanych i mieszanych, makrofity wykazują różną zdolność zasiedlania dna w tych

dwóch typach miktycznych, a więc także wskaźniki wykorzystywane do oceny zasiedlenia będą różne. W jeziorach głębokich, gdzie rośliny zasiedlają tylko mniej lub bardziej wąską strefę przybrzeżną, istotne znaczenie będzie miał wskaźnik maksymalnej głębokości występowania roślin. Z kolei w jeziorach płytkich, gdzie rośliny mają teoretycznie możliwość penetracji całego dna, istotnym parametrem będzie procent pokrycia powierzchni jeziora roślinnością. Zatem w przypadku makrofitów bardziej istotne znaczenie ma morfometria jeziora, m.in. głębokość, a nie jego typ miktyczny. Wartość graniczna dla wydzielenia jezior płytkich i głębokich została wstępnie ustalona na około 3-4 m głębokości średniej, co w rzeczywistości odpowiada orientacyjnej granicy jezior stratyfikowanych i niestratyfikowanych. Jakkolwiek pojęcia głębokości i stratyfikacji jezior nie są tożsame, w pracy były stosowane wymiennie z założeniem (jeziora stratyfikowane rozumiane jako głębokie i niestratyfikowane jako płytkie).

Podsumowując, w typologii makrofitowej jezior polskich nie znajduje zastosowania ani podział na jeziora „wschodnie” i „zachodnie”, ani na jeziora o wysokim i niskim współczynniku Schindlera, natomiast istotnymi kryteriami jest koncentracja wapnia oraz średnia głębokość jeziora.

Odrębne zagadnienie stanowi typ 7, obejmujący grupę jezior położonych na obszarze Polesia, tworzących tzw. Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Ich pochodzenie nie jest do końca wyjaśnione i nadal podlega dyskusji. Analiza podobieństwa na podstawie skalowania wielowymiarowego wykazała, że jeziora te pod względem botanicznym nie różnią się znacząco od jezior o wodach wysokozasadowych pojeziernego pasa Polski (rys. 2-4). Mimo to jeziora te zostały wstępnie wydzielone jako osobny typ ze względu na swoje położenie geograficzne, a nie ze względu na odrębność biotyczną.

Na podstawie powyższych analiz, przyjęto podział polskich jezior na następujące typy makrofitowe:

1. jeziora o wodach miękkich, tzw. lobeliowe (**typy 1a i 1b**),
2. jeziora o wodach twardych, tzw. ramienicowe głębokie (**skupiające typy 2a, 3a, 5a i 6a**),
3. jeziora o wodach twardych, tzw. ramienicowe płytkie (**skupiające typy 2b, 3b, 5b, 6b i 4**),
4. jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (**typy 7a i 7b**).

Typologia taka, na podstawie której poszczególne makrofitowe typy biocenotyczne skupiają w sobie kilka typów abiotycznych, bardzo istotnie uwiarygadnia wyniki analiz statystycznych przeprowadzanych na poziomie typów (przede wszystkim w przypadku typów, które w typologii

abiotycznej były bardzo nieliczne). Połączenie typów zwiększa istotnie pulę jezior w typie oraz w poszczególnych stanach ekologicznych (tab. 4).

Tab. 4. Porównanie rozkładu liczby jezior >20 ha w typach abiotycznych i po weryfikacji biocenotycznej na podstawie makrofitów (stan na koniec sezonu 2006 r.).

Podział jezior i stan ekologiczny (stan na koniec sezonu 2008/09)														
	Ca <25mg/l		Ca >25 mg/l											Razem
	stratyfikowane				niestratyfikowane				Łęczyńsko- Włodawskie					
Typ abiotyczny	1a	1b	2a	3a	5a	6a	2b	3b	4	5b	6b	7a	7b	
Liczba jezior w bazie	2 (2) ^o	-	18 (21) ^o	25 (25) ^o	20 (27) ^o	19 (24) ^o	4 (5) ^o	31 (34) ^o	-	2 (2) ^o	21 (29) ^o	4 (4) ^o	7 (10) ^o	153 (183) ^o
Typ biot. makrofitowy	Jeziora lobeliowe ^{**})		Jeziora ramienicowe głębokie				Jeziora ramienicowe płytkie				Łęczyńsko- Włodawskie			
Liczba jezior w bazie	2 (2) ^o		82 (97) ^o				58 (70) ^o				11 (14) ^o			153 (183) ^o
W tym liczba rekordów w poszczególnych stanach ekologicznych (z uwzględnieniem powtórzeń):														
Bardzo dobry	-		31				18				6			55
Dobry	2		39				26				5			72
Umiarkowany	-		17				13				2			32
Słaby	-		5				8				-			13
Zły	-		5				5				1			11
Razem:	2		97				70				14			183

^{*)} w nawiasach liczba rekordów po uwzględnieniu powtórzeń

^{**))} analiza na podstawie dostępnych obszernych danych literaturowych

Typologia jezior polskich na podstawie makrofitów jest bardzo spójna z takimi typologiami opracowanymi w innych krajach europejskich dla ekosystemów o podobnych uwarunkowaniach abiotycznych. W Niemczech, gdzie typologia abiotyczna jezior jest bardzo podobna do opracowanej w Polsce (MATHES I IN. 2002), weryfikacja na podstawie makrofitów pozwoliła na zredukowanie liczby typów z 14 abiotycznych do jedynie sześciu biologicznie uzasadnionych (SCHAUMBURG I IN. 2004A, SCHAUMBURG I IN. 2004B), przy czym jeziora nizinne grupują się z zaledwie dwóch typach: jeziora o wodach bogatych w wapń

stratyfikowane oraz niestratyfikowane (z dominacją ramienic w warunkach referencyjnych). W Wielkiej Brytanii wśród 11 wyróżnionych typów makrofitowych jeziora nizinne grupowały w pięciu typach, w dużej mierze odpowiadających ekosystemom występującym a terenie Polski (DUIGAN, KOVACH I PALMER 2006). Także na Łotwie, obok powszechnie tam występujących, a nieobecnych w Polsce w grupie jezior >50 ha, ekosystemów o wodach z wysoką zawartością humusu (wody o bardzo wysokiej barwie., powyżej 80 mgPt/l), nizinne jeziora o wodach jasnych zostały podzielone na dwie klasy pod względem zawartości wapnia: jeziora o wodach miękkich (z dominacją gatunków lobeliowych) i o wodach twardych (z dominacją ramienic), a każda z nich z kolei na trzy klasy głębokościowe (<2m, 2-9 m i >9m głębokości średniej) (Normunds, inf.ustna). Zatem typologia makrofitowa jezior polskich bardzo dobrze wpisuje się w systemy typologiczne innych krajów europejskich, zarówno położonych na zachód, jak i wschód naszego kraju.

3.3. Charakterystyka typów jezior oraz ich warunków referencyjnych, ustalonych na podstawie makrofitów

3.3.1. Jeziora o wodach miękkich (typ 1a i 1b)

Jeziora o wodach miękkich, o niskiej zawartości wapnia, należące do typu 1a i 1b, charakteryzują się najczęściej niską trofią (ekosystemy oligo- i mezotroficzne *sensu lato*), niskim przewodnictwem elektrolitycznym oraz dużą koncentracją wolnego dwutlenku węgla w wodzie i osadach (SZMEJA 1996). Ze względu na specyficzne warunki hydrochemiczne, jeziora te zasiedlane są przez bardzo charakterystyczną roślinność, tzw. gatunki lobeliowe. Jeziora, zwane od zasiedlającej je roślinności lobeliowymi, bardzo typowe i powszechnie występujące w Europie Północnej (Wielkiej Brytanii, Skandynawii oraz krajach nadbałtyckich), w Europie Środkowej osiągają granicę swojego zasięgu i należą do ekosystemów bardzo rzadkich, zanikających. Także na terenie Polski jeziora te należą do unikatowych i od lat stanowią obiekt szczególnego zainteresowania botaników, limnologów, ekologów i specjalistów z zakresu ochrony przyrody. Z tego względu są one dość dobrze rozpoznane, a literatura na ich temat jest obszerna i w zasadzie wyczerpująca.

W niniejszej pracy, charakterystyki jezior lobeliowych oraz opisu warunków referencyjnych dokonano na podstawie obszernej literatury (KRASKA I PIOTROWICZ 1994; KŁOSOWSKI 1994; BOBROWICZ, KRASKA I CHODYŁA 1994; SZYPER I IN. 1994; JEZIORA LOBELIOWE POŁOŻONE NA OBSZARZE WOJEWÓDZTWA ŚLUSKIEGO 1998). Liczbę i stan zachowania tych ekosystemów podano według najaktualniejszych wykazów, sporządzonych przez SZMEJĘ (1996) oraz KRASKĘ I PIOTROWICZA (2000).

Jeziora lobeliowe wyróżnia się na podstawie kryterium florystycznego, to znaczy obecności populacji (oraz budowanych przez nie zbiorowisk) gatunków wskaźnikowych: *Lobelia dortmanna* L., *Isöetes lacustris* L. i *Littorella uniflora* (L.) Aschers. lub przynajmniej jednego z nich. Populacje

te muszą być w dobrej kondycji, liczne, o znacznym pokryciu, nieograniczenie reprodukujące się, bez tendencji do wycofywania się, zanikania. Najczęściej towarzyszącymi gatunkami są: *Myriophyllum alterniflorum*, *Luronium natans*, *Juncus bulbosus* i *Chara delicatula*, a często także gatunki z rodzaju *Nitella*, *Juncus articulatus*, *Ranunculus reptans* i *Ranunculus flammula*.

W Polsce zidentyfikowanych zostało około 160 tych ekosystemów (różna liczba w zależności od źródła), w tym większych od 50 ha zaledwie 23 jeziora. Stan zachowania jezior lobeliowych ocenia się na podstawie kondycji populacji gatunków lobeliowych oraz obserwacji kierunków ich przemian. Ze względu na niewielką liczbę jezior tego typu w Polsce oraz dostępność informacji o roślinności wszystkich z nich, zasadne jest ustalenie zarówno warunków referencyjnych, jak i oceny stanu ekologicznego na poziomie stanowiska, a nie całego typu. Prace takie zostały już w dużej mierze przeprowadzone przez autorów wykazów jezior lobeliowych w Polsce.

SZMEJA (1996) w ogólnopolskim rejestrze jezior lobeliowych, dzieli jeziora na cztery grupy na podstawie składu florystycznego, obfitości populacji gatunków wskaźnikowych oraz skutków działającej na nie antropopresji:

- dobrze zachowane, **gdzie populacje roślinności lobeliowej są w dobrej kondycji, liczne, zwarte (90 jezior); grupa ta może być uznana za odpowiadającą** bardzo dobremu i dobremu stanowi ekologicznemu;
- **zagrożone**, gdzie nadal występują stwierdzone wcześniej gatunki wskaźnikowe, ale co do których istnieje duże prawdopodobieństwo, że na skutek silnej antropopresji (takiej jak wymieniane przez autora eutrofizujące oddziaływania pobliskich wsi, spływy powierzchniowe z pól uprawnych, duża koncentracja wczasowiczów i zabudowy rekreacyjnej, dewastacja obrzeży i litoralu przez wydeptywanie, użytkowanie rybackie czy obniżanie poziomu wód) roślinność lobeliowa może ulec degradacji, zniszczeniu, wycofywać się (27 jezior); w przybliżeniu grupa ta obejmuje jeziora w **umiarkowanym stanie ekologicznym**;
- **ginące**, w których wyginął przynajmniej jeden z notowanych wcześniej w jeziorze gatunków lobeliowych i możliwe jest wskazanie czynnika sprawczego (18 jezior); można przyjąć, że grupa ta odpowiada jeziorom w **słabym stanie ekologicznym**;
- **dawne**, czyli jeziora w których stwierdzono całkowity zanik roślinności lobeliowej na skutek antropopresji (11 jezior); grupa ta odpowiada **złemu stanowi ekologicznemu** w rozumieniu Dyrektywy;
- **brak danych** (?), czyli notowane w literaturze jako lobeliowe, ale o niepotwierdzonym przez autora stanie (20 jezior).

Z kolei KRASKA I PIOTROWICZ (2000) dzieli jeziora lobeliowe na cztery grupy:

- dystroficzne oligo- i polihumusowe, **skupiające grupę raczej małych, kilkukilkunastohektarowych jezior (wyjątek stanowią większe jeziora Salińskie 70,7 ha, Czarne 61,0 ha i Kiełpino 42,6 ha) o wodach kwaśnych, z dużą zawartością kwasów humusowych, należące do nieharmonicznego szeregu troficznego (49 jezior)**;
-

-
- zrównoważone właściwe o odczynie wód zbliżonym do obojętnego, w stanie równowagi troficznej, z dobrze wykształconą roślinnością lobeliową (44 jeziora);
 - zrównoważone zagrożone o wodach o podwyższonej zawartości substancji biogennej, stosunkowo wysokiej przewodności oraz stężeniach wapnia, o naruszonej równowadze troficznej (9 jezior);
 - zeutrofizowane o wodach wysoce zasobnych w związki biogenne, wysokiej przewodności oraz małej przejrzystości, gdzie roślinność lobeliowa jest bardzo uproszczona pod względem składu gatunkowego i struktury fitocenoz (35 jezior);
 - zdegradowane o bardzo wysokiej zawartości substancji biogennej, poddane bardzo silnej antropopresji, która doprowadziła do całkowitego zaniku roślinności lobeliowej (23 jeziora).

Obie przytoczone klasyfikacje w dużej mierze pokrywają się, przy czym na potrzeby oceny stanu tych ekosystemów zgodnie z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej, granice klas powinny zostać doprecyzowane i uściślone na podstawie specjalistycznych badań i opinii ekspertów.

Wśród 23 jezior lobeliowych o powierzchni >50 ha, osiem zostało uznanych za dobrze zachowane (właściwe), trzy zagrożone i aż 12 za zeutrofizowane, w których roślinność lobeliowa wyraźnie wycofuje się lub zdegradowane, gdzie wyginęła zupełnie. Wykaz wszystkich jezior lobeliowych >50 ha w podziale na grupy według stanu zachowania roślinności znajduje się w załączniku 4.

W celu uściślenia oceny stanu jezior lobeliowych oraz obserwacji ich zmian zalecane jest ich regularny monitoring co 3-5 lat. Jednakże ze względu na unikatowość flory tych jezior (wszystkie gatunki lobeliowe należą do zagrożonych, zanikających i znajdują się pod ścisłą ochroną) badanie takie wymaga wyspecjalizowanego sprzętu i przygotowania i powinno być przeprowadzone w sposób bezinwazyjny, np. nurkowanie lub sondowanie kamerą. Szczególnie jest to zalecane w przypadku jezior zagrożonych i zeutrofizowanych, gdzie obserwacja roślinności zanurzonej z brzegu lub z łodzi jest niemożliwa na skutek małej przejrzystości wód. Niewłaściwe przeprowadzenie badań może spowodować zniszczenie unikatowej, chronionej roślinności. Dlatego też wydaje się uzasadnione, aby badanie roślinności jezior zostało powierzone wyspecjalizowanym jednostkom.

3.3.2. Jeziora o wodach twardych (typy 2a, 2b, 3a, 3b, 4, 5a, 5b, 6a i 6b)

Jeziora o wodach twardych są zdecydowanie dominującą grupą ekosystemów wśród jezior polskich, stanowią one bowiem prawie 98 % wszystkich jezior >50 ha na terenie kraju (1013 spośród 1036 jednolitych części wód). Jak już wcześniej wykazano, jeziora o wodach bogatych w wapń na Nizinie Środkowopolskiej (typy 2a, 2b, 3a, 3b i 4) oraz analogiczne jeziora na Nizinach Wschodniobałtycko-Białoruskich (typy 5a, 5b, 6a i 6b) są bardzo podobne pod względem charakterystyki roślinności i należą do typu makrofitowego ramienicowego.

Charakterystyka stanu referencyjnego tych jezior została opracowana na podstawie analizy jezior potencjalnie referencyjnych, wyznaczonych z roboczej bazy danych według opisanych wcześniej kryteriów presji. Po ustaleniu makrofitowych typów biotycznych spośród wybranych jezior, 14 należało do typu jezior głębokich (19 rekordów), a 6 do jezior płytkich (8 rekordów). Charakterystykę jezior referencyjnych w podziale na typy makrofitowe zawiera tabela 5. Ze względu na ograniczoną liczbę jezior referencyjnych, w pracy posilkowano się także obszernymi danymi literaturowymi (BERNATOWICZ 1960; DĄBSKA 1966; REJEWSKI 1981; GOLDYN R. 1983; GOLDYN H. 1984; TOMASZEWICZ I KŁOSOWSKI 1985; BAJKIEWICZ-GRABOWSKA I IN., 1989; GONDKO (red.) 1992; RADZIEJ 1992; GONDKO, GABRYELAK (red.) 1996; KŁOSOWSKI I TOMASZEWICZ 1996; DĄBROWSKA I GOSZCZYŃSKI 1997, DĄBROWSKA I GOSZCZYŃSKI 1998; CIECIERSKA 1999; DZIEDZIC 1999; GABRYELAK (red.) 1998; BANASZAK, TOBOLSKI (red.) 2000; GWOŹDZIŃSKI (red.) 2001; CIECIERSKA 2003; CIECIERSKA 2004A, 2004B, 2004C; KŁOSOWSKI, TOMASZEWICZ G. I TOMASZEWICZ H 2004) oraz wynikami wieloletnich badań własnych autorów opracowania (CIECIERSKA 2006, niepubl.).

Tab. 5. Zakresy wartości podstawowych charakterystyk abiotycznych i biotycznych jezior uznanych za referencyjne na podstawie kryteriów presji oraz stanu zachowania roślinności

Typ	Statystyka	Wskaźniki presji			Wskaźniki biotyczne						
		SD śr. [m]	TP śr. [mg P/l]	Chl a śr. [µg/ l]	Liczba zbior. rośl.	Max. głęb. zasiedl. [m]	Pow. fitol. [% pow. jeziora]	Udział powierzchni fitolitoralu [%]			
								charofity	elodeidy	nymfeidy	helofity
	min.	1,7	0,02 0	0,9	14	3,0	14,3	0,4	0,1	0	4,3
	max.	5,4	0,14 5	7,5	31	7,5	57,0	83,8	55,5	8,7	53,6
	średnia	3,6	0,04 1	4,3	23	5,2	35,6	48,0	19,3	1,9	30,9
	mediana	3,7	0,03 0	4,1	23	5,0	37,9	53,0	14,5	1,2	31,3
	25perc.	-	-	-	21	3,9	24,8	32,8	6,7	0,2	42,2 *)

Wskazniki	min.	1,9	0,02 8	5,2	15	2,5	29,5	14,2	0,4	0,8	27,9
	max.	2,5	0,06 0	14,1	27	5,0	94,6	56,1	51,9	16,6	65,1
	średnia	2,1	0,04 2	9,8	21	3,8	56,3	28,0	21,2	7,1	43,7
	mediana	2,0	0,03 9	10,0	21	3,8	42,7	27,1	16,8	7,8	42,8
	25perc.	-	-	-	18	2,9	38,5	23,0	11,7	1,8	46,6 *)

*) wartość 75 perc.

Wartości referencyjne wspomagających parametrów jakości wód (widzialności krążka Secchiego SD, stężenia fosforu całkowitego TP i stężenia chlorofilu *a*), otrzymane ze stanowisk referencyjnych na podstawie rozrzutu statystycznego są bardzo zbliżone zarówno do tych, ustalonych dla jezior polskich w pracy „Ustalanie warunków referencyjnych...” (SOSZKA I IN. 2005) (odpowiednio: 3,6 m, 0,033 mgP/l i 3,75 µg/l dla jezior głębokich oraz 2,5 m, 0,048 mgP/l i 5,8 µg/l dla jezior płytkich), jak i do zakresów chlorofilu *a*, ustalonych w ćwiczeniu interkalibracyjnym (2,6 - 3,8 µg/l dla jezior głębokich oraz 6,2 - 7,4 µg/l dla jezior płytkich). Potwierdza to prawidłowy wybór stanowisk referencyjnych do analizy roślinności.

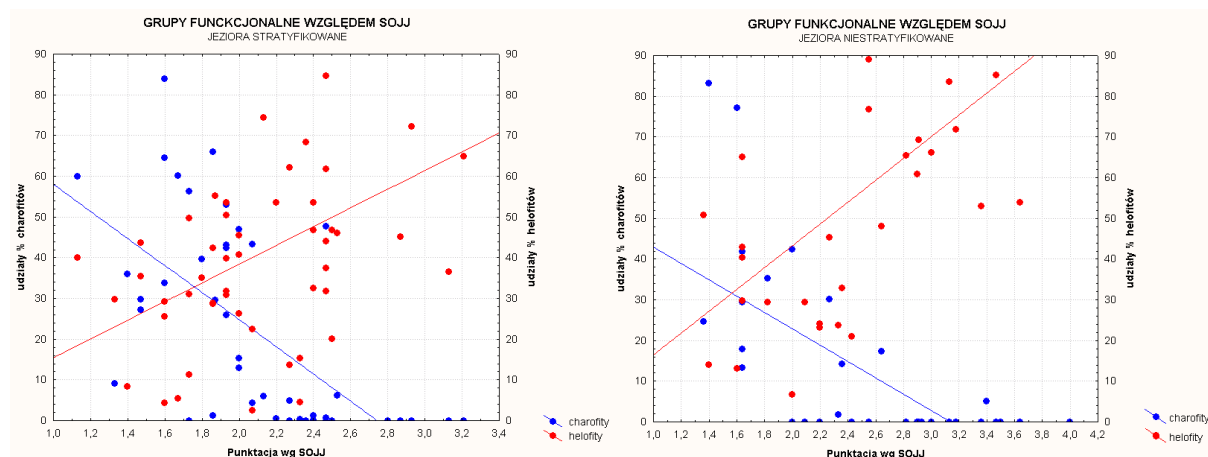
Gatunkami wskaźnikowymi, wyróżniającymi w stanie referencyjnym jeziora o wodach bogatych w związki wapnia, są gatunki z rodzaju *Chara*, *Nitella* i *Nitellopsis*, tworzące zwarte łąki ramienicowe. Najbardziej powszechnymi gatunkami, tworzącymi masowe łąki ramienicowe są *Chara tomentosa*, *Ch. fragilis*, *Ch. rudis*, *Ch. contraria* i *Nitellopsis obtusa*, ale bardzo często pojawiają się dość obficie także gatunki rzadsze, jak *Ch. aspera*, *Ch. filiformis* czy *Ch. delicatula*. Obok gatunków wskaźnikowych, najczęściej towarzyszącymi gatunkami są: *Myriophyllum verticillatum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton perfoliatus*, *Najas marina*. Gatunki ubikwistyczne i wskazujące a presję, jak *Elodea canadensis*, *Ranunculus cercinatus* i *Ceratophyllum demersum*, jakkolwiek pojawiają się regularnie, nie osiągają dużego pokrycia. Te same taksony wskaźnikowe (wyróżniające stan bardzo dobry) i wskazujące na presję (wyróżniające stany gorsze) zostały wydzielone jako *pseudogatunki* w analizie skupień TWINSpan (Two Way Indicator SPecies ANalysis) (rys. 5).

Średnia liczba zbiorowisk roślinnych w jeziorach referencyjnych waha się w granicach od 21 do 23 w zależności od typu (tab. 5). Generalnie uważa się, że czym większa różnorodność taksonomiczna w fitolitoralu, tym stan ekologiczny jest lepszy. Jednak liczba zbiorowisk często wynika ze stopnia zróżnicowania warunków siedliskowych litoralu, a nie bezpośrednio z jakości wód. Większą liczbę gatunków i ich zbiorowisk notuje się w jeziorach dużych, o długiej i mocno rozwiniętej linii brzegowej, niż w jeziorach mniejszych, o regularnym kształcie, co wynika z liczby mikrosiedlisk. Z tego względu, obok liczby taksonów, bardziej istotnym aspektem roślinności wodnej jest obfitość.

Jednym z podstawowych wskaźników obfitości makrofitów jest wielkość powierzchni zajmowanej przez rośliny, czyli wielkość fitolitoralu. Wyrażenie powierzchni fitolitoralu w jednostkach bezwzględnych lub jako % powierzchni jeziora jest mało miarodajne, gdyż wartości te są uzależnione od parametrów morfometrycznych jeziora, a nie od jego stanu ekologicznego (jeziora rynnowe o stromych stokach mają bardzo mały litoral, jeziora płytkie mają zazwyczaj litoral bardzo rozległy). Dużo bardziej obiektywnym wskaźnikiem jest maksymalna głębokość występowania roślin zanurzonych. Zasięg głębokościowy makrofitów jest uzależniony od dostępności światła, a więc od przejrzystości wód. Widzialność krążka Secchiego jest z kolei bardzo dobrym kumulatywnym wskaźnikiem jakości wody. Referencyjna wartość głębokości zasiedlenia, ustalona na podstawie mediany wartości ze stanowisk referencyjnych, wyniosła 5,0 m w jeziorach głębokich i 3,8 m w jeziorach płytkich (tab. 5). Wartość głębokości zasiedlenia odpowiadająca granicy stanów bardzo dobrego i dobrego, ustalona na podstawie 25 percentyla, wynosi 3,9 m w jeziorach głębokich oraz 2,9 m w jeziorach płytkich. Wartości te są bardzo zbliżone do wartości ustalonych tymi samymi metodami, dla analogicznych typów jezior, na potrzeby ćwiczenia interkalibracyjnego. Na podstawie stanowisk referencyjnych z całej Europy Centralnej wartości referencyjne (mediana) maksymalnej głębokości zasiedlenia wyniosły 4,6 m dla jezior głębokich i 3,5 m dla jezior płytkich, a wartości granicy stanów bardzo dobrego i dobrego odpowiednio 3,6 m i 3,0 m (PHILLIPS 2006, MILESTONE 6 REPORT - LAKES 2006).

Kolejnym bardzo ważnym wskaźnikiem makrofitowym jest wzajemny stosunek grup ekologicznych, budujących fitolitoral, a więc ramienic (charofitów), pozostałych roślin zanurzonych (elodeidów), roślin o liściach pływających (nymfeidów) oraz szuwaru (helofitów). Analiza rozkładu udziału grup ekologicznych makrofitów w gradiencie presji wykazała, że wraz z pogarszaniem się jakości wód i spadkiem ich przejrzystości, zmniejsza się udział ramienic, spada głębokość wnikania roślin, aż do całkowitego ustąpienia gatunków zanurzonych i przejęcia dominacji przez gatunki szuwarowe. Proces ten potwierdza silna ujemna korelacja udziału ramienic wraz ze wzrostem punktacji SOJJ (rzędu $r = -0,696$; $p < 0,05$ dla jezior głębokich i $r = -0,713$; $p < 0,05$ dla płytkich według testu r Spearmana) oraz dodatnia korelacja udziału helofitów (odpowiednio $r = 0,636$; $p < 0,05$ i $r = 0,459$; $p < 0,05$) (rys. 6). Jako miarę presji przyjęto punktację SOJJ ze względu na kumulatywny charakter tego wskaźnika (daje ogólny wypadkowy obraz jakości wód, dzięki czemu dużo lepiej się sprawdza w przypadku analizy parametrów biologicznych).

Rys. 6. Zależność udziału grup ekologicznych makrofitytów: ramienic (charofity) i szuwaru (helofity) od



punktacji Systemu Oceny Jakości Jezior w jeziorach głębokich i płytkich

W puli wybranych jezior referencyjnych strefa wszystkich roślin zanurzonych zajmuje od 18 % do nawet 96 % powierzchni całego fitolitoralu (średnio 67 % w jeziorach głębokich i 53 % w jeziorach płytkich). Przyjęto, że udział roślinności zanurzonej w stanie referencyjnym nie powinien być mniejszy niż 50 % (25 perc. = 55,6 % dla jezior głębokich oraz 45,2 % dla płytkich). Z tego, udział powierzchni zajmowanej przez zbiorowiska gatunków wskaźnikowych (ramienic) nie powinien być mniejszy niż 30 % dla jezior głębokich (25 perc. = 32,8 %), a 20 % dla płytkich (25 perc. = 23,0 %). Udział szuwaru natomiast nie powinien być większy niż 40 %. Charakterystykę warunków referencyjnych w zakresie składu gatunkowego i wybranych wskaźników obfitości dla jezior o wodach bogatych w wapń głębokich i płytkich przedstawia tabela 6. Należy tu podkreślić, że w przypadku elementów biologicznych wartości statystyczne należy traktować orientacyjnie, jako mówiące o skali zjawiska (rzędzie wielkości), a nie jako konkretne, ścisłe wartości. Niespełnienie przez ekosystem określonych powyżej wymagań nie dyskwalifikuje jeziora jako bardzo dobrego, a wskazuje na konieczność przeprowadzenia dokładniejszej analizy sytuacji (zgodnie z zasadą, że w przypadku elementów biologicznych nie należy do oceny podchodzić w sposób całkowicie automatyczny).

Jak wynika z dyskusji prowadzonych w grupie roboczej ds. makrofitytów, powołanej w związku z ćwiczeniem interkalibracyjnym, oraz opracowanych na potrzeby ćwiczenia nieoficjalnych dokumentów roboczych, tak ustalone warunki referencyjne są bardzo zbliżone do warunków ustalonych dla analogicznych typów ekosystemów w innych krajach europejskich, m.in. w Niemczech (Steller, inf. ustna) w Estonii (Mäemets, inf. ustna) czy na Łotwie (Normunds, inf. ustna).

Tab. 6. Charakterystyka warunków referencyjnych jezior o wodach z dużą zawartością wapnia, głębokich i płytkich

Wskaźnik	Jeziora o wodach bogatych w wapń	
	głębokie	płytkie

Skład taksonomiczny	Gatunki wskaźnikowe	Przed wszystkim gatunki z rodzaju <i>Chara</i> sp., <i>Nitella</i> sp. oraz <i>Nitellopsis obtusa</i> , a sporadycznie także rzadkie gatunki z rodzaju <i>Tolypella</i> sp. i <i>Lychnothamnus barbatus</i>	
	Gatunki towarzyszące	Powszechnie <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>M. verticillatum</i> , <i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>P. lucens</i> , <i>P. natans</i> , rzadziej <i>Utricularia</i> sp., <i>Najas marina</i> , <i>Stratiotes aloides</i>	
	Gatunki negatywne	Obfite występowanie <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>P. friesii</i> wskazuje na znaczącą presję i dyskwalifikuje jako jezioro referencyjne	
Obfitość	Referencyjna głębokość zasiedlenia litoralu [m]	5,0	3,8
	Udział zbiorowisk gatunków wskaźnikowych [% pow. fitolitoralu]	>30	>20
	Udział zbiorowisk gatunków zanurzonych [% pow. fitolitoralu]	>55	>45

	Udział helofitów [% pow. fitolitoralu]	<40	<40
--	---	---------------	---------------

3.3.3. Jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (typ 7a i 7b)

Typ 7 obejmuje specyficzną grupę 42 jezior, położonych na obszarze Polesia, poza zasięgiem ostatniego zlodowacenia. Spośród tych jezior zaledwie 16 ma powierzchnię >50 ha. Z badań własnych i danych literaturowych wynika, że jeziora te są dość znacznie zróżnicowane pod względem morfometrycznym (5 jezior głębokich, 12 płytkich), fitocenotycznym (niektóre z tych jezior zasiedlane są przez roślinność lobeliową, np. Piaseczno, część przez ramienicową, nawet z tak rzadkimi w skali europejskiej gatunkami jak *Lychnothamnus barbatus* w jeziorze Rogóźno), a także pod względem stanu ekologicznego i działających na nie presji (od jezior bardzo dobrze zachowanych po skrajną degradację na skutek antropopresji, głównie nieracjonalnie prowadzoną gospodarkę rybacką oraz działania melioracyjne). Tak silne rozwarstwienie niewielkiego materiału wyjściowego bardzo zmniejsza wiarygodność analiz statystycznych, stosowanych do ustalenia warunków referencyjnych. Jednak analiza danych z pięciu wytypowanych stanowisk referencyjnych wykazała, że charakterystyki tych jezior są bardzo zbliżone do analogicznych w innych jeziorach polskich o wodach twardych. Ze względu na tak niewielką liczbę stanowisk nie rozpatrywano osobno jezior płytkich i głębokich, jakkolwiek podział taki jest uzasadniony.

W stanie referencyjnym w jeziorach Łęczyńsko-Włodawskich wyjątkowo obficie występują zbiorowiska ramienic z rodzaju *Chara* sp. (*Chara fragilis*, *Ch. rudis*, *Ch. tomentosa*, *Ch. contraria*, a nawet rzadsze *Ch. delicatula* i *Ch. intermedia*), ale brak prawie gatunków z rodzaju *Nitella* sp. i *Nitellopsis obtusa* (notowany tylko w jeziorze Rogóźno). W jednym jeziorze (Piaseczno) notowano również dość obficie występujący gatunek lobeliowy *Myriophyllum alterniflorum*, typowy dla degenerujących jezior lobeliowych. We wszystkich jeziorach, jako gatunek towarzyszący występuje niemal wyłącznie *Myriophyllum spicatum*, a inne gatunki elodeidów pojawiają się zdecydowanie rzadziej. Obserwuje się natomiast dość znaczny udział nymfeidów (z rzadkim gatunkiem, typowym dla ekosystemów Europy i Azji północnej, wskazującym na zatorfienia, *Nymphaea candida*). Maksymalna głębokość występowania roślin w warunkach referencyjnych wynosi 4,0 m (mediana), przy czym średnio w jeziorach głębokich 5,5 m, a w płytkich 3,5 m. Udział roślinności zanurzonej jest duży (64,3 %), z czego udział ramienic wynosi 47,0 % (mediana). Wartości te w dużej mierze odpowiadają warunkom referencyjnym ustalonym dla jezior o wodach wysokozasadowych północnego pasa Polski. Ponieważ analiza podobieństwa na podstawie skalowania wielowymiarowego dodatkowo potwierdziła, że jeziora Łęczyńsko-Włodawskie nie różnią się znacząco pod względem botanicznym od innych jezior polskich o wodach bogatych w wapń (rys. 2-4), można wobec nich stosować takie same kryteria oceny i klasyfikacji na podstawie makrofitów, jak dla reszty jezior niżu polskiego. Rekomenduje się

jednak, żeby, ze względu na bardzo małą liczbę oraz odrębność geograficzną, dla jezior Łęczyńsko-Włodawskich stosować (podobnie jak w przypadku jezior lobeliowych) podejście indywidualne. Podejście '*site-specific*' jest dużo bardziej wiarygodne od '*type-specific*', a przy tak niewielkiej liczbie jezior wydaje się możliwe i uzasadnione.

4. Metoda oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego jezior polskich na podstawie makrofitów – ESMI

4.1. Ocena stanu ekologicznego na podstawie makrofitów

Podstawę nowo opracowanej monitoringowej metody oceny stanu ekologicznego jezior w Polsce, zgodnej z Ramową Dyrektywą Wodną, stanowiła oryginalna polska metoda, opracowana w latach 80-tych przez prof. Rejewskiego z Uniwersytetu M. Kopernika w Toruniu (REJEWSKI 1981). Metoda ta oparta jest na szeregu wskaźników makrofitowych, które pozwalają ocenić naturalny wiek rozwojowy jeziora (stan zaawansowania procesu sukcesji, który określa również typ jeziora) oraz stopień antropogenicznych przekształceń ekosystemu (proces synantropizacji czyli przekształcenia ekosystemu pod wpływem działalności człowieka). Szczegółowy opis oryginalnej metody makrofitoindykacji (MFI) został zawarty w raporcie z pierwszego etapu pracy (KOLADA I IN. 2005A). Opracowana ponad ćwierć wieku temu metoda Rejewskiego była rozwijana i stopniowo modyfikowana, a ostatnio także dostosowywana do wymogów RDW, w trakcie wieloletnich prac badawczych autorów opracowania (CIECIERSKA 2005, 2006, niepubl.). Wyniki tych prac stanowiły punkt wyjścia do opracowania monitoringowej oceny stanu ekologicznego jezior polskich na podstawie makrofitów, tzw. Makrofitowego Indeksu Stanu Ekologicznego (ESMI).

Zgodnie z zapisami Dyrektywy, metoda oceny wód musi uwzględniać skład taksonomiczny oraz obfitość makrofitów, przy czym aspekty te muszą być wyrażone w postaci wskaźników (metriksów) dobrze reagujących na presję (wykazujących wyraźną zmienność kierunkową w gradiencie presji). Pierwszym etapem prac było więc sprawdzenie, czy wskaźniki wykorzystywane w polskiej metodzie spełniały te kryteria. Jako wskaźniki presji przyjęto podstawowe parametry wspomagające: średnią koncentrację chlorofilu *a*, widzialność krążka Secchiego oraz zawartość fosforu całkowitego oraz, dodatkowo (jako wskaźniki kumulatywne, określające wypadkową jakość wód i nadal stosowane w rutynowym monitoringu jezior) wynik punktacji lub klasa czystości według SOJJ.

4.2. Testowanie wskaźników makrofitowych

4.2.1. Skład taksonomiczny

Skład taksonomiczny może być wyrażany w postaci liczbowej na wiele sposobów: jako liczba gatunków, stosunek ilościowy różnych grup gatunków, liczba zbiorowisk roślinnych lub w postaci współczynników różnorodności taksonomicznej. Bezwzględna liczba gatunków czy też zbiorowisk roślinnych, jest wskaźnikiem mało użytecznym do oceny jakości jezior, z tego względu, że zależy ona w dużej mierze od zróżnicowania uwarunkowań morfometrycznych jeziora (a więc jego wielkości, długości i stopnia rozwinięcia linii brzegowej, zróżnicowania substratu dna), a w znacznie mniejszym stopniu od stanu ekologicznego ekosystemu. Stosunek ilościowy różnych grup funkcyjnych gatunków (np. gatunków wrażliwych do tolerancyjnych) w jeziorach polskich również sprawdza się w bardzo ograniczonym stopniu. W ekosystemach o wodach bogatych w sole wapnia, naturalnie eutroficznych, występują

głównie gatunki eurytopowe, o stosunkowo szerokich amplitudach ekologicznych i zbliżonych wymaganiach siedliskowych, mało jest natomiast gatunków rzeczywiście bardzo wrażliwych na eutrofizację, co ogranicza zastosowanie tego wskaźnika.

W metodzie polskiej, jako miarę składu taksonomicznego przyjęto **wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego (H)**, wyliczany ze wzoru SHANNONA-WIENERA (1946), gdzie cechą ilościową są powierzchnie poszczególnych zbiorowisk, według wzoru:

$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N}$$

gdzie: H – wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego;
 n_i – powierzchnia płatów danego zbiorowiska roślinnego, wyrażona w procentach ogólnej powierzchni fitolitoralu;
 N – całkowita powierzchnia fitolitoralu (100%)

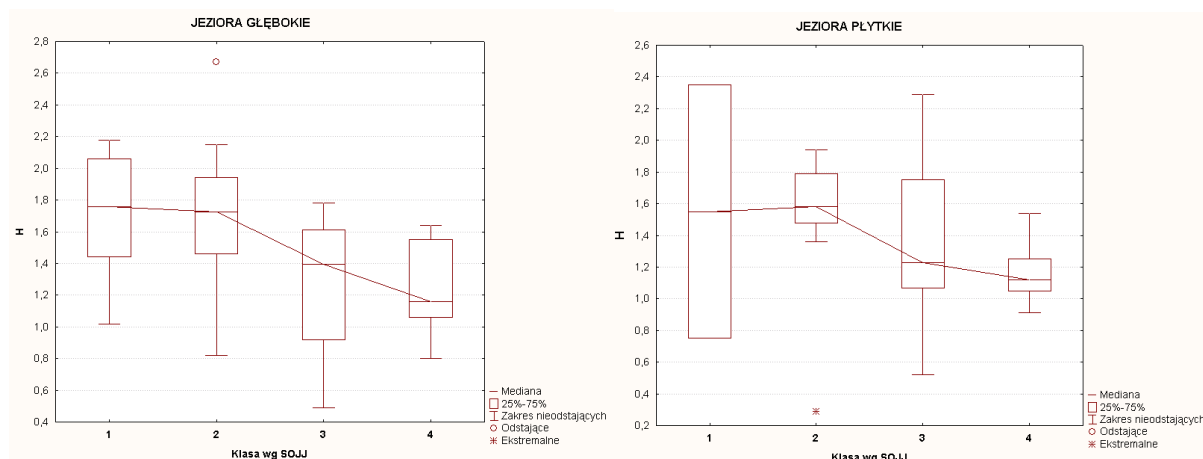
Wartość wskaźnika H uzależniona jest od liczby zbiorowisk roślinnych w fitolitoralu oraz ich wzajemnego stosunku ilościowego. W warunkach braku czynników ograniczających możliwości rozwoju szaty roślinnej jezior (brak lub bardzo mała antropopresja) udział poszczególnych zbiorowisk roślinnych w fitolitoralu jest zrównoważony, a współczynnik H osiąga wysokie wartości. W sytuacji zachwiania równowagi fitocenotycznej, np. na skutek presji, układy roślinne wykazują tendencje do upraszczania się, niektóre zbiorowiska wycofują się, inne zaczynają dominować, a wartość H spada.

Analiza regresji danych zgromadzonych w bazie danych dowodzi, że współczynnik H wykazuje niewielką, choć istotną statystycznie, korelację z punktacją SOJJ i równie niską lub nawet nieistotną statystycznie z innymi analizowanymi parametrami presji (tab. 7). Niska korelacja ze wskaźnikami presji jest typowa dla większości współczynników różnorodności biologicznej, co wynika, między innymi, z nieliniowej najczęściej reakcji elementów biologicznych. Jednak wskaźnik H został uwzględniony, jako jedna z najlepszych miar różnorodności taksonomicznej.

Tab. 7. Zależność wskaźnika zróżnicowania fitocenotycznego (H) od wybranych wskaźników presji na podstawie analizy regresji: chl *a* – stężenie chlorofil *a* [ug/l], widzialność krążka Secchiego [m], TP – zawartość fosforu całkowitego [mgP/l]; wskaźniki determinacji istotne statystycznie wytłuszczono

Wskaźnik presji	Jeziora głębokie			Jeziora płytkie		
	r ²	r	p	r ²	r	p
log chl <i>a</i> (wiosna)	0,044	-0,210	0,226442	0,075	-0,273	0,039785
log chl <i>a</i> (lato)	0,035	-0,187	0,281247	0,054	-0,232	0,080190
log chl <i>a</i> (średnia)	0,043	-0,206	0,234076	0,095	-0,309	0,015445
log SD (wiosna)	0,113	0,336	0,048444	0,222	0,471	0,000218
log SD (lato)	0,108	0,329	0,053718	0,153	0,391	0,002424
log SD (średnia)	0,129	0,360	0,033747	0,176	0,420	0,000756
log TP (wiosna)	0,073	-0,270	0,116376	0,192	-0,438	0,000646
log TP (lato)	0,012	-0,109	0,534749	0,038	-0,194	0,144267
log TP (średnia)	0,034	-0,184	0,288701	0,136	-0,369	0,003389
log punktacja SOJJ	0,113	-0,336	0,048280	0,158	-0,398	0,001509

Analiza rozkładu wartości współczynnika H w klasach czystości wód według systemu SOJJ wykazuje wyraźną zmienność kierunkową. Wprawdzie wskaźnik bardzo słabo różnicuje między sobą klasy I i II oraz klasy III i wody pozaklasowe, to jednak dobrze pozwala wydzielić stany dobre od stanów gorszych (rys. 7).



Rys. 7. Rozkład wartości współczynnika różnorodności fitocenotycznej H w klasach czystości wód według SOJJ

Miarą strukturalnych uproszczeń roślinności pod wpływem antropopresji jest stosunek rzeczywistego zróżnicowania fitocenotycznego (H) do teoretycznie możliwego maksymalnego zróżnicowania $H_{\max}$, obliczanego ze wzoru:

$$H_{\max} = \ln S$$

gdzie: $H_{\max}$ – współczynnik teoretycznego maksymalnego zróżnicowania fitocenotycznego;
S - liczba zbiorowisk tworzących fitolitoral

Miara ta wykorzystywana jest w dalszej ocenie jezior na podstawie makrofitów, jako element formuły ESMI.

4.2.2. Obfitość

Podstawowym wskaźnikiem obfitości makrofitów, stosowanym w większości metodyk europejskich, jest całkowita powierzchnia zajmowana przez rośliny, czyli powierzchnia fitolitoralu. Może być ona wyrażana w jednostkach bezwzględnych lub jako % powierzchni jeziora, jednak (jak rozważano już wcześniej), wskaźniki te są mało miarodajne, jako że uzależnione są od parametrów morfometrycznych jeziora, a nie od jego stanu ekologicznego. Dużo bardziej obiektywnym wskaźnikiem jest wyrażenie rzeczywistej powierzchni zajmowanej przez makrofity w stosunku do powierzchni potencjalnie dostępnej dla roślin, czyli tzw. wskaźnik zasiedlenia (Z). W literaturze polskiej przyjmuje się, że aby jezioro mogło być uznane za reprezentujące stan przynajmniej dobry, powierzchnia fitolitoralu nie powinna być mniejsza niż powierzchnia wyznaczona izobatą 2,5 (REJEWSKI 1981, CIECIERSKA 1997), co odpowiada maksymalnej głębokości występowania roślin do 2,5 m. Podobna wartość zasięgu makrofitów, w zakresie 2,0-2,8

m (średnio 2,4 m) została wstępnie przyjęta na potrzeby ćwiczenia interkalibracyjnego, jako wartość graniczna dla stanu dobrego i umiarkowanego (PHILLIPS 2006), co dodatkowo uzasadnia przyjęcie wartości 2,5 m w metodzie polskiej. Wskaźnik zasiedlenia wyliczany jest zatem według formuły:

$$Z = \frac{N}{izob.2,5}$$

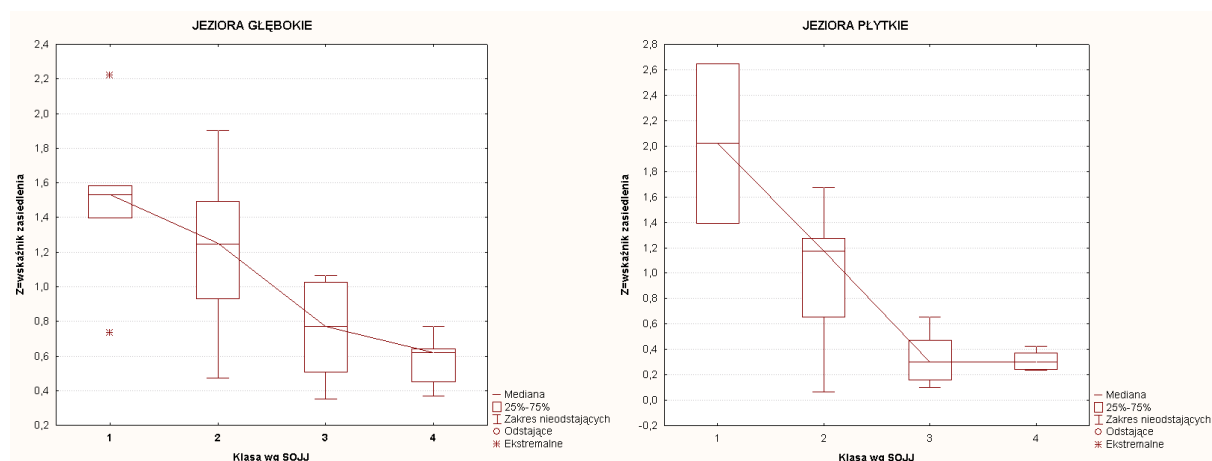
gdzie: Z – wskaźnik zasiedlenia;
N - całkowita powierzchnia fitolitoralu (ha);
izob. 2,5 – powierzchnia litoralu ograniczona izobatą 2,5 (z karty morfometrycznej) (ha)

Wskaźnik zasiedlenia przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest maksymalna głębokość występowania roślin. W warunkach referencyjnych, gdzie rośliny powinny osiągać głębokość 5,0 m w jeziorach głębokich i 3,8 m w jeziorach płytkich (tab. 6), teoretycznie wartość Z powinna być nie mniejsza niż 1,5 – 2,0, w stanie dobrym powinna być zbliżona do 1, natomiast w stanach gorszych zdecydowanie spada. Tendencję tą potwierdza stosunkowo silna korelacja wskaźnika Z ze wszystkimi analizowanymi wskaźnikami presji (tab. 8). Należy tu podkreślić, że wartości wskaźników środowiskowych były średnią z dwóch pomiarów, wykonywanych zgodnie z dotychczasowym programem monitoringu (wiosna i lato), natomiast głębokość zasiedlenia roślin w danym sezonie jest wypadkową zmian przejrzystości wody w całym okresie wegetacji. Można się zatem spodziewać, że korelacja ta byłaby jeszcze wyższa, gdyby wziąć pod uwagę średnią parametrów środowiskowych z całego sezonu.

Tab. 8. Zależność wskaźnika zasiedlenia (Z) od wybranych wskaźników presji na podstawie analizy regresji: chl *a* – stężenie chlorofil *a* [ug/l], widzialność krążka Secchiego [m], TP – zawartość fosforu całkowitego [mgP/l]; wskaźniki determinacji istotne statystycznie wytłuszczono

Wskaźnik presji	Jeziora głębokie			Jeziora płytkie		
	<i>r</i> ²	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i> ²	<i>r</i>	<i>p</i>
log chl <i>a</i> (wiosna)	0,292	-0,541	0,000797	0,230	-0,480	0,000161
log chl <i>a</i> (lato)	0,568	-0,754	0	0,318	-0,564	0,000004
log chl <i>a</i> (średnia)	0,576	-0,759	0	0,313	-0,559	0,000003
log SD (wiosna)	0,305	0,553	0,000579	0,360	0,600	0,000001
log SD (lato)	0,449	0,670	0,000011	0,338	0,582	0,000002
log SD (średnia)	0,482	0,694	0,000004	0,389	0,624	0
log TP (wiosna)	0,212	-0,460	0,005428	0,343	-0,585	0,000002
log TP (lato)	0,292	-0,540	0,000811	0,108	-0,329	0,011814
log TP (średnia)	0,290	-0,538	0,000853	0,303	-0,550	0,000004
log punktacja SOJJ	0,472	-0,687	0,000005	0,444	-0,666	0

Analiza rozkładu wartości wskaźnika Z w klasach czystości wód według SOJJ wykazała, że wskaźnik ten reaguje niemal liniowo w całym spektrum zmienności jakości wód i łatwo pozwala wydzielić poszczególne klasy jakości, zarówno w przypadku jezior głębokich, jak i płytkich (rys. 8). Potwierdza to jego wysoką przydatność w ocenie stanu ekologicznego.



Rys. 8. Rozkład wartości współczynnika zasiedlenia Z w klasach czystości wód według SOJJ

4.2.3. Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego (ESMI) - *multimetriks*

Iloraz omówionych powyżej wskaźników, tzw. **wskaźnik synantropizacji** (W_s), wyraża stopień antropogenicznych przekształceń roślinności jezior w procesie synantropizacji i obliczany jest ze wzoru:

$$W_s = \exp\left(-\frac{H}{H_{\max}} \times Z\right)$$

Zastosowanie w powyższym wzorze funkcji wykładniczej ($\exp$) sprawia, że wskaźnik przyjmuje wartości w zakresie od 0 do 1, przy czym dla ekosystemów zbliżonych do naturalnych, mało zsynantropizowanych osiąga wartości bliskie 0 i rośnie w miarę pogarszania się stanu jeziora (reakcja odwrotna niż wymagana Dyrektywą). Odwrócenie skali zmienności wskaźnika synantropizacji (W_s) poprzez niewielkie przekształcenie wzoru pozwoliło na uzyskanie **makrofitowego indeksu stanu ekologicznego (ESMI)**, spełniającego wymogi Ramowej Dyrektywy Wodnej w stosunku do współczynników jakości ekologicznej:

$$ESMI = 1 - W_s$$

Słabym punktem indeksu ESMI w takiej postaci jest zależność jego wartości od wskaźnika zasiedlenia Z, co bardzo dobrze sprawdza się przypadku jezior głębokich, natomiast zaniża ocenę w przypadku jezior płytkich. Często bowiem zdarza się tak, że w jeziorach bardzo płytkich, o wysokiej przejrzystości wód, maksymalna głębokość występowania roślin pokrywa się z głębokością maksymalną jeziora i nie może być większa z oczywistych przyczyn (np. jezioro o maksymalnej głębokości 2,0 m, którego całe dno pokryte jest roślinami, oceniane jest niżej ze względu na niewielką głębokość zasiedlenia makrofitów). W celu uniknięcia takiego nieuzasadnionego deprecjonowania jezior bardzo płytkich, do wzoru na ESMI wprowadzona została nowa wielkość, uwzględniająca różnice typologiczne jezior: iloraz powierzchni fitolitoralu (N) do powierzchni całego jeziora (P). W ten sposób wzór przyjmuje postać:

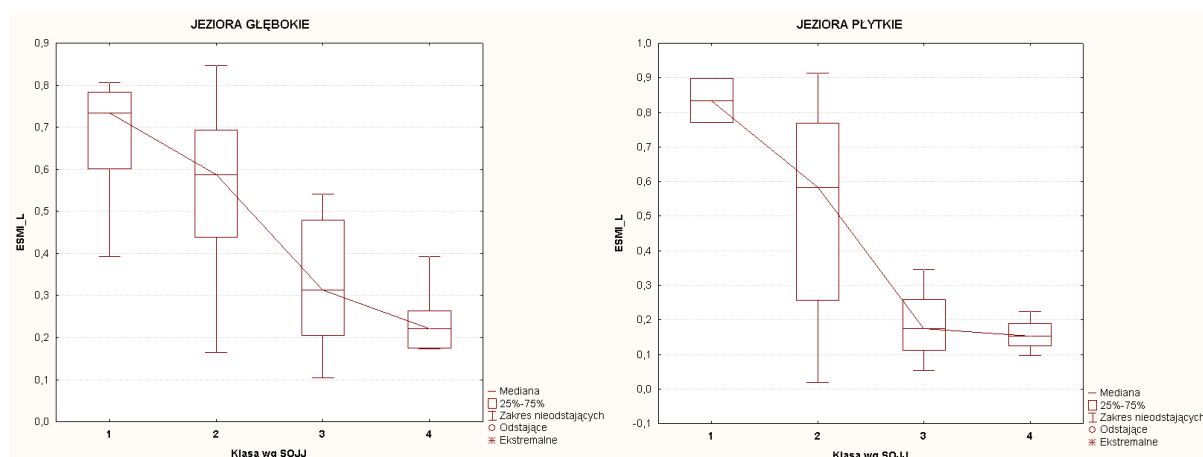
$$ESMI = 1 - \exp\left[-\frac{H}{H_{\max}} \times Z \times \exp\left(\frac{N}{P}\right)\right]$$

Kumulatywny multimetriks ESMI dobrze koreluje ze wszystkimi analizowanymi wskaźnikami presji (tab. 9). Zazwyczaj, w przypadku elementów biologicznych, które zachowują się nieliniowo, a ich stan zależy od bardzo wielu nieprzewidywalnych czynników, wartości współczynników determinacji rzędu 0,4 uważana są już za zadowalające. Zatem zależność pomiędzy ESMI a krążkiem Secchiego czy punktacją SOJJ rzędu $r^2 = 0,3-0,4$ jest wynikiem bardzo dobrym. Nieco niższe wartości dla stężenia fosforu całkowitego nie są wynikiem zaskakującym. Powszechnie uważa się, że ze względu na małą stabilność parametrów fizyczno-chemicznych wód, wyniki jednorazowych, wyrywkowych badań są mało przydatne przy interpretowaniu struktury florystyczno-przestrzennej roślinności wodnej, a próby wiązania określonych czynników fizyczno-chemicznych z występowaniem konkretnego gatunku czy zbiorowiska dają zazwyczaj nikłe rezultaty (REJEWSKI 1981). Dla badań florystyczno-fitosocjologicznych ważniejsze niż rozpatrywanie konkretnych wartości parametrów hydrochemicznych są kierunki zmian tych parametrów.

Tab. 9. Zależność Makrofitowego Indeksu Stanu Ekologicznego (ESMI) od wybranych wskaźników presji na podstawie analizy regresji: chl *a* – stężenie chlorofil *a* [ug/l], widzialność krążka Secchiego [m], TP – zawartość fosforu całkowitego [mgP/l]; wskaźniki determinacji istotne statystycznie wytłuszczono

Wskaźnik presji	Jeziora głębokie			Jeziora płytkie		
	r^2	r	p	r^2	r	p
log chl <i>a</i> (wiosna)	0,363	-0,602	0,000129	0,304	-0,551	0,000009
log chl <i>a</i> (lato)	0,623	-0,789	0	0,302	-0,549	0,000008
log chl <i>a</i> (średnia)	0,662	-0,814	0	0,360	-0,600	0
log SD (wiosna)	0,362	0,602	0,000132	0,458	0,676	0
log SD (lato)	0,500	0,707	0,000002	0,410	0,640	0
log SD (średnia)	0,552	0,743	0	0,464	0,681	0
log TP (wiosna)	0,248	-0,498	0,002326	0,434	-0,659	0
log TP (lato)	0,300	-0,548	0,000664	0,104	-0,322	0,013622
log TP (średnia)	0,315	-0,561	0,000455	0,351	-0,592	0
log punktacja SOJJ	0,512	-0,715	0,000001	0,457	-0,676	0

Podobnie jak rozpatrywane pojedynczo wskaźniki wchodzące w skład multimetriksa (przede wszystkim wskaźnik zasiedlenia Z), tak i sam indeks kumulatywny wykazuje bardzo wyraźną kierunkową zależność w gradiencie presji, co potwierdza analiza rozkładu zakresu wartości ESMI w poszczególnych klasach czystości wód według SOJJ (rys. 9).



Rys. 9. Rozkład wartości Makrofitowego Indeksu Stanu Ekologicznego ESMI w klasach czystości wód według SOJJ

Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego (ESMI) jest multimetriksem, skonstruowanym ze wskaźników uwzględniających skład gatunkowy i obfitość makrofitów. Zarówno poszczególne wskaźniki wchodzące w jego skład, jak i sam kumulatywny indeks wyraźnie i w sposób kierunkowy reagują na presję. Ponadto uwzględnia on zróżnicowanie typologiczne jezior, z podziałem na jeziora głębokie i płytkie. Indeks skonstruowany jest tak, że od razu przyjmuje wartości w zakresie od 0 do 1, gdzie wartość maksymalna oznacza stan referencyjny i spada wraz z pogarszaniem się jakości ekosystemu. Tym samym indeks ESMI spełnia wszystkie wymogi Ramowej Dyrektywy Wodnej, stawiane współczynnikom jakości ekologicznej dla celów klasyfikacji stanu ekologicznego.

4.3. Dalsze modyfikacje ESMI

W trakcie prac nad indeksem makrofitowym stwierdzono, że wartości ESMI są znacznie zaniżone w przypadku niektórych jezior o bardzo dobrej jakości wód, ale o stromych stokach misy jeziornej (np. jeziora rynnowe, jak Jegocin, Długie Wigierskie, Krępsko Długie, Trześniowskie, Łagowskie). Wynika to z małych możliwości zasiedlenia dna tego typu jezior przez makrofity, a tym samym z niskiego pokrycia fitolitoralu (niskie wartości N), niższego niż teoretycznie możliwe przy tak dobrych parametrach wody. Ponieważ problem ten wynika z naturalnych uwarunkowań morfometrycznych ekosystemu, a nie z gorszego stanu ekologicznego, **niezbędne jest w przyszłości wprowadzenie do wzoru poprawki uwzględniającej czynnik nachylenia stoku misy jeziornej**. Poprawka taka nie mogła być wprowadzona na etapie opracowywania metody ze względu na brak odpowiednich danych. Dlatego zalecane jest, aby w pierwszych latach prowadzenia badań makrofitów w ramach monitoringu jezior, zbierane były dane o nachyleniu stoku, przy czym najlepszą, rekomendowaną metodą jest bezpośredni pomiar na każdym wykonywanym w obrębie jeziora transekcje przy pomocy GPS. Daje to możliwość wyliczenia średniego nachylenia stoku dla całego jeziora. Zebranie odpowiedniej liczby danych umożliwi przeprowadzenie niezbędnych analiz statystycznych i wprowadzenie do wzoru odpowiedniej poprawki.

4.4. Klasyfikacja stanu ekologicznego na podstawie makrofitów – ustalenie granic klas

Wynik oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie indeksu makrofitowego przyjmuje wartości od 0 do 1. Wartości graniczne klas stanu ekologicznego zostały ustalone na podstawie analizy rozkładu wartości ESMI w przebadanych jeziorach, przeprowadzonych osobno dla jezior głębokich i płytkich. Ustalanie wartości referencyjnej w przypadku współczynnika ESMI nie było konieczne, gdyż przyjmuje on wartości od 0 do 1 już ze względu na samą konstrukcję matematyczną (funkcja wykładnicza). Jako granicę stanu bardzo dobrego i dobrego przyjęto 25 percentyl wartości ESMI na stanowiskach referencyjnych, co wyniosło 0,676 dla jezior głębokich i 0,679 dla płytkich (w zaokrągleniu 0,680 dla obu typów jezior). Granice pozostałych klas wyznaczono dzieląc zakres wartości od ustalonej granicy stanów bardzo dobrego i dobrego do najniższej stwierdzonej w danym typie wartości ESMI na cztery przedziały według skali logarytmicznej. Taki sposób postępowania jest jednym ze sposobów, rekomendowanych w „Wytycznych do ustalania” (WSW, RDW 2003).

Wyliczone w ten sposób granice klas stanu ekologicznego na podstawie makrofitów przyjmują następujące wartości (w zaokrągleniu do 0,010):

Stan ekologiczny	Zakres wartości wskaźnika ESMI	
	Jeziora ramienicowe głębokie	Jeziora ramienicowe płytkie
Bardzo dobry	0,680 – 1,000	0,680 – 1,000
Dobry	0,340 – 0,679	0,270 – 0,679
Umiarkowany	0,170 – 0,339	0,110 – 0,269
Słaby	0,090 – 0,169	0,050 – 0,109
Zły	<0,090	<0,050
	brak roślinności zanurzonej	

Wyliczone tą metodą granice klas są bardzo zbliżone do granic postawionych intuicyjnie, na podstawie opinii ekspertów w oryginalnej wersji metody, przedstawionej w raporcie z pierwszego etapu realizacji projektu (KOLADA I IN. 2005A). Dowodzi to dużej zbieżności wyników metod statystycznych oraz opinii eksperckich, potwierdzając tym samym wiarygodność metody.

Klasyfikacja wód na podstawie ESMI opiera się na wskaźniku biologicznym, a więc elemencie bardzo zmiennym, zależnym od bardzo wielu, nie zawsze dobrze poznanych, czynników środowiskowych. Zatem, jak większość systemów opartych na elementach biologicznych, również ta klasyfikacja nie może być dokonywana mechanicznie. Nieuniknione są pewne sytuacje wyjątkowe, które uzasadniają przypisanie jeziora do innej, niż wskazuje wartość indeksu ESMI, klasy.

I tak:

- jeżeli wartość ESMI wskazuje na stan dobry, ale udział łąk ramienicowych (fitocenoz gatunków wskaźnikowych) w fitolitoralu jest większy niż 20-30 % (zgodnie z ustalonymi warunkami referencyjnymi) wówczas uzasadnione jest **podwyższenie klasy do stanu bardzo dobrego**;
- jeżeli wartość ESMI wskazuje na stan bardzo dobry lub dobry, ale ponad 75 % fitolitoralu zajmują fitocenozy gatunków negatywnych *Ceratophyllum demersum*, *C. submersum*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton pectinatus* lub *P. friesii*, wówczas **klasę jakości należy obniżyć o jedną**;
- jeżeli w jeziorze w ogóle nie stwierdzono roślin zanurzonych, a jedynie dobrze rozwinięty szuwar, to, bez względu na wartość ESMI, jezioro należy zaklasyfikować **do złego stanu ekologicznego**;
- jeżeli wartość ESMI wskazuje na stan słaby lub zły (w jeziorze praktycznie brak makrofity), a parametry fizyczno-chemiczne wskazują na dobrą jakość wód (szczególnie gdy przejrzystość wody jest wysoka, przekracza wartość uznaną za referencyjną rzędu 3,5 m), a w zlewni nie zidentyfikowano żadnej presji antropogenicznej, należy wówczas uznać, że makrofity są elementem niewłaściwym do oceny stanu ekologicznego tego ekosystemu; sytuacje takie zaobserwowano na przykład w badanych w latach 2005 - 2006 jeziorach Gardliczno (SD = 6,6 m, ESMI = 0,075), Zmarłe (SD = 6,5 m, ESMI = 0,091), Płaskie (SD = 5,0 m, ESMI = 0,031) czy Brożane (SD = 4,0 m, ESMI = 0,102); sytuacje takie mogą wynikać ze specyfiki osadów dennych tych jezior lub nietypowej geologii zlewni, są to jednak jedynie spekulacje i rzeczywista przyczyna nie została, jak dotychczas, zidentyfikowana;
- podobnie mogą się zachowywać jeziora o niekorzystnym dla rozwoju makrofity ukształtowaniu misy jeziornej (zbyt strome stoki); wówczas ocenę należy potraktować jako wstępną, z założeniem, że ulegnie ona zmianie po uwzględnieniu we wzorze ESMI poprawki na ukształtowanie misy jeziornej.

Ponadto należy pamiętać, że wypracowane w polskiej metodzie granice klas będą zweryfikowane w międzynarodowym ćwiczeniu interkalibracyjnym i będą mogły być ostatecznie przyjęte dopiero po ich harmonizacji z granicami przyjętymi w narodowych metodach oceny wód na podstawie makrofity, stosowanych w innych krajach Europy Centralnej.

5. Metodyka badań makrofitów w terenie

5.1. Adaptacja metody do potrzeb rutynowego monitoringu jezior

Szczegółowego przeglądu stosowanych w Europie metod badania makrofitów w terenie dokonano w raporcie z I etapu realizacji projektu (KOLADA I IN. 2005A). W tym etapie prace skupiły się nad opracowaniem metody badań makrofitów, która może być wykorzystana na potrzeby rutynowego monitoringu jezior w Polsce, a więc uwzględniająca wszelkie aspekty specyfiki pracy służb terenowych (możliwości nakładu środków, czasu i pracy, prosta i szybka do przeprowadzenia, a także niewymagająca specjalistycznej wiedzy botanicznej, ale dostarczająca wiarygodnych danych do przeprowadzenia oceny i klasyfikacji stanu wód).

Punktem wyjścia do opracowania była metoda, stosowana od lat 80-tych przez zespół z Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego przy gromadzeniu danych, stanowiących podstawę prac nad realizacją niniejszego projektu. Zgodnie z tą metodyką, przyjętą za REJEWSKIM (1981), badania roślinności dokonuje się **metodą pełnego mapowania fitolitoralu**. W praktyce oznacza to opłynięcie trawersem całego jeziora wzdłuż linii brzegowej pasem o szerokości odpowiadającej maksymalnemu zasięgowi roślin (od brzegu do maksymalnej głębokości występowania roślin), rozpoznanie składu taksonomicznego roślinności (zbiorowisk roślinnych), oszacowanie i pomiar szerokości pasów poszczególnych stref roślinnych wraz z pomiarem głębokości zasięgu ich występowania, oszacowanie powierzchni płatów pojedynczych fitocenz oraz wielokrotny pomiar zasięgu występowania roślin zanurzonych. Identyfikacji roślinności zanurzonej dokonuje się na podstawie kilkakrotnych poborów przy pomocy kotwiczki. Następnie zasięg występowania zidentyfikowanych fitocenz zostaje naniesiony na plan batymetryczny. Metoda ta umożliwia identyfikację wszystkich zbiorowisk roślinnych zasiedlających fitolitoral wraz z określeniem zajmowanych przez nie powierzchni. Metoda mapowania dostarcza bardzo szczegółowych danych o roślinności jeziora, jak (i) skład taksonomiczny, (ii) liczba i powierzchnia poszczególnych fitocenz w obrębie fitolitoralu, (iii) całkowita powierzchnia zajmowana przez roślinność (powierzchnia fitolitoralu) oraz (iv) maksymalna głębokość występowania roślin. Dane te są następnie podstawą do wyliczenia wskaźników oceny stanu jeziora według metody MFI (REJEWSKI 1981; CIECIERSKA 2002, 2004A, 2004B, 2004C, 2005), która to metoda stanowiła podstawę prac nad monitoringową metodą oceny i klasyfikacji jezior na podstawie makrofitów (patrz rozdział 6).

Metoda mapowania roślinności, jakkolwiek bardzo dokładna i dostarczająca pełnych i bardzo szczegółowych danych, jest jednak bardzo czasochłonna (mapowanie jeziora trwa zazwyczaj kilka godzin, a w przypadku jezior większych lub o rozległym fitolitoralu, nawet kilka dni). Dlatego też, na potrzeby monitoringu wód metoda ta musiała zostać zmodyfikowana, w celu jej uproszczenia i skrócenia czasu badania, ale w taki sposób, aby umożliwiała uzyskanie wszystkich danych, niezbędnych do wyliczenia wskaźników metody MFI.

Za stosunkowo wiarygodną, dającą najbardziej zbliżone do oczekiwanych wyniki, a jednocześnie najbardziej ekonomiczną pod względem czasu- i pracochłonności, uznano

metode transektów. Jest to metoda bardzo powszechna, stosowana w monitoringu w większości krajów europejskich, m.in. w Niemczech (SCHAUMBURG I IN. 2004A; SCHAUMBURG I IN. 2004B), Austrii (Pall, inf. ustna), Finlandii (LEKA I IN. 2002, LEKA 2005), jak również rekomendowana przez standard CEN (CEN/TC 230). Generalnie, polega ona na wytyczeniu prostopadłych do linii brzegowej jeziora sektorów (transektów) i wykonaniu w ich obrębie spisów florystycznych z oszacowaniem udziału ilościowego każdego zbiorowiska roślinnego. Wiarygodność wyników uzyskanych tą metodą oraz jej przydatność w rutynowym monitoringu jezior potwierdziły badania pilotowe przeprowadzone w 2006 roku (patrz rozdział 6).

5.2. Liczba i rozmieszczenie transektów

Określenia minimalnej liczby transektów oraz ich rozmieszczenia wokół jeziora należy dokonać wstępnie jeszcze przed rozpoczęciem prac terenowych, w oparciu o plan batymetryczny. Materiał pomocniczy dodatkowo powinny stanowić: plan zagospodarowania terenu zlewni, mapy hydrograficzne, topograficzne oraz wszelkie materiały, umożliwiające rozpoznanie charakterystyki jeziora i jego zlewni.

Minimalna liczba transektów, która powinna być wyznaczona do badań roślinności, zależy od powierzchni oraz długości linii brzegowej jeziora i może być wyliczona z następującego wzoru (JANSEN 1977; KESKITALO I SALONEN 1994):

- jeziora o powierzchni $\geq 0,2 \text{ km}^2$ (20 ha)

$$MLT = \left(\frac{T_{\min}}{2} + \frac{P - P_{\min}}{P_{\min}} \right) \times \frac{L}{\sqrt{\pi \times P}},$$

- jeziora o powierzchni $< 0,2 \text{ km}^2$ (20 ha)

$$MLT = \frac{L}{\sqrt{\pi \times P}}$$

gdzie:

MLT – minimalna wymagana liczba transektów (w zaokrągleniu do jedności);

L – długość linii brzegowej w km;

P – powierzchnia jeziora w km^2 ;

$T_{\min}$ – najmniejsza liczba transektów wymagana dla jeziora w danej klasie wielkości (tabela 10);

$P_{\min}$ – dolna granica wielkości jezior w danej klasie wielkości, np. w klasie III dolna granica wynosi 0.20 km^2 , w VIII klasie – 6.40 km^2 (tabela 10).

Tabela 10. Klasy wielkości jezior określające liczbę transektów do badania roślinności (JANSEN 1977). P - powierzchnia jeziora, $T_{\min}$ - minimalna liczba transektów dla każdej klasy wielkości

Klasa wielkości	P (km^2)	$T_{\min}$
I – II	< 0.20	2

III	0.20 – 0.39	2
IV	0.40 – 0.79	4
V	0.80 – 1.59	6
VI	1.60 – 3.19	8
VII	3.20 – 6.39	10
VIII	6.40 – 12.79	12
IX	12.80 – 25.59	14
X	25.60 – 51.19	16
XI	51.20 – 102.39	18

Przykład:

- powierzchnia jeziora wynosi $P = 882,1 \text{ ha} = 8,821 \text{ km}^2$ (VIII klasa wielkości wg tabeli 10);
- długość linii brzegowej jeziora wynosi $L = 21\,000 \text{ m} = 21 \text{ km}$;

$$MLT = \left(\frac{T_{\min}}{2} + \frac{P - P_{\min}}{P_{\min}} \right) \times \frac{L}{\sqrt{\pi \times P}} = \left(\frac{12}{2} + \frac{8,82 - 6,40}{6,40} \right) \times \frac{21}{\sqrt{\pi \times 8,82}} =$$

$$= (6 + 0,38) \times \frac{21}{5,26} = 6,38 \times 3,99 = 25,46 \approx 25$$

- minimalna liczba transektów dla jeziora wynosi 25

Rozmieszczenie transektów powinno być ustalone tak, aby badania obejmowały pełną zmienność układów roślinnych w ekosystemie jeziornym. Przede wszystkim powinny one obejmować warunki typowe dla danego ekosystemu (najbardziej typowe ukształtowanie misy jeziornej, dominujący sposób użytkowania terenu przyległego), ale należy również uwzględnić wszelkie sytuacje nietypowe, mające wpływ na zmienność układów roślinnych. Zatem transekty powinny być wyznaczone:

- stosunkowo równomiernie wokół całego jeziora;
- wszędzie tam, gdzie zmienia się sposób użytkowania terenu wokół linii brzegowej, proporcjonalnie do udziału różnych form zagospodarowania (jeżeli wokół jeziora dominują lasy i większość transektów wyznaczona jest na odcinakach zalesionych, ale nad jeziorem występuje ośrodek rekreacyjny lub obszar użytkowany rolniczo, to przy wyznaczaniu transektów należy taką sytuację uwzględnić);
- z uwzględnieniem miejsc istotnych zmian ukształtowania misy jeziornej, np. zatoki, wypłyenia, wokół wysp, proporcjonalnie do ich wielkości, okolice odpływu i istotnych dopływów, okolice istotnych punktowych źródeł zanieczyszczeń, itp.

Zarówno liczbę, jak i wstępnie ustalone, na etapie prac przygotowawczych, rozmieszczenie transektów powinno być weryfikowane na bieżąco podczas prac terenowych. Jeżeli zróżnicowanie jeziora pod względem zagospodarowania terenu lub ukształtowania misy jeziornej okaże się większe od spodziewanej, liczbę tę należy zwiększyć w miarę potrzeb. Rekomendowane jest, żeby szczególnie dokładnie wykonać badania na jeziorach, co do których można się spodziewać, że są w bardzo dobrym stanie ekologicznym. W

ekosystemach takich roślinność jest najlepiej rozwinięta, jej zróżnicowanie jest największe, a dane o makrofitach z jezior potencjalnie referencyjnych są najistotniejsze do dalszych prac nad uszczegóławianiem systemu oceny i klasyfikacji jezior (weryfikacja typologii biotycznej oraz warunków referencyjnych). Istnieją również sytuacje, kiedy liczbę transektów można zmniejszyć. Jest to możliwe szczególnie w przypadku jezior silnie zdegradowanych, gdzie roślinność zanurzona w zasadzie nie występuje, a jedynymi makrofitami są gatunki szuwarowe. Jeżeli taki skrajnie uproszczony układ występuje na pierwszych 3-4 transektach, to zasadne jest wykonywanie dalej badań na co drugim lub nawet co trzecim transekcie, jedynie w celu upewnienia się co do ciągłości układu.

5.3. Sposób przeprowadzenia badań roślinności na transektach

Badania makrofitów w jeziorach wykonuje się w pełni sezonu wegetacyjnego, czyli od połowy czerwca do połowy września. Jednak najlepszym terminem jest koniec lipca i pierwsza połowa sierpnia, kiedy to roślinność jest w pełni rozwinięta, osiąga maksymalne pokrycie, rośliny kwiatowe kwitną i są łatwe do identyfikacji oraz obserwacji (rośliny zanurzone wystawiają kwiaty ponad powierzchnię wody, co ułatwia ich zaobserwowanie).

Lokalizację każdego transektu należy zaznaczyć na planie batymetrycznym. Szerokość transektu, stosowana w różnych metodykach europejskich, waha się od 1 m (KEISKITALO I SOLONEN 1994, BAATTRUP-PEDERSEN I IN. 2001), 2-5 m (JANAUER 2002, LEKA I IN. 2002, CEN/TC 230) do nawet 20-30 m (SCHAUMBURG I IN. 2004A). Podobnie jak w metodzie niemieckiej, w polskiej metodzie rekomendowana szerokość transektów nie powinna być mniejsza niż 20-30 m. Umożliwia to swobodne manewrowanie łodzią oraz daje stosunkowo reprezentatywny obraz roślinności jeziora na danym stanowisku. Transekt powinien obejmować całą szerokość strefy litoralu zasiedloną przez rośliny. Zatem do określenia długości transektu niezbędne jest **ustalenie maksymalnej głębokości występowania roślin**, co wykonuje się przez sondowanie dna przy pomocy kotwiczki na skalowanej linie. Maksymalny zasięg głębokościowy makrofitów wyznacza granicę wykonywania badania i określa długość transektu. W przypadku jezior płytkich oraz silnie wypłyconych zatok, gdzie całe dno zbiornika jest pokryte roślinnością, badanie można wykonać od brzegu do brzegu, w poprzek zbiornika, przy czym powinno to zostać potraktowane jako dwa niezależne transekty (do środka i od środka jeziora), bez podawania maksymalnego zasięgu występowania roślin, który w takim przypadku nie ma znaczenia diagnostycznego.

Badania roślinności wykonuje się metodą zdjęcia synfytosocjologicznego (sigma-zdjęcia), zgodnie z ogólnie przyjętą w Europie szkołą BRAUNA-BLANQUETA (1964) i zastosowaną do badań krajobrazowych modyfikacją (BEGUIN, HEGG 1975, 1976; GEHU 1976, 1977; TÜXEN 1977, 1979; MATUSZKIEWICZ 1978). Powierzchnią zdjęcia synfytosocjologicznego jest powierzchnia transektu, gdzie wszystkim zidentyfikowanym zbiorowiskom przyporządkowuje się ilościowość według siedmiopunktowej skali BRAUNA-BLANQUETA (1964). Badania obejmują całą roślinność, ograniczoną lustrem wody: szuwały

(helofity), roślinność o liściach pływających (nimfeidy), roślinność zanurzoną (elodeidy), łąki ramienicowe (charofity) oraz mchy. Na transekcie należy zidentyfikować wszystkie występujące w jego obrębie **zbiorowiska roślinne**, przy czym za zbiorowisko uważa się skupienia gatunku, zajmujące powierzchnię $\geq 1 \text{ m}^2$ i o gęstości pokrycia $\geq \frac{1}{4}$ powierzchni (zatem pojedyncze osobniki danego gatunku, rozmieszczone bardzo rzadko i nie tworzące skupień nie stanowią zbiorowiska!). Badania roślinności zanurzonej wykonuje się z łodzi poprzez wielokrotne sondowanie dna przy pomocy kotwiczki na skalowanej linie (co umożliwia od razu pomiary głębokości występowania poszczególnych zbiorowisk).

Na wyznaczonej przez transekt powierzchni należy oszacować **całkowite procentowe pokrywanie roślinnością** (z dokładnością do 10 %), jak również **względną obfitość każdego zbiorowiska** w procentach pokrycia powierzchni zajętej przez rośliny (bez uwzględnienia powierzchni pustych). Udział powierzchni zajmowanej przez każde zbiorowisko wyrażane jest w przeliczeniu na siedmiopunktową skalę Braun-Blanqueta:

Skala Br-Blanqueta	Udział zbiorowiska w całkowitej powierzchni zajętej przez rośliny [%]
5	75 - 100
4	50 – 75
3	25 – 50
2	5 - 25
1	1 - 5
+	0,1 - 1
r	<0,1

W skrócie kolejne kroki badania roślinności obejmują:

1. wyznaczenie prostopadle do linii brzegowej transektu o szerokości **20-30 m**;
2. ustaleniu **maksymalnej głębokości występowania roślin** (zasięg głębokościowy makrofitów), która wyznacza **długość transektu** i określa powierzchnię wykonywania badania;
3. oszacowaniu **całkowitego procentowego pokrycia** transektu roślinnością;
4. **identyfikacji** wszystkich zbiorowisk roślinnych występujących na transekcie z **oszacowaniem ich procentowego pokrywania** w stosunku do całkowitej powierzchni zajmowanej przez rośliny w przeliczeniu na skalę Braun-Blanqueta.

5.4. Opracowanie danych

W celu uzyskania danych o roślinności w skali całego jeziora, dane ze wszystkich wykonanych na jeziorze transektów należy następnie uśrednić w następujący sposób:

- **średnia głębokość występowania roślin** jest arytmetyczną średnią maksymalnej głębokości na poszczególnych transektach;
 - **średnie procentowe pokrycie** fitolitoralu roślinnością jest średnią arytmetyczną całkowitego pokrycia poszczególnych transektów;
-

- oba wskaźniki umożliwiają następnie wyliczenie **całkowitej powierzchni zajmowanej przez rośliny, czyli powierzchni fitolitoralu (N)**; powierzchnię fitolitoralu wylicza się w oparciu o dane morfometryczne jeziora, jako powierzchnię ograniczoną odpowiednią izobatą z uwzględnieniem procentu pokrycia; w przypadku jezior bardzo płytkich, gdzie całe dno jeziora jest porośnięte makrofitami, powierzchnia fitolitoralu jest równa powierzchni jeziora, z uwzględnieniem procentowego pokrycia roślinności;

Przykład:

- średni maksymalny zasięg głębokościowy roślin wynosi 5,0 m;
- średnie pokrycie fitolitoralu roślinnością wynosi 40 %;
- powierzchnia litoralu ograniczona izobatą 5,0 m (odczytana z karty morfometrycznej) wynosi 12,75 ha,
- całkowita powierzchnia zajmowana przez rośliny, czyli powierzchnia fitolitoralu wynosi $N = 12,75 \times 0,4 = 5,1 \text{ ha}$

- zestawienie wszystkich zbiorowisk roślinnych, występujących na poszczególnych transektach powinno przedstawiać **pełny skład syntaksonomiczny** fitolitoralu jeziora;
- **średnie pokrycie każdego zbiorowiska roślinnego (n)** w obrębie fitolitoralu jest średnią arytmetyczną jego pokrycia na poszczególnych transektach, po przeliczeniu stopni skali Braun-Blanqueta na średnie pokrywanie procentowe; w tym celu każdy stopień skali Braun-Blanqueta przypisany danemu zbiorowisku roślinnemu na poszczególnych transektach należy zamienić na średnie procentowe pokrywanie, według następujących wartości:

Zakres klas pokrycia [%]	Skala B-B	Średnie pokrycie [%]
75 - 100	5	86
50 – 75	4	61
25 – 50	3	34
5 - 25	2	15
1 - 5	1	3
0,1 - 1	+	0,5
<0,1	r	0,1

Wartości pokrycia w tabeli zostały wyliczone na podstawie danych z bazy danych, a nie są średnimi arytmetycznymi granic klas.

Przykład:

- zbiorowisko *Potametum perfoliati* występowało na 8 spośród 14 wykonanych transektów i przyjmowało wartości pokrycia według skali BB:

na jednym transekcie	4	$1 \times 61 = 61$
na dwóch transektach	3	$2 \times 34 = 68$
na czterech transektach	1	$4 \times 3 = 12$
na jednym transekcie	+	$1 \times 0,5 = 0,5$

W sumie: 141,5
- średni udział powierzchni zajmowanej przez zbiorowisko *Potametum perfoliati* wynosi:
 $n = 141,5 : 14 \text{ transektów} = 10,1 \%$

Suma średniego pokrycia wszystkich zbiorowisk zarówno na poszczególnych transektach, jak i w obrębie całego fitolitoralu powinna być zbliżona do $100 \pm 5 \%$, co jest dobrym sprawdzeniem właściwego oszacowania pokrywania na transektach. Jeżeli średnie pokrycie wynosi poniżej 100 % wówczas oznacza to, że pokrywanie zostało niedoszacowane (zaniżone), jeżeli powyżej 100 % to przeszacowane (zawyżone).

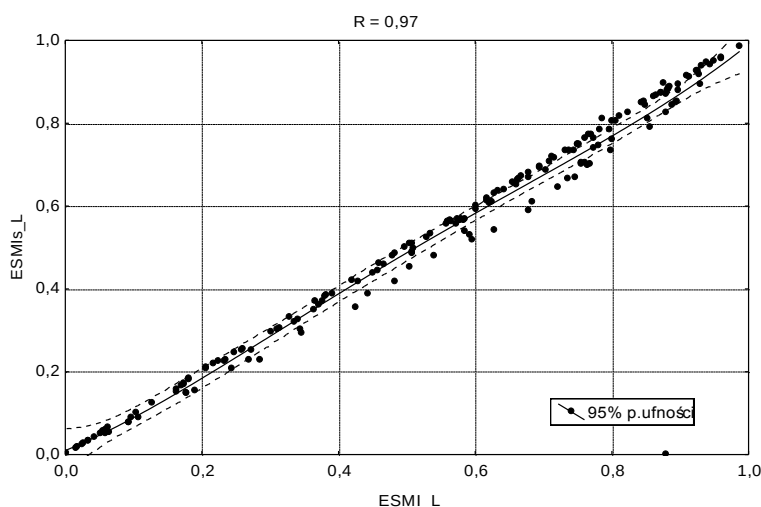
Uzyskane w ten sposób parametry są niezbędne do wyliczenia wskaźników metody ESMI. Wyliczenie zarówno wszystkich parametrów wyjściowych (N , n_i), jak i wskaźników samej metody ESMI (H , $H_{\max}$, Z , ESMI) jest możliwe do wyliczenia samodzielnie lub przy pomocy prostych arkuszy kalkulacyjnych, np. Excel czy Access. Jednak dla ułatwienia i usprawnienia przeliczania, a także w celu zmniejszenia ryzyka błędu rachunkowego, rekomenduje się zastosowanie programu, powstałego w związku z metodą ESMI. **Program do obsługi bazy danych ESMI** oparty został na relacyjnej bazie danych Fox Pro, wykorzystywanej od wielu lat w rutynowym monitoringu jezior, prowadzonym przez wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska. Program daje możliwości wyliczenia zarówno wszystkich parametrów opartych na morfometrii jeziora (liczba transektów, powierzchnia ograniczona izobatą 2,5 m, etc), jak i wszystkich wskaźników metody ESMI, na podstawie danych o makrofitach pozyskanych w terenie. Dane wyjściowe mają format DBF. akceptowany przez wszystkie powszechnie wykorzystywane systemy obróbki danych, jak: STATISTICA, ARC-VIEW, Exel czy Access oraz duże bazy danych jak ORACEL, SQL i My SQL. Nowa wersja Visual Fox Pro (w ubiegłym roku wprowadzono wersję VIP 9) pozwala na zamieszczanie w bazie danych obiektów graficznych i zdjęć. Przewiduje się, że w przyszłości na podstawie badań makrofitów opracowywane będą mapy roślinności, w oparciu o pomiary GPS oraz zdjęcia.

6. Pilotowe zastosowanie metody ESMI na jeziorach polskich - wyniki testowania

6.1. Wiarygodność metod badania makrofitów w terenie

W sezonie wegetacyjnym 2006, oprócz gromadzenia danych uzupełniających braki w bazie danych, na wybranych 13 obiektach, reprezentujących różne typy i stany ekologiczne, przeprowadzono testowanie nowoopracowanej metody oceny wód na podstawie makrofitów. Głównym celem testu było sprawdzenie, czy uproszczenie metodyki terenowej, stosowanej w oryginalnej metodzie MFI (mapowanie fitocenoz całego fitolitoralu w bezwzględnych jednostkach powierzchni z dokładnością do m^2) do opracowanej na potrzeby monitoringu metody opartej na transektach (gdzie pokrycie roślinności oceniane jest w uproszczonej siedmiostopniowej skali Braun-Blanqueta) daje wiarygodne wyniki oceny.

Pierwsze analizy korelacji przeprowadzono jeszcze przed przystąpieniem do badań terenowych, na podstawie dostępnej wówczas bazy danych, stosując różne metody ilościowego ujęcia roślinności litoralu jezior. Jako miarę obfitości makrofitów przyjęto: powierzchnie poszczególnych fitocenoz w m^2 , powierzchnie grup ekologicznych (poszczególne strefy roślinnych) w m^2 oraz w przeliczeniu na siedmiostopniową skalę pokrywania Braun-Blanqueta. Należy tu podkreślić, że różne skale pokrywania zostały uzyskane na drodze symulacji, przez przeliczenie istniejących danych (z powierzchni bezwzględnych na skalę Braun-Blanqueta), a nie z przeprowadzonych różnymi metodami badań terenowych. Analiza ta stanowiła jedynie punkt wyjścia do dalszych prac. Stosując różne miary obfitości uzyskano bardzo zbieżne wyniki wartości wskaźnika ESMI (CIECIERSKA 2006, niepubl.) (rys. 10). Tak silna korelacja dała asumpt do uproszczenia metodyki terenowej (szczegółowe mapowanie roślinności z dokładnością do m^2 nie jest konieczne, skoro wiarygodne wyniki można uzyskać stosując dużo prostszą punktową skalę szacunkową).



Rys. 10. Zależność pomiędzy wartościami ESMI wyliczonymi na podstawie bezwzględnych wartości pokrywania (ESMI_L) oraz w przeliczeniu na skalę Braun-Blanqueta (ESMIs_L), $r = 0,97$ (przedruk z pracy CIECIERSKA 2006, niepubl.)

Jeszcze w sezonie wegetacyjnym 2005 roku, przed przystąpieniem do projektu, na sześciu jeziorach przeprowadzono wstępne testowanie bardzo prostej metody sigma-asocjacji (TÜXEN 1979, GÉHU 1976, GÉHU 1977), w której zdjęcie synfytosocjologiczne wykonuje się w skali całego jeziora; powierzchnią zdjęcia jest całkowita powierzchnia fitolitoralu, a każda zidentyfikowana w obrębie jeziora fitocenoza otrzymuje tylko jedną wartość pokrywania w skali Braun-Blanqueta (jeżeli dane zbiorowisko roślinne w skali całego litoralu zajmowało od 25-50 % powierzchni to otrzymuje 3). Metoda sigma-asocjacji dała bardzo obiecujące wyniki, wykazując wysoką korelację z wynikami uzyskanymi metodą mapowania. We wszystkich sześciu jeziorach liczba stwierdzonych zbiorowisk roślinnych była identyczna (rys. 11), a różnice wartości wskaźnika makrofitowego ESMI, wyliczonego na podstawie obu metod, były zaniedbywalne, na granicy błędu statystycznego (załącznik 5). Wszystkie z przetestowanych jezior na podstawie obu metod zostały zaklasyfikowane do tych samych stanów ekologicznych.

Badania pilotowe, prowadzone w 2006 roku, na 13 jeziorach przeprowadzono równoległe już trzema metodami:

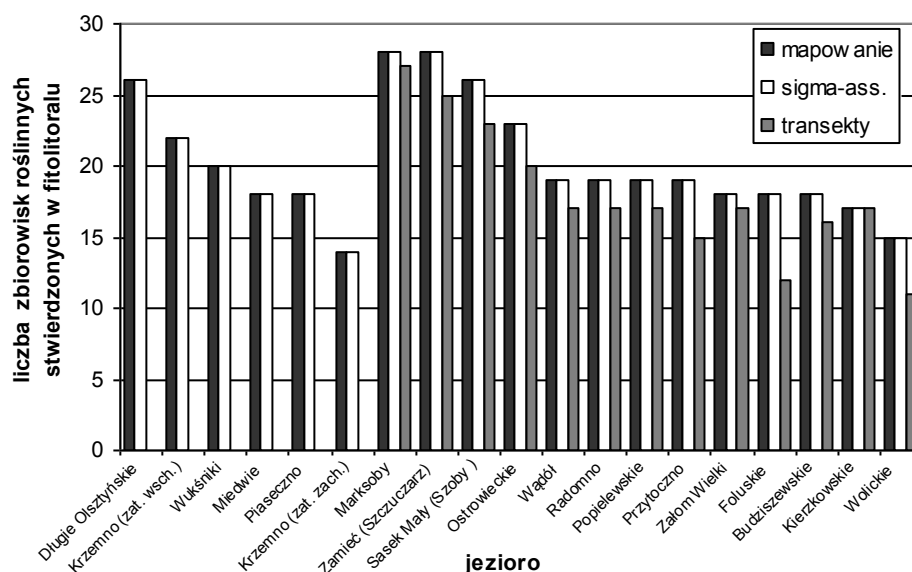
- 1) bardzo szczegółową metodą mapowania fitolitoralu w bezwzględnych jednostkach powierzchni (m^2);
- 2) metodą transektów z szacowaniem pokrycia roślinności w skali Brauna-Blanqueta (według metodyki opisanej w rozdziale 4);
- 3) uproszczoną metodą sigma-asocjacji, przy czym w metodzie tej badanie litoralu przeprowadza się podobnie, jak przy mapowaniu, a uproszczony jest jedynie sposób oceny obfitości zbiorowisk roślinnych.

Dodatkowo, w celu sprawdzenia wielkości błędu badacza, na pięciu z tych jezior badania roślinności zostały przeprowadzone niezależnie przez dwie osoby. W przypadku metody transektów, badania roślinności wykonywane były przez obie osoby na w tych samych transektach, co uniemożliwiło analizę poprawności wyboru stanowisk badawczych (rozrzutu wyników w zależności od rozmieszczenia transektów wokół jeziora).

Rezultaty testu wykazały bardzo dużą zbieżność wyników oceny przeprowadzonej na podstawie tych trzech metod (załącznik 5). Parametrami niezbędnymi do wyliczenia wskaźników metody, które mogą zostać błędnie oszacowane w terenie, są: wykaz zbiorowisk roślinnych (ich liczba i skład taksonomiczny) oraz średnia głębokość zasiedlenia litoralu (na podstawie której wyliczana jest powierzchnia fitolitoralu oraz wskaźnik zasiedlenia Z).

Największe rozrzuty stwierdzono w przypadku liczby zbiorowisk roślinnych, zidentyfikowanych w fitolitoralu na podstawie różnych metod badań makrofitów, przy czym najniższą liczbę zbiorowisk wykrywała metoda transektów (rys. 11). Różnica ta wynosiła od jednego do czterech zbiorowisk (a w przypadku jednego jeziora nawet sześć) w stosunku do listy stwierdzonej najdokładniejszą metodą mapowania. Metoda

mapowania i metoda sigma-asocjacji dawała niemal identyczne wyniki ze względu na taki sam sposób sondowania litoralu.



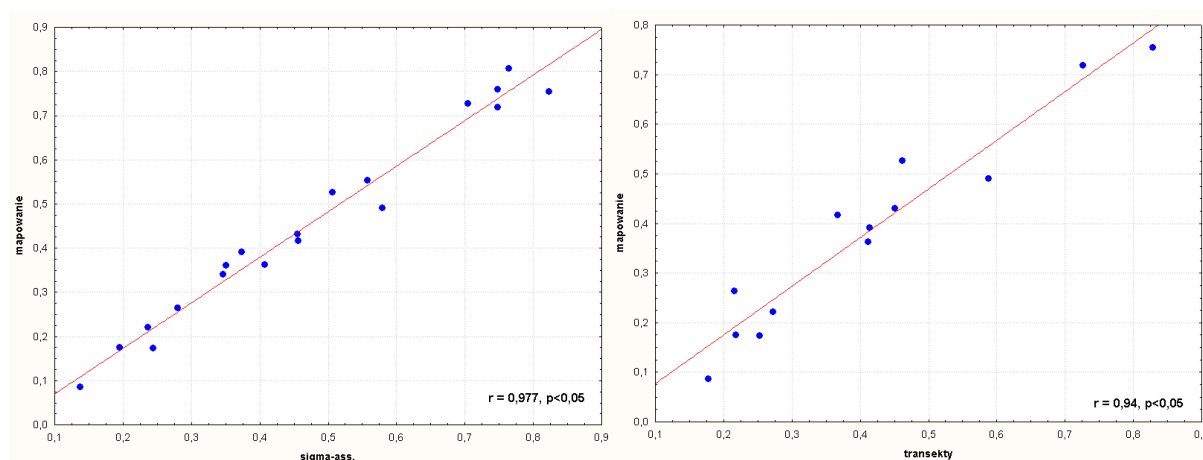
Rys. 11. Porównanie liczby zbiorowisk roślinnych, zidentyfikowanych w litoralu jezior badanych różnymi metodami

Zbiorowiska, które nie zostały zidentyfikowane w litoralu metodą transektów, charakteryzowały się bardzo niskim pokrywaniem, występowały w litoralu incydentalnie i nie miały znaczenia w budowaniu układów roślinnych (zbiorowiska sporadyczne, których udział w fitolitoralu nie przekraczał 1%, co odpowiada r i $+$ w skali Brauna-Blanqueta). Można założyć, że przy dobrze zaprojektowanej liczbie i rozmieszczeniu transektów małe jest prawdopodobieństwo pominięcia zbiorowiska, które ma znaczący udział w budowaniu fitolitoralu. Rzeczywiście mogą być natomiast pominięte zbiorowiska sporadyczne, które mają znikomy wpływ na wartości wskaźników metody ESMI. Szczególnie wskaźniki różnorodności, oparte na strukturze dominacji (H i $H_{\max}$) są bardzo stabilne i mało wrażliwe na gatunki sporadyczne, o małym pokryciu.

Maksymalna głębokość występowania roślin, zidentyfikowana różnymi metodami, była bardzo zbliżona, a rozrzut wartości tego parametru nie wpływał istotnie na wyliczoną na jego podstawie powierzchnię fitolitoralu (różnice pomiędzy wartością maksymalną i minimalną nie przekraczające 10 %), jak również na wartość wskaźnika zasiedlenia Z . Stwierdzone różnice głębokości zasiedlenia rzędu 0,2 – 0,3 m są na granicy błędu pomiarowego i zostają zniwelowane przy (z konieczności znacznie uproszczonych) przeliczeniach z planu batymetrycznego.

Stwierdzone na podstawie badań pilotowych różnice wartości parametrów, badanych różnymi metodami, wpływają bardzo nieznacznie na wartości pośrednich wskaźników metody (H , $H_{\max}$, Z) oraz samego wskaźnika ESMI. Korelacje r Spearmana

wartości ESMI uzyskane różnymi metodami badania makrofitów w terenie przedstawia rysunek 12.



Rys. 12. Zależność pomiędzy wartościami ESMI wyliczonymi na podstawie różnych metod oceniania obfitości zbiorowisk roślinnych (metoda mapowania vs. metoda sigma-asocjacji oraz metoda mapowania vs. metoda transektów)

Analiza wyników badań przeprowadzonych przez dwie różne osoby wykazała, że zarówno metoda sigma-asocjacji, jak i metoda transektów, są w zasadzie niewrażliwe na badacza. Wyniki uzyskane przez profesjonalnego badacza oraz przez przeszkolonego pracownika były w zasadzie identyczne (w obrębie tej samej metody).

Niemal wszystkie testowane jeziora zostały zaklasyfikowane na podstawie ESMI do takich samych stanów ekologicznych, niezależnie od przyjętej metody badawczej. Jedynie w dwóch przypadkach (jeziora Popielewskie i Przytoczno) ocena na podstawie transektów zawyżyła wynik oceny o jedną klasę, ze stanu słabego do umiarkowanego. Wynika to z faktu, że oba te jeziora reprezentują stany na pograniczu klas, a powszechnie wiadomo, że największe ryzyko błędnego zaklasyfikowania stanowiska występuje właśnie na granicy klas.

Celem testu było sprawdzenie, czy uproszczenie metodyki badawczej od szczegółowego mapowania do prostych transektów daje wiarygodną ocenę jeziora na podstawie makrofitów. Wyniki testu potwierdziły wysoką przydatność metody transektów w monitoringu jezior. Metoda ta jest dużo mniej czaso- i pracochłonna niż mapowanie, a pomimo znacznego uproszczenia, daje te same lub bardzo zbliżone wyniki oceny. Testowana równolegle metoda sigma-asocjacji, jakkolwiek również wiarygodna i dająca zbliżone wyniki, jest jednak niemal tak samo czaso- i pracochłonna jak metoda mapowania (wymaga szczegółowego sondowania całego litoralu). Pozytywne wyniki przeprowadzonego testu potwierdzają, że przedstawiona w rozdziale 5 metoda transektów może być rekomendowana w rutynowym monitoringu jezior w Polsce.

6.2. Wdrażanie metody do rutynowego monitoringu jezior

Jakkolwiek rekomendowana metoda została przetestowana, to jednak pilot obejmował ograniczoną liczbę obiektów, prowadzony był przez zaledwie jeden sezon wegetacyjny, przez ograniczoną liczbę badaczy. Właściwe sprawdzenie wiarygodności metody będzie możliwe dopiero po jej wdrożeniu do rutynowego monitoringu. Wówczas badania roślinności będą prowadzone przez pracowników wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska (docelowa grupa badających), na wielu różnych obiektach, rozmieszczonych w różnych regionach Polski oraz obejmujących różne sytuacje terenowe. Dopiero analiza tak zebranych wyników może wskazać słabe i mocne strony metody i umożliwić wprowadzenie niezbędnych poprawek. Dlatego też zalecane jest, aby dwa pierwsze lata badań makrofitów w ramach nowego programu monitoringu potraktować jako badania pilotowe, z możliwością wprowadzenia drobnych modyfikacji metody po tym okresie (np. wspomniana wcześniej poprawka do wzoru na ESMI, uwzględniająca nachylenie stoku misy jeziornej).

Ponadto, po zebraniu większego materiału z obszaru całej Polski, może się okazać, że układy roślinne jednak wykazują pewne zróżnicowanie geograficzne lub też różnicują się ze względu na inne parametry, nie uwzględnione w obecnej typologii makrofitowej. Może to dać podstawę do uszczegółowienia obecnej typologii biotycznej i wydzielenia innych, bardziej wysublimowanych typów jezior. Pozwoli to również wyrafinować klasyfikację jezior polskich.

Aby wdrożenie tej metody było możliwe, niezbędne jest przeprowadzenie dla pracowników wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska, szkoleń w zakresie: rozpoznawania gatunków makrofitów, wyznaczania transektów w terenie, przeprowadzania badań roślinności na transektach oraz sposobów obróbki danych i wyliczania wskaźników metody ESMI. Przeszkolenie takie powinno obejmować przynajmniej tydzień zajęć w terenie i w pracowni, i odbyć się w trakcie sezonu wegetacyjnego (nie wcześniej niż od połowy czerwca). Ponadto niezbędne jest przygotowanie i wyposażenie wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska w odpowiednie klucze do oznaczania makrofitów.

7. Wnioski

1. Pod względem zróżnicowania biotycznego wszystkie jeziora polskie grupują się w zaledwie czterech typach makrofitowych: 1) jeziora o wodach miękkich, tzw. lobeliowe, 2) jeziora o wodach bogatych w wapń tzw. ramienicowe głębokie, 3) jeziora o wodach bogatych w wapń tzw. ramienicowe płytkie, 4) jeziora Łęczyńsko-Włodawskie.
 2. Warunki referencyjne dla polskich typów makrofitowych, opracowane metodami statystycznymi, rekomendowanymi w wytycznych (WSW, RDW 2003), są spójne z warunkami przyjętymi w innych krajach europejskich, jak również z wartościami ustalonymi na forum międzynarodowym na potrzeby ćwiczenia intrerkalibracyjnego.
 3. Polska metoda oceny stanu ekologicznego na podstawie makrofitów oparta jest na multimetriksie (Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego – ESMI), który jest skonstruowany ze wskaźników, uwzględniających skład taksonomiczny i obfitość makrofitów. Zarówno poszczególne wskaźniki wchodzące w jego skład, jak i sam kumulatywny indeks, wyraźnie i w sposób kierunkowy reagują na presję. Indeks przyjmuje wartości w zakresie od 0 do 1, gdzie wartość maksymalna oznacza stan referencyjny i spada wraz z pogarszaniem się jakości ekosystemu. Tym samym indeks ESMI spełnia wszystkie wymagania Ramowej Dyrektywy Wodnej, stawiane współczynnikom jakości ekologicznej dla celów klasyfikacji stanu ekologicznego.
 4. Granice klas, ustalone metodami statystycznymi na podstawie rozrzutu wartości ESMI, będą mogły być ostatecznie zatwierdzone dopiero po ich harmonizacji z granicami stosowanymi w systemach oceny innych krajów europejskich w paneuropejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym.
 5. Jako metoda badania makrofitów w terenie opracowana i zarekomendowana została metoda oparta na transektach. Wiarygodność wyników oceny według tej metody została potwierdzona w badaniu pilotowym, przeprowadzonym w 2006 roku na 13 jeziorach.
 6. Do pełnego wdrożenia opracowanej metody w rutynowym monitoringu jezior w Polsce niezbędne jest przeprowadzenie dla pracowników wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska, co najmniej tygodniowych szkoleń w zakresie: rozpoznawania gatunków makrofitów, wyznaczania transektów w terenie, przeprowadzania badań roślinności na transektach oraz sposobów obróbki danych i wyliczania wskaźników metody ESMI.
 7. Niezbędne jest również przygotowanie odpowiednich kluczy do oznaczania makrofitów i wyposażenie w nie wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska.
 8. W celu uniknięcia błędów rachunkowych oraz ułatwienia pracy, do wyliczenia wskaźników metody oceny jezior zaleca się wykorzystanie prostego oprogramowania, powstałego na potrzeby metody ESMI.
-

-
9. Metody ESMI w obecnym kształcie nie należy traktować jako absolutnie ostatecznej. Pełne sprawdzenie wiarygodności rekomendowanej metody będzie możliwe dopiero po dwóch latach jej stosowania w rutynowym monitoringu. Po tym okresie będzie możliwe przeprowadzenie analizy pierwszych wyników uzyskanych przez pracowników wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska, wskazanie słabych i mocnych stron metody oraz wprowadzenie niezbędnych modyfikacji, czy to do metodyki badawczej w terenie, czy do procedury wyliczania wskaźnika ESMI (np. poprawka do wzoru, uwzględniająca nachylenie stoku misy jeziornej), czy też do samej klasyfikacji (wartości granic klas).
 10. Analiza większego materiału z obszaru całej Polski może wskazać, że układy roślinne wykazują pewne zróżnicowanie geograficzne lub też różnicują się ze względu na inne parametry, nie uwzględnione w obecnej typologii makrofitowej, co będzie stanowiło podstawę uszczegółowienia typologii biotycznej oraz wyrafinowania obecnej klasyfikacji jezior polskich.
-

8. Piśmiennictwo

- BAATTRUP-PEDERSEN A., ANDERSSON B., BRANDRUD T.E., KARTTUNEN K., RIIS T., TOIVONEN H., 2001. Macrophytes. W: Skriver J. (red). Biological monitoring in Nordic rivers and lakes. National Environmental Research Institute, Denmark. Temanord 2001:513: 53-60
- BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E., 1989. Charakterystyka geograficzna i klimatyczna Mazurskiego Parku Krajobrazowego oraz podział hydrologiczny na wydzielone zlewnie jeziorne, [w:] Hillbricht-Ilkowska A., (red.) Jeziora Mazurskiego Parku Krajobrazowego, stan eutrofizacji, kierunki ochrony. Ossolineum, Zeszyty Naukowe „Człowiek i Środowisko” 1: 13-20
- BANASZAK J., TOBOLSKI K. (red.), 2000. Park Narodowy Bory Tucholskie. Stan poznania przyrody na tle kompleksu leśnego Bory Tucholskie. Bydgoszcz
- BEGUIN C., HEGG O. 1975: Quelques association d' association (sigmassociations) sur les anticlinaux jurassiens recouverts d' une vegetation naturelle (essai d' analyse scientifique du paysage), Documents phytosociologiques, 9-14
- BEGUIN C., HEGG O. 1976: Une sigmassociations remarquable au Pied du premier anticlinal jurassien, Documents phytosociologiques, 15-18
- BERNATOWICZ S., 1960. Charakterystyka jezior na podstawie roślin naczyniowych. Roczniki Nauk Rolniczych, t. 77-B-1: 79-99
- BOBROWICZ M.A., KRASKA M., CHODYŁA K., 1994. Zróżnicowanie populacji *Lobelia dortmanna* L. w jeziorach oligotroficznych Pojezierza Bytowskiego. W: Kraska M., (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Idee Ekologiczne 6, seria Szkice 4, t. I, UAM, Poznań: 117-124
- BRAUN-BLANQUET J., 1964. Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien, New York
- CEN, 2003. EN-14184 – Guidance standard for the surveying of macrophytes in lakes. Rep.CEN/TC230/WG2/TG3:N72, Comité Européen de Normalisation
- CIECIERSKA H., 1997. Zastosowanie wskaźnika synantropizacji jako miary strukturalno - przestrzennych zmian w procesie synantropizacji roślinności wodnej. W: Puszkarski T. (red.), Współczesne kierunki ekologii, Ekologia behawioralna, Lublin: 233-361
- CIECIERSKA H., 1999. Zróżnicowanie fitocenotyczne i ocena stanu jeziora Mokre w Mazurskim Parku Krajobrazowym. W: Zdanowski B., Kamiński M., Martyniak A. (red.) Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych. Materiały z ogólnopolskiej konferencji. IRŚ w Olsztynie, Wigry, 11-13 maja 1998: 333-346
- CIECIERSKA H., 2003. Disturbances in the littoral vegetation of Lake Kołowin (Masurian Landscape Park) after ecological catastrophe. Ecological Questions 3: 77-83
- CIECIERSKA H., 2002. Zmiany szaty roślinnej jezior miejskich Pojezierza Mazurskiego pod wpływem antropopresji, Acta Botanica Warmiae et Masuriae, Olsztyn, 2: 5-26
- CIECIERSKA H., 2004A. Ecological State of Reference Lakes of the European Intercalibration Network, Located in the Masurian Landscape Park (NE Poland). Limnological Review, Sosnowiec, 4: 45-50
-

-
- CIECIERSKA H., 2004B. Ecological state of shallow lakes in the Pomeranian Lakeland (NW Poland). *Limnological Review*, Sosnowiec, 4: 51-56
- CIECIERSKA H., 2004C. Phytocenotic diversity of littoral in lakes of the Masurian Landscape Park – current state and changes. *Teka Kom. Och. Kszt. Środ. Przyr.*, Lublin 1: 32-38
- CIECIERSKA H., 2005. Makrofitowa metoda oceny stanu ekologicznego jezior. Katedra Botaniki i Och. Przyr., Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn (maszynopis)
- CIECIERSKA H., 2006. Makrofitowa metoda oceny stanu ekologicznego jezior. Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie (maszynopis)
- CZARNECKA B., SUGIER P., 1998. Landscape changes in macro- and mikroscales, *Ecology*, 17, Suplem. 1, Bratislava: 177-188
- DĄBROWSKA B., GOSZCZYŃSKI J., 1997. Zespoły ramienic jeziora Ostrowite na tle warunków siedliskowych. Materiały z konferencji krajowej: Diagnostowanie stanu środowiska. Metody badawcze - prognozy. Tleń k. Bydgoszcz, 27-28 listopada 1997
- DĄBROWSKA B., GOSZCZYŃSKI J., 1998. Makrofity Strugi Siedmiu Jezior na terenie Parku Narodowego Bory Tucholskie. W: Banaszak J., Tobolski K. (red.), *Park Narodowy Bory Tucholskie. Stan poznania przyrody na tle kompleksu leśnego Bory Tucholskie*. WSP, Bydgoszcz: 250-259
- DĄMBSKA I., 1966. Zbiorowiska ramienic Polski. *Pozn. Tow. Przyjaciół Nauk, Ser. B., Biol.*, 31/3: 1-75
- DUIGAN C, KOVACH W., PALMER M., 2006. Vegetation communities of British lakes: a revised classification. JNCC, Peterborough
- DZIEDZIC J., 1999. Stan poznania hydrofitów i ich zespołów w jeziorach Wigierskiego Parku Narodowego. W: Zdanowski B., Kamiński M., Martyniak A. (red.) *Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych. Materiały z ogólnopolskiej konferencji: Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych*. IRŚ w Olsztynie, Wigry, 11-13 maja 1998: 323-331
- DZIEDZIC J., 2002. Zmiany roślinności jeziora Kortowskiego. Univ. Olsztyński, Katedra Bot. i Och. Przyr., Olsztyn (maszynopis)
- ENDLER Z., DZIEDZIC J., PIETRASZEWSKI W., 1989A. Roślinność zlewni jezior Stopka i Garbaś Duży na Pojezierzu Elckim. *Acta Acad. Agricult. Techn. Olst. Agricultura*, 49, Olsztyn: 3-11
- ENDLER Z., DZIEDZIC J., PIETRASZEWSKI W., 1989B. Roślinność rzeczywista zlewni jeziora Łękuk Wielki w Puszczy Boreckiej. *Acta Acad. Agricult. Techn. Olst. Agricultura*, 49, Olsztyn: 13-20
- EU, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 Oct. 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJEC L 327/1 of 22.12.2000
- GABRYELAK T. (red.), 1998. Bory Tucholskie – ochrona biosfery. Materiały z III Konferencji „Bory Tucholskie – ochrona biosfery”, 27-29 września 1998, Suszek k. Tucholi, Wyd. UŁ, Łódź
-

-
- GEHU J., M. 1976. Sur les paysages vegetaux, ou sigmassociations der praires salees du Nord-Ouest de la France, Documents phytosociologiques 15-18
- GEHU J., M. 1977. Le concept de sigmassociatin et son application a' l'etude du paysage vegetal des falaises atlantiques francaises, Vegetatio, The Hague, 34, 2: 117-125
- GOŁDYN H., 1984. Zbiorowiska roślin wodnych jeziora Zbęchy i okolicznych torfianek na Pojezierzu Leszczyńskim. Bad. Fizjogr. nad Pol. Zach. T. XXXV, Ser. B., Botanika: 119-135
- GOŁDYN R., 1983. Zbiorowiska roślinności zanurzonej Jeziora Dominickiego i Jeziora Kuźnickiego na Pojezierzu Wielkopolskim. Bad. Fizjogr. nad Pol. Zach. T. XXXIV, Ser. B., Botanika: 165-192
- GONDKO R. (red.) (1992), Ochrona biosfery - Bory Tucholskie. Materiały z I Konferencji „Bory Tucholskie – ochrona biosfery”, 25-27 czerwca 1992, Suszek k. Tucholi, Wyd. UŁ, Łódź
- GONDKO R., GABRYELAK T. (red.), 1996. Bory Tucholskie – Biosphere Conservation. Materiały z II Konferencji „Bory Tucholskie – ochrona biosfery”, 16-18 października 1995, Suszek k. Tucholi, Wyd. UŁ, Łódź
- GRZYBOWSKI M., ENDLER Z., JUŚKIEWICZ B., 2000. Szata roślinna jeziora Lękuk Wielki w Puszczy Boreckiej. Natur. Sc. 4, Olsztyn: 183-197
- GWOŹDZIŃSKI K. (red.) (2001), Bory Tucholskie – zasoby i ich ochrona. Materiały z IV Konferencji „Bory Tucholskie – ochrona biosfery”, 19-21 września 2001, Charzykowy, Wyd. UŁ, Łódź
- JANAUER G.A., 2002. Guidance on the Assessment of Aquatic Macrophytes in Lakes under the conditions of the Monitoring for the Water Framework Directive/EU (niepubl.)
- JENSÉN S., 1977. An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. Vegetatio 33: 107-118
- JEZIORA LOBELIOWE POŁOŻONE NA TERENIE WOJEWÓDZTWA ŚLĄSKIEGO, 1998. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, WIOŚ, Śląsk
- JUSIK SZ., ZGOŁA T., 2005. Opracowanie charakterystyki makrofitów w jeziorach Brodnickiego Parku Krajobrazowego. Akademia Rolnicza w Poznaniu, Poznań (maszynopis)
- KESKITALO J., SALONEN K., 1994. Manual for integrated monitoring. Subprogramme Hydrobiology of Lakes. National Board of Waters and the Environment, Helsinki, Vesi-Ja Ymparistohallinnon Julkaisuja, Seria B, 16: 28-30
- KŁOSOWSKI S., 1994. Ekologia głównych zbiorowisk roślin wodnych z klasy Littorelletea uniflorae Br.-Bl. et Tx. 1943 w Polsce. W: Kraska M, (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Idee Ekologiczne 6, seria Szkice 4, t. I, UAM, Poznań: 93-104
- KŁOSOWSKI S., TOMASZEWICZ H., 1996. Zbiorowiska roślinności brzegowej systemu rzeczno-jeziornego Krutynii. W: Hillbricht-Ilkowska A., Wiśniewski R.J. (red.), Funkcjonowanie systemów rzeczno-jeziornych w krajobrazie pojeziernym: rzeka Krutynia (Pojezierze Mazurskie). Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko”, PAN, 13: 345-376
-

-
- KŁOSOWSKI ST., TOMASZEWICZ G., TOMASZEWICZ H., 2004. Long-term changes in aquatic and swamp vegetation in selected lakes of the Sejny Lake District. *Teka Kom. Och. Kszt. Środ. Przyr.*, Lublin, 1:102-109
- KOLADA A., SOSZKA H., GOŁUB M., 2005. Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Etap I. Identyfikacja problemów badawczych związanych z opracowaniem biologicznych metod oceny jakości rzek i jezior, zgodnych z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej, na potrzeby monitoringu wód powierzchniowych w Polsce. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa (maszynopis)
- KOLADA A., SOSZKA H., CYDZIK D., GOŁUB M., 2005. Abiotic typology of Polish lakes. *Limnologica* 35/3: 145-150
- KRASKA M., PIOTROWICZ R., 1994. Roślinność wybranych jezior lobeliowych na tle warunków fizyczno-chemicznych ich wód. W: Kraska M, (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Idee Ekologiczne 6, seria Szkice 4, t. I, UAM, Poznań: 67-84
- KRASKA M., PIOTROWICZ R., 2000. Jeziora lobeliowe: specyfika, trofia, roślinność oraz zagadnienia ochrony. Materiały z sesji naukowej: Ochrona jezior i mokradeł Pomorza Środkowego w świetle przemian naturalnych i zagrożeń cywilizacyjnych. Bobolice, 15-16 września 2000
- KRÓLIKOWSKA J. 1997. Eutrophication processes in a shallow, macrophyte-dominated lake - species differentiation, biomass and the distribution of submerged macrophytes in Lake Łuknajno (Poland), *Hydrobiologia* 342/343: 411-416
- KUDELSKA D., CYDZIK D., SOSZKA H., 1994. Wytyczne monitoringu podstawowego jezior – wydanie drugie uzupełnione. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, Warszawa
- LEKA J., 2005. Macrophytes as a tool to assess the ecological status of lakes. W: Lääne i Heinonen (red.). Sampling. Presentations of three training seminars about Quality Assurance (QA), Biological methods of Water Framework Directive and Waste water sampling techniques. *Suomen ympäristökeskuksen moniste* 328: 60-64
- Leka J., VALTA-HULKKONEN K., KANNINEN A., AIRAKSINEN O., 2002. Aquatic macrophytes in the classification of ecological status of boreal lakes: Testing field study methods and aerial photographing as tool for monitoring. W: Ruoppa M., Karttunen K. (red.) Typology and ecological classification of lakes and rivers. *TemaNord* 2002:566: 93-96
- MATHES J., PLAMBECK G., SCHAUMBURG J., 2002, Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. [in:] Deneke R., Nixdorf B., [eds] Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland, Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, BTU Cottbus Aktuelle Reihe, 5: 15-23
- MATUSZKIEWICZ J., M. 1978: Fitokompleks krajobrazowy - specyficzny poziom organizacji roślinności. [Landscape phytocomplex - specific level of plant organisation.], *Wiad. Ekolog.*, Warszawa, 24, 1: 3-13
- MILESTONE 6 REPORT – LAKES, 2006. Dokument roboczy Centralnej Interkalibracyjnej Grupy Geograficznej ds. jezior. IES, JRC (maszynopis)
-

-
- NAGENGAST B., WARZOCHA J., 2004. Zalewy i jeziora przymorskie (laguny). W: Herbich J. (red.) Siedliska morskie i przybrzeżne, morskie i śródlądowe solniska i wydmy. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T.1: 37-53
- PHILLIPS G., 2006. Derivation of chlorophyll boundaries based on changes to maximum depth distribution of submerged macrophytes. (maszynopis)
- PIECZYŃSKA E., 1988. Rola makrofitów w kształtowaniu trofii jezior. Wiad. Ecol. T. 34, 4, Dziekanów Leśny: 375-394
- PIECZYŃSKA E., 1993. Strefa litoralu a eutrofizacja jezior, ich ochrona i rekultywacja. Wiad. Ecol. T. 39, Zesz. 4, Dziekanów Leśny: 139-158
- POLAKOWSKI B., DZIEDZIC J., POLAKOWSKA E., 1973. Roślinność rezerwatu "Jezioro Łukniany" na Pojezierzu Mazurskim. Ochr. Przyr., 38: 85-114
- RADZIEJ J., 1992. Roślinność naczyniowa w kilkunastu jeziorach Wigierskiego Parku Narodowego. W: Zdanowski B. (red.), Jeziora Wigierskiego Parku Narodowego. Stan eutrofizacji i kierunki ochrony. Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko”, PAN, 3: 63-78
- REJEWSKI M., 1981. Roślinność jezior rejonu Łaski w Borach Tucholskich. UMK, Toruń
- SAMOSIEJ L., 1987. Wpływ antropopresji na roślinność litoralu jezior w krajobrazie rolniczym południowych Kujaw. Praca doktorska. Univ. Łódzki, Łódź, (maszynopis)
- SCHAUMBURG J., SCHRANZ CH., HOFMANN G., STELZER D., SCHNEIDER S., SCHMEDTJE U., 2004A. Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München
- SCHAUMBURG J., SCHRANZ CH., HOFMANN G., STELZER., SCHNEIDER S., 2004B. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution of the implementation of the Water Framework Directive. Limnologica 34: 302-314
- SHANNON C., E., WIENNER W., 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana
- SOSZKA H., KOLADA A., GOŁUB M., CYDZIK D., 2005. Ustalenie warunków referencyjnych odpowiednich dla typów wód powierzchniowych zgodnie z wymaganiami Załącznika II do Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE (w zakresie jezior). Etap I-II. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa (maszynopis)
- SUGIER P., CZARNECKA B., 1998. Changes of geocomponents in the landscape of Polesie Lubelskie under the influence of anthropopresion, Landscape transformation in Europe practical and theoretica aspects, The problems of landscape ecology, 3, Warszawa: 236-244
- SUGIER P., LORENC B., 2000. Zbiorowiska roślinne jeziora Łukie w Poleskim Parku Narodowym, Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 19, 2: 3-18
- SZMEJA J., 1996. Rejestr polskich jezior lobeliowych. Fragn. Flor. Geobot. Ser. Polinica, 3, Kraków: 347-367
-

-
- SZYPER H., GOŁDYN R., ROMANOWICZ W., KRASKA M., 1994. Możliwości ochrony oligotroficznego jeziora Jeleń przed czynnikami antropogennymi. W: Kraska M, (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Idee Ekologiczne 6, seria Szkice 4, t. I, UAM, Poznań: 105-116
- ŚRODA M., 1990. Szata roślinna jeziora Kołowin na Pojezierzu Mrągowskim. Acta Acad. Agricult. Tech. Olst. 18: 19-25
- TOMASZEWICZ H., KŁOSOWSKI S., 1985. Roślinność wodna i szuwarowa jezior Pojezierza Sejneńskiego. Mon. Bot., 67: 69-141
- TÜXEN R., 1977. Zur Homogenität von Sigmassoziationen, ihrer syntaxonomischen Ordnung und ihrer Verwendung in der Vegetations Kartierung, Documents phytosociologiques, N.S., Lille, 1: 321-327
- TÜXEN R., 1979. Sigmeten und Geosigmeten, ihre Ordnung und ihre Bedeutung für Wissenschaft, Naturschutz und Planung. Biogeog., The Hague-Boston-London, 16: 79-92
- WSW, RDW, 2003. Wytyczne metodyczne do ustalania warunków referencyjnych i granic klas stanu ekologicznego dla śródlądowych wód powierzchniowych (2003). Grupa Robocza WSW 2.3 - REFCOND
-