A photograph of a pond with water lilies. The water is dark and reflects the sky. Several green lily pads float on the surface, and several tall, pinkish-red flower spikes rise from the water. The overall scene is a natural, aquatic environment.

EKOSYSTEMY WODNE

funkcjonowanie, znaczenie, ochrona i rekultywacja

*Monografia wydana z okazji jubileuszu 70. urodzin
prof. dr. hab. Ryszarda Gołdyna*

EKOSYSTEMY WODNE

funkcjonowanie, znaczenie,
ochrona i rekultywacja

Początkiem wszechrzeczy jest woda

Tales z Miletu

EKOSYSTEMY WODNE
funkcjonowanie, znaczenie,
ochrona i rekultywacja

*Monografia wydana z okazji
jubileuszu 70. urodzin
prof. dr. hab. Ryszarda Gołdyna*

Redakcja naukowa:

Agnieszka Budzyńska, Renata Dondajewska-Pielka,
Joanna Rosińska, Anna Kozak i Katarzyna Kowalczyńska-Madura

Recenzent: prof. dr hab. Andrzej Hutorowicz

Projekt okładki: Piotr Pielka

Zdjęcia na okładce: Piotr Pielka, Katarzyna Kowalczevska-Madura

Wydanie monografii zostało sfinansowane ze środków
Dziekana Wydziału Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu oraz
Rektora Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu.

Copyright © by Authors, Poznań 2019

ISBN 978-83-7986-259-7

Bogucki Wydawnictwo Naukowe
ul. Górna Wilda 90
61-576 Poznań
www.bogucki.com.pl
biuro@bogucki.com.pl

Druk i oprawa: Uni-druk, Luboń k. Poznania

SPIS TREŚCI

<i>Piotr Klimaszyk, Marek Kraska, Ryszard Piotrowicz</i> Jeziora lobeliowe w badaniach Zakładu Ochrony Wód UAM	13
<i>Elżbieta Szelaǳ-Wasielewska</i> Struktura i zróżnicowanie przestrzenne fitoplanktonu w pelagialu lobeliowego jeziora Jeleń na Pojezierzu Bytowskim	27
<i>Agnieszka Budzyńska, Anna Kozak, Ryszard Gołdyn</i> Toksyczne zakwity sinicowe w jeziorach i zbiornikach zaporowych Wielkopolski	45
<i>Stanisław Podsiadłowski, Ryszard Gołdyn</i> Rekultywacja jezior	63
<i>Tomasz Joniak, Michał Rybak, Tadeusz Sobczyński</i> Chemiczna inaktywacja fosforu: od teorii do praktyki ekologicznie bezpiecznej rekultywacji jezior	71
<i>Katarzyna Kowalczevska-Madura, Renata Dondajewska-Pielka, Ryszard Gołdyn</i> Wymiana fosforu w interfacie osad-woda w badaniach eksperymentalnych <i>ex situ</i>	85
<i>Renata Dondajewska-Pielka, Katarzyna Kowalczevska-Madura, Anna Kozak, Agnieszka Budzyńska, Ryszard Gołdyn, Beata Messyasz, Stanisław Podsiadłowski</i> Zrównoważona rekultywacja jeziora jako długoterminowa strategia poprawy jakości jego wód	105
<i>Anna Kozak, Agnieszka Budzyńska, Joanna Rosińska, Ryszard Gołdyn</i> Zbiorowiska planktonowe w jeziorach poddanych zrównoważonej rekultywacji	119
<i>Joanna Rosińska, Renata Dondajewska-Pielka, Michał Rybak, Anna Kozak, Ryszard Gołdyn</i> Makrofity i makroglony: kierunki przemian i konsekwencje przeprowadzonych działań w jeziorach zeutrofizowanych	137
<i>Barbara Szpakowska, Maria Pajchrowska, Dariusz Świerk</i> Funkcjonowanie drobnych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym	153
<i>Natalia Kuczyńska-Kippen</i> Staw jako doskonały obiekt dydaktyczny	169

WPROWADZENIE

Monografia została przygotowana z okazji jubileuszu 70. urodzin prof. dr. hab. Ryszarda Gołdyna z Zakładu Ochrony Wód Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu. W monografii zebrano jedenaście artykułów dotyczących części z wielu zagadnień hydrobiologicznych, którymi w trakcie swojej pracy zajmował się Profesor.

Dwa rozdziały dotyczą badań prowadzonych na jeziorach lobeliowych, w które prof. Gołdyn był zaangażowany na początku swojej pracy zawodowej. Znaczna część monografii poświęcona jest tematyce jezior nadmiernie zeutrofizowanych, ich rekultywacji i odpowiedzi ekosystemu na prowadzone zabiegi, a więc tematyce bodaj najdłużej i najintensywniej eksplorowanej przez Profesora. Jeden z rozdziałów tej części odnosi się do problemu toksycznych zakwitów sinicowych, skłaniających do podejmowania działań rekultywacyjnych. Kolejny wprowadza w metody rekultywacji, szczegółowo przedstawiając koncepcję i praktykę rekultywacji zrównoważonej. Założenia teoretyczne inaktywacji fosforu w jeziorach zostały omówione w następnym rozdziale wraz z praktycznymi wskazówkami bezpiecznego dla ekosystemu stosowania takiej metody poprawy jakości wód. Jedno z opracowań zbiera wyniki badań nad uwalnianiem fosforu z osadów dennych, w tym zmian zasilania wewnętrznego w jeziorach rekultywowanych. W kolejnym rozdziale przedstawiono zmiany jakości wody w dwóch jeziorach, dla których dobrane zostały odpowiednie dla danego ekosystemu działania naprawcze. Dwa rozdziały zgłębiają problem reakcji elementów biotycznych ekosystemu, planktonu i makrofitów na zmiany w dopływie biogenów i na zabiegi rekultywacyjne. Ostatnie dwa opracowania monografii związane są z tematyką małych zbiorników wodnych, które były Profesorowi bliskie na pewnym etapie jego pracy w Fundacji Biblioteka Ekologiczna w Poznaniu.

Poprzez zebranie artykułów w tej monografii chcemy wyrazić swoje uznanie dla ogromnej wiedzy i wytrwałej pracy badawczej Profesora oraz wdzięczność za życzliwe inspirowanie i wspieranie naszego rozwoju naukowego.

Komitet Organizacyjny Konferencji Jubileuszowej z okazji
70. urodzin prof. dr. hab. Ryszarda Gołdyna

*dr hab. Anna Kozak
dr Katarzyna Kowalczevska-Madura
dr Renata Dondajewska-Pielka
dr Agnieszka Budzyńska
dr Joanna Rosińska*

PROF. DR HAB. RYSZARD GOŁDYN

Prof. dr hab. Ryszard Gołdyn urodził się latem 1949 roku w malowniczej wsi Muchy w powiecie ostrzeszowskim. Już od najmłodszych lat wykazywał zainteresowanie przyrodą. Swoją naukową pasję przyrodniczą rozwijał podczas studiów na Uniwersytecie im. Adama Mickiewicza w Poznaniu na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi na kierunku biologia. Aktywnie uczestniczył w działalności Koła Naukowego Przyrodników, pełniąc funkcję prezesa oraz publikując pierwsze artykuły naukowe w studenckim czasopiśmie „Notatki Przyrodnicze”. W fascynujący świat hydrobotaniki wprowadziła go ceniona prof. dr hab. Izabela Dąbska. Pod jej kierunkiem powstała praca magisterska pt.: „Zbiorowiska roślinne Jeziora Raczyńskiego pod Zaniemyślem”. Ciekawość otaczającego świata i wrodzona pracowitość pozwoliły przyszłemu Profesorowi ukończyć studia z wyróżnieniem.

Tuż po nich Ryszard Gołdyn rozpoczął pracę w Zakładzie Użytkowania i Ochrony Wód Powierzchniowych resortowego Instytutu Gospodarki Komunalnej, Oddział w Poznaniu. Zatrudniony na stanowisku stażysty intensywnie rozwijał swoje umiejętności i wiedzę, co pozwoliło mu awansować od pracownika naukowo-technicznego do starszego asystenta. Zainteresowania naukowe młodego badacza już wtedy obejmowały szeroką tematykę z zakresu hydrobiologii. Zajmował się m.in. jakością wody ujmowanej przez wodociągi komunalne oraz wpływem różnych form antropopresji na funkcjonowanie ekosystemów jeziornych. Pogłębiał swoje naukowe zainteresowania związane z fitoplanktonem, co zaowocowało pracą doktorską pt.: „Wpływ małych zbiorników zaporowych na fitoplankton Raduni na odcinku od Babiego Dołu do Straszyna”, napisaną pod kierunkiem doc. dr. hab. inż. Alojzego Jankowskiego. Jej napisanie umożliwiło starszemu asystentowi uzyskanie awansu na stanowisko adiunkta. Pod koniec 1990 roku Oddział Poznański Instytutu został włączony w struktury Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza, a Zakład Użytkowania i Ochrony Wód Powierzchniowych jako Zakład Ochrony Wód na Wydziale Biologii stał się nowym miejscem pracy Profesora, któremu pozostaje wierny do dzisiaj.

Potrzeba poprawy jakości wód rzeki Cybiny w Poznaniu zrodziła nowe zainteresowania badawcze Ryszarda Gołdyna, związane z możliwościami sterowania procesami wewnątrzekosystemalnymi w Zbiorniku Maltańskim przy użyciu metody biomanipulacji. Badania prowadził dzięki otrzymaniu dwóch grantów z Komitetu Badań Naukowych. W kolejnych latach testował potencjał spływu powierzchniowego jako metody oczyszczania wód, biorąc udział w projektowaniu unikalnego w skali kraju obiektu na terenie Ogrodu Zoologicznego w Poznaniu, a następnie analizowaniu zachodzących tam procesów. Jednocześnie Profesor był współautorem koncepcji dodatkowego podczyszczania wód Cybiny w czterech

niewielkich zbiornikach wstępnych, które w końcu lat 80. XX wieku zostały odtworzone na bazie stawów młyńskich powyżej Zbiornika Maltańskiego. Ich powstanie zaowocowało kilkuletnimi badaniami wpływu piętrzenia wody rzecznej w małych zbiornikach nizinnych na jej cechy fizyczno-chemiczne i zbiorowiska organizmów planktonowych. Wyniki przedstawione w pracy habilitacyjnej pt.: „Zmiany biologicznych i fizyczno-chemicznych cech jakości wody rzecznej pod wpływem jej piętrzenia we wstępnych, nizinnych zbiornikach zaporowych”, stanowiły osiągnięcie naukowe, które zostało docenione przez Radę Wydziału Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza. W 2001 roku nadała ona doktorowi Ryszardowi Gołdynowi stopień naukowy doktora habilitowanego.

W kolejnych latach prof. Ryszard Gołdyn skupił się na badaniu wpływu zlewni na funkcjonowanie ekosystemów wodnych oraz problemów związanych z ochroną i rekultywacją jezior. Jego wcześniejsze doświadczenia i obserwacje posłużyły do wdrażania i promowania metody zrównoważonej rekultywacji jezior. Strategia ta opiera się na wykorzystaniu i wspomaganiu procesów naturalnie zachodzących w ekosystemach jeziornych w celu poprawy jakości wód. Praktyczny wymiar tych prac umożliwiła współpraca z badaczami z Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu oraz z samorządami lokalnymi, borykającymi się z problemem ograniczeń w rekreacyjnym wykorzystaniu jezior z powodu złej jakości wody i zakwitów sinicowych. Dzięki licznym projektom, realizowanym m.in. wraz z włodarzami Poznania, Swarzędza, Rogoźna, Wągrowca, Szczecina, Turawy czy Zaniemyśla, programy zrównoważonej rekultywacji wchodziły w życie, a rzetelny monitoring zmian zachodzących w ekosystemach jeziornych dawał szansę oceny ich skuteczności. Swoją wiedzę i doświadczeniem dzielił się także z lokalnymi władzami Białego Boru, Zbąszynia czy Sławy, wskazując działania ochronne niezbędne dla poprawy jakości wód jeziornych.

Profesor jest autorem i współautorem 61 prac naukowych, indeksowanych w Web of Science oraz współtwórcą patentu udzielonego w 2013 roku przez Urząd Patentowy Rzeczypospolitej Polskiej o nazwie „Środek do rekultywacji powierzchniowych wód śródlądowych”. Wyniki badań Profesora, realizowanych wraz z zespołem Zakładu Ochrony Wód i we współpracy z innymi zespołami polskimi i zagranicznymi, zostały zaprezentowane na wielu konferencjach krajowych oraz międzynarodowych. Stanowiły też podstawę licznych rozdziałów w monografiach poświęconych badaniom hydrobiologicznym. Dorobek prof. Ryszarda Gołdyna wzbogaca ponadto mnogość ekspertyz i opracowań o wymiarze praktycznym, w których dzieli się wiedzą i doświadczeniem na temat funkcjonowania i ochrony jezior z tymi, którym również leży na sercu ich dobro. Ukoronowaniem ogromu pracy Ryszarda Gołdyna było nadanie mu w 2003 roku stanowiska profesora Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza, a w roku 2009, przez Prezydenta Rzeczypospolitej Polskiej – tytułu profesora nauk biologicznych.

Przez 10 lat prof. Ryszard Gołdyn był kierownikiem Zakładu Ochrony Wód (2007–2017). W tym czasie stworzył niewielki, lecz sprawny zespół, wspierający go w codziennej walce o utrzymanie dobrej jakości wód jezior, które jeszcze nie uległy znacznej degradacji, oraz o poprawę w tych akwenach, które bez ingerencji człowieka nie są w stanie powrócić do dobrego stanu. W dużej części zespół ten



stanowią młodzi naukowcy, których pracami magisterskimi i doktorskimi kierował prof. Gołdyn, dzieląc się własną wiedzą i doświadczeniem, inspirując do wyjątkowej pracy i poszukiwania nowych rozwiązań. Niektórzy jego wychowankowie są już doktorami habilitowanymi.

Intensywna działalność naukowa i administracyjna nie przeszkodziła Profesorowi w aktywnej pracy dydaktycznej i społecznej. Zaraził swoją wiedzą i pasją wielu studentów, co zaowocowało licznymi pracami licencjackimi i magisterskimi. Poprzez swoje zaangażowanie w ochronę środowiska i ciekawość świata, szczególnie tego wodnego, uwrażliwia na otaczającą nas przyrodę i jej cenne walory, a także kształci młodych hydrobiologów, między innymi podczas zajęć terenowych prowadzonych np. w ramach międzynarodowej szkoły letniej – International Summer School „Ecological state of the lake during restoration measures”, realizowanej od 2009 roku we współpracy z Zakładem Hydrobiologii UAM, Christian-Albrechts Universität (CAU) z Niemiec oraz Alexandru Ioan Cuza University of Iași (UAIC) z Rumunii.

Od chwili powstania Fundacji Biblioteka Ekologiczna w Poznaniu w 1989 roku Profesor jest jej członkiem, a od 2010 roku prezesem Zarządu. W ramach działań Fundacji współpracował z różnymi grupami społecznymi. Edukował zarówno dzieci, jak i dorosłych, m.in. prowadząc warsztaty dla dzieci i młodzieży szkolnej czy szkolenia dla rolników na temat funkcjonowania i znaczenia ekologicznego drobnych zbiorników wodnych. Aktywność Fundacji obejmuje także liczne wystawy fotografii prezentujących piękno fauny i flory wybranych rejonów Polski, skierowane do szerokiej publiczności zainteresowanej światem przyrody.

Profesor jest też aktywnym członkiem rad naukowych i zarządów krajowych organizacji naukowych, między innymi członkiem Rady Naukowej Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, Rady Naukowej Instytutu Biologii Rolnej i Leśnej PAN w Poznaniu, Zarządu Polskiego Towarzystwa Fykologicznego oraz wiceprezesem Zarządu Głównego Polskiego Towarzystwa Hydrobiologicznego. Ponadto przez wiele lat brał udział w pracach Normalizacyjnej Komisji Problematycznej nr 120 ds. Jakości Wody – badania mikrobiologiczne i biologiczne, w Polskim Komitecie Normalizacyjnym. Na szczeblu międzynarodowym pełni funkcję narodowego reprezentanta i członka Conservation Committee w Międzynarodowym Towarzystwie Limnologicznym SIL (Societas Internationalis Limnologiae).

Sukcesy zawodowe oraz pasja naukowa Profesora są wspierane przez małżonkę poznaną na studiach oraz trójkę dzieci.

Jego ogromna życzliwość, wsparcie oraz gotowość do pomocy sprawiają, że jest to nie tylko wybitny naukowiec, ale również wspianą Człowiek.

Piotr Klimaszyk, Marek Kraska, Ryszard Piotrowicz

JEZIORA LOBELIOWE W BADANIACH ZAKŁADU OCHRONY WÓD UAM

LOBELIA LAKES AS RESEARCHED BY THE DEPARTMENT
OF WATER PROTECTION, ADAM MICKIEWICZ UNIVERSITY

Zakład Ochrony Wód, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań, email: p-klim@amu.edu.pl

SUMMARY

Lobelia lakes, unique and rare in Poland, have been surveyed by three generations of scientists working in the Department of Water Protection, Adam Mickiewicz University in Poznań. Lobelia lakes are classified as soft water lakes due to low concentration of calcium and magnesium. The water is poorly buffered, typically with an acidic reaction and a small amount of biogenic elements. Owing to the characteristic chemical properties, lobelia lakes attract specific plant species, adapted to the poor habitat. The most characteristic of them include *Lobelia dortmanna*, *Isöetes lacustris*, *Littorella uniflora* and several other accompanying species. Human impact is the main factor causing transformation of Polish lobelia lakes. In extreme cases, human impact has led to loss of unique values of these ecosystems and degradation thereof. The most serious threats include acidification and humification, alkalisation, eutrophication as a result of agricultural or recreational human activity, coupled with reduced water level caused by climate warming.

WSTĘP

Nazwa *jezioro lobeliowe* pochodzi od nazwy rośliny wodnej – borealno-atlantyckiego reliktu – lobelii jeziornej (*Lobelia dortmanna* L.) (fot. 1A). Nazwa ta używana jest głównie w Polsce i Danii, a jej synonimem, często spotykanym w literaturze



Fot. 1. A – lobelia jeziorna (*Lobelia dortmanna*); B – łan brzeźycy jednokwiatowej (*Littorela uniflora*); C – poryblin jeziorny (*Isöetes lacustris*)
Phot. 1. A – *Lobelia dortmanna*; B – patch of *Littorela uniflora*; C – *Isöetes lacustris*

naukowej, jest jezioro miękkowodne z *isoetidami*. Jeziora lobeliowe występują najczęściej w strefie borealnej lub umiarkowanej półkuli północnej, ale także i na większych wysokościach rejonów subtropikalnych. Oprócz lobelii jeziornej gatunkami wskaźnikowymi są: brzeżyca jednokwiatowa (*Littorella uniflora* (L.) Ascherson) (fot. 1B) oraz poryblin jeziorny (*Isöetes lacustris* L.) (fot. 1C). Jeziora lobeliowe w Polsce są ekosystemami szczególnie cennymi i zasługują na ochronę. Liczba ekosystemów, w których występuje roślinność dla nich charakterystyczna, zmienia się dynamicznie i jest trudna do jednoznacznego oszacowania. W wyniku nasilonej antropopresji wiele jezior lobeliowych podlega przyspieszonym przemianom. Gwałtowne zmiany właściwości chemicznych prowadzą do zmniejszania się i zaniku populacji wskaźnikowych gatunków roślin. Analiza danych historycznych (Szmal, Szmal 1965; Kraska i in. 1998) wykazała, że w ciągu 50 lat drugiej połowy XX wieku z 30% jezior ustąpiła roślinność charakterystyczna dla tego typu ekosystemów. Główna przyczyna to spadek przezroczystości wody wynikający ze wzrostu ilości substancji humusowych, a częściej ze wzrostu żyzności i masowego pojawu fitoplanktonu. Stwierdzono także przypadki rekolonizacji jezior przez gatunki charakterystyczne dla jezior lobeliowych (jezióro Krzywce Wielkie w Parku Narodowym „Bory Tucholskie”). Według Borowiaka (inf. ustna) od XIX wieku do czasów współczesnych na terenie obecnej Polski istniało nieco ponad 200 jezior lobeliowych.

Intensywne badania polskich jezior lobeliowych były prowadzone od połowy XX wieku (Szmal 1959; Dąbska 1965; Szmal, Szmal 1965). Badania tych specyficznych ekosystemów zostały zintensyfikowane na przełomie XX i XXI wieku, a wiodącymi zespołami były grupy badawcze pod kierownictwem prof. Józefa Szmei (Uniwersytet Gdański) oraz prof. Marka Kraski (Zakład Ochrony Wód, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza). Niniejszy rozdział przybliży informacje o właściwościach fizycznych i chemicznych wód, biocenozach i głównych zagrożeniach stabilnego funkcjonowania polskich jezior lobeliowych. Ukazuje on także zakres prac badawczych prowadzonych w Zakładzie Ochrony Wód nad tymi specyficznymi ekosystemami.

ROZMIESZCZENIE JEZIOR LOBELIOWYCH W POLSCE

Polskie jeziora lobeliowe położone są w wysoczyznowych rejonach wału moreny czołowej Pojezierza Pomorskiego, na zandrach Borów Tucholskich, na Równinie Charzykowskiej i Pojezierzu Kaszubskim (ryc. 1). Główne centra ich występowania to okolice: Złocieńca, Czaplinka, Bobolic, Miastka, Bytowa, Swornegaci i Charzyków, Sulęcyna i Kartuz. Według uzyskanych informacji, granicę zachodnią dla jezior lobeliowych w Polsce należałoby przesunąć do jezior położonych na Pojezierzu Ińskim. Tam bowiem stwierdzono obecność gatunku – *Littorella uniflora* – według cytowanej powyżej definicji jednego z trzech wyróżniających jeziora lobeliowe. Wielki Staw w Karkonoszach oraz trzy jeziora na Pojezierzu Olsztyńskim zalicza się do jezior lobeliowych, gdyż stwierdzono tam obecność *Isöetes lacustris*

(Cichocka, Biesiadka 1994). Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim znajduje się 7 jezior, w których przed zeutrofizowaniem, pojedynczo rośl poryblin jeziorny – *I. lacustris*, brzeżyca jednokwiatowa – *L. uniflora* i ramienica – *Chara delicatula* Ag. Obecnie tylko w kilku z tych jezior występuje wywłócznik skrętoległy – *Myriophyllum alterniflorum* DC (Kłosowski 1994), gatunek typowy dla zrównoważonych i zeutrofizowanych pomorskich jezior lobeliowych (Kraska, Piotrowicz 1994). Polskie jeziora lobeliowe znajdują się na południowo-zachodniej granicy zasięgu tego typu zbiorników w Europie. Dopiero dalej na północ i wschód jezioro Świtez daje początek szczególnie licznym jeziorom lobeliowym w Fenoskandii. Pojezierze Kaszubskie jest najwyższą częścią wszystkich pojezierzy pomorskich, osiągając we Wzgórzach Szymbarskich (góra Wieżyca) wysokość 328 m n.p.m. Znaczna liczba jezior lobeliowych Pojezierza Kaszubskiego jest najwyższej wyniesiona ponad poziom morza. Leżą one na wysokości od 149 do 216 m n.p.m. Obniżanie się ku zachodowi wału moreny czołowej Pojezierza Pomorskiego powoduje,



Ryc. 1. Lokalizacja jezior lobeliowych w Polsce
 Fig. 1. Distribution of lobelia lakes in Poland

że jeziora lobeliowe na zachodnich krańcach ich występowania w Polsce leżą na wysokości od 128 do 140 m n.p.m. (Szmał, Szmał 1965). Tylko 3 jeziora usytuowane są na obszarze moreny dennej Pojezierza Kaszubskiego, a ich wyniesienie nie przekracza 91 m n.p.m. W Słowińskim Parku Narodowym jezioro lobeliowe – Dołgie Wielkie – znajduje się w bardzo bliskim sąsiedztwie brzegu Bałtyku i leży tylko 0,1 m ponad poziomem morza (Klimaszyk i in. 2015). Jeziora lobeliowe położone są w rejonie klimatycznym charakteryzującym się opadami od 650 do ponad 700 mm rocznie oraz skróconym okresem letnim. Opady w ciągu roku są na wysoczyźnie pomorskiej moreny czołowej wyższe o ponad 100 mm aniżeli na pobrzeżu Bałtyku czy na równinach sandrowych. Klimat jest chłodniejszy średnio o 1°C przy średniej rocznej około 6–7°C (Kondracki 1994).

MORFOMETRIA POLSKICH JEZIOR LOBELIOWYCH

Analiza morfometryczna ponad 190 byłych i obecnych jezior lobeliowych Polski pokazuje, że jest to bardzo zróżnicowana grupa zbiorników wodnych (tab. 1). Choć zauważyć trzeba, że większość należy do jezior małych. Ponad 110 jezior lobeliowych, co stanowi 60,3% ogółu tego typu zbiorników, ma powierzchnię lustra wody nie większą od 15 ha. Powierzchnie dalszych 38 jezior mieszczą się w granicach od 15 do 50 ha. Tylko 14 jezior jest większych od 50, ale mniejszych od 100 ha, a tylko 10 jezior większych od 100 ha. Największe jest Jezioro Bobięcińskie Wielkie (powierzchnia 550 ha).

Pod względem głębokości jeziora lobeliowe są również silnie zróżnicowane (tab. 2). Według kryterium głębokościowego Bogosłowskyego (1960) najwięcej, bo aż 40% jezior należy do grupy jezior średnio głębokich (5–10 m). Liczba jezior płytszych, tj. od 2,0 do 5,0 m, i głębszych – od 10 do 15 m – różni się nieznacznie.

Tabela 1. Powierzchnia polskich jezior lobeliowych (za: Kraska, Piotrowicz 2000, zmienione i uzupełnione)

Table 1. Surface area of Polish lobelia lakes (acc. to Kraska and Piotrowicz 2000, supplemented)

Powierzchnia (ha)	Udział procentowy
1,0–5,0	15,7 %
5,1–10,0	26,4 %
10,1–15,0	18,2 %
15,1–25,0	10,1 %
25,1–50,0	13,9 %
50,1–100,0	8,8 %
>100,0	6,9 %
Razem	100 %

Tabela 2. Głębokość maksymalna polskich jezior lobeliowych (za: Kraska, Piotrowicz 2000, zmienione i uzupełnione)

Table 2. Maximum depth of Polish lobelia lakes (acc. to Kraska, Piotrowicz 2000, supplemented)

Zakres głębokości (m)	Udział procentowy
2,0–5,0	22,8 %
5,1–10,0	40,3 %
10,1–15,0	16,8 %
15,1–25,0	12,7%
25,1–40,0	6,7 %
> 40,0	0,7 %
Razem	100 %

Jezior o głębokości maksymalnej przekraczającej 15 m jest dużo mniej, gdyż tylko 12,7%, a głębszych od 25 m – tylko 7,4%, tj. 11. W tej nielicznej grupie znajduje się największe jezioro – Bobięcińskie Wielkie – którego dwa najgłębsze miejsca osiągają 44 i 48 m.

TYPOLOGIA POLSKICH JEZIOR LOBELIOWYCH

Polskie jeziora lobeliowe położone są w przeważającej mierze wśród obszarów piaszczystych ubogich w wapń, mangan, azot i fosfor. Stąd ich wody są zazwyczaj ubogie w te pierwiastki (tab. 3). Charakteryzują się słabym zbuforowaniem, małymi koncentracjami rozpuszczonego w wodzie dwutlenku węgla i dwuwęglanów oraz niskim przewodnictwem elektrolitycznym. Ze względu na właściwości fizyczno-chemiczne wód, ale także występowanie charakterystycznych gatunków roślin, Kraska i Piotrowicz (2000) zaproponowali podział polskich jezior lobeliowych na 4 główne typy:

- jeziora lobeliowe dystroficzne,
- jeziora lobeliowe zrównoważone,
- jeziora lobeliowe zeutrofizowane,
- jeziora lobeliowe zdegradowane.

Tabela 3. Wybrane parametry fizyczne i chemiczne wód strefy epilimnionu polskich jezior lobeliowych (EC – przewodnictwo elektrolityczne, SRP – reaktywny fosfor rozpuszczony, Chl – chlorofil-a) (za: Kraska, Piotrowicz 2000, zmienione i uzupełnione)

Table 3. Selected physical and chemical properties of epilimnetic water of Polish lobelia lakes (acc. to Kraska, Piotrowicz 2000, supplemented)

Parametr	Jeziora dystroficzne		Jeziora zrównoważone	Jeziora zeutrofizowane	Jeziora zdegradowane
	oligo-humusowe	poli-humusowe			
Odczyn wody (pH)	3,7–5,9	4,1–5,9	6,0–7,6	6,3–9,8	6,5–9,8
Barwa mg Pt L ⁻¹	9,0	72,1	20,1	27,8	33,2
Ca mg Ca L ⁻¹	3,1	3,0	7,9	15,8	20,6
Mg mg Mg L ⁻¹	0,6	0,8	0,7	1,4	2,4
Twardość °n	0,5	0,6	0,9	2,5	3,5
EC μS cm ⁻¹	44	50	61	128	168
N min mg N L ⁻¹	0,16	0,62	0,39	0,56	0,65
N org mg N L ⁻¹	0,72	1,29	0,995	1,42	1,52
TP mg P L ⁻¹	0,025	0,085	0,048	0,053	0,085
SRP mg P L ⁻¹	0,003	0,008	0,002	0,006	0,002
Chl μg L ⁻¹	5,9	10,5	7,3	8,4	18,6

W grupie jezior lobeliowych dystroficznych znajdują się przeważnie zbiorniki o niewielkiej powierzchni – zazwyczaj nie przekracza ona 15 ha. Jednocześnie charakteryzują się one znaczną głębokością maksymalną (ok. 8 m). Usytuowane są najczęściej w dużych obniżeniach terenu, ze stromo opadającymi stokami zlewni zazwyczaj porośniętymi borem sosnowym. Jeziora z grupy jezior dystroficznych charakteryzują się wodami o odczynie kwaśnym (pH 3,8–5,9). Tak niskie pH wywołane jest depozycją tlenków siarki i azotu dostarczanych z opadem atmosferycznym (Arts 2002), ale przede wszystkim wynika z dostawy z leśnych zlewni znacznych ładunków substancji humusowych (Barańkiewicz i in. 1996; Kraska i in. 1999; Klimaszuk, Rzymski 2013). W grupie jezior dystroficznych Kraska i Piotrowicz (2000) wydzielili dwie podgrupy:

- a) jeziora dystroficzne oligohumusowe, których wody zawierają niewiele związków humusowych (ulegają one bowiem sedymentacji w postaci kompleksów metaloorganicznych), a co za tym idzie – charakteryzują się niewielkim zabarwieniem wody (barwa nawet poniżej 1 mg Pt L⁻¹), dużą przezroczystością (najczęściej sięgającą do dna); przenikanie światła do dna powoduje podczas insolacji silniejsze nagrzanie wód przydennych aniżeli powierzchniowych i mieszanie oddolne, tzw. mikcję konwekcyjną – nie wykształca się stratyfikacja termiczna; konsekwencją homotermii jest bardzo wysokie natlenienie całej masy wód; koncentracja nutrientów i rozpuszczonych soli mineralnych w wodach tej grupy jezior jest bardzo mała (tab. 3);
- b) jeziora dystroficzne polihumusowe, charakteryzują się dużymi ilościami substancji humusowych rozpuszczonych w wodzie, które nadają jej brunatną barwę o intensywności przekraczającej 35 mg Pt L⁻¹ i ograniczają jej przezroczystość; mają najczęściej pełną stratyfikację termiczną, a w warstwach przydennych występuje deficyt tlenowy; w jeziorach polihumusowych fosfor występuje w stosunkowo dużych koncentracjach; pierwiastek ten jest jednak skompleksowany ze związkami humusowymi i niedostępny dla producentów pierwotnych; w porównaniu do jezior oligohumusowych w zbiornikach dystroficznych polihumusowych koncentracja mineralnych form azotu jest ponaddwukrotnie większa.

Grupa jezior zrównoważonych stanowi około 30% wszystkich jezior lobeliowych występujących obecnie w Polsce. Wydzielone zostały one ze względu na obojętny i zbliżony do obojętnej odczyn wody – pH mieści się w zakresie od 6,0 do 7,62. Wody zbiorników tej grupy charakteryzują się dwukrotnie większą zawartością wapnia niż jezior z grupy lobeliowych dystroficznych (tab. 3). Dwukrotnie więcej jest też węglanów kwaśnych. W związku z tym wody te mają większą zdolność buforowania kwasów organicznych – humusowych, a także kwasów mineralnych dopływających ze zlewni i deponowanych wraz z opadem atmosferycznym. Przewodnictwo elektrolityczne jest niewielkie, co świadczy o generalnie małej ilości soli mineralnych. Pod względem zawartości azotu i fosforu nie ma większych różnic pomiędzy tą grupą a jeziorami dystroficznymi.

Jezióra lobeliowe zeutrofizowane charakteryzują się podwyższonymi wartościami pH wód epilimnionu w stosunku do grup jezior dystroficznych

i zrównoważonych. Zakresy pH mieszczą się w szerokim zakresie od 6,3 do ponad 9 (tab. 3). Względnie wysokie pH wód to efekt intensywnych procesów biogenicznych. W ich wyniku zostaje w krótkim czasie wyczerpany zapas dostępnego dwutlenku węgla. W dalszym etapie następuje rozkład węglanów obojętnych, a powstająca zasada wapniowa prowadzi do wzrostu pH. Jeziora zeutrofizowane charakteryzują się większą ilością pierwiastków biogenych, wapnia (dostającego się w rezultacie spływu z terenów rolniczych, a często wapnowania jezior), magnezu i materii organicznej. W konsekwencji woda ma mniejszą przezroczystość. Wody jezior lobeliowych zeutrofizowanych są wysoce zasobne w większość analizowanych pierwiastków, w szczególności koncentracji azotu amonowego i azotanowego. Wartości maksymalne azotu całkowitego są tu najwyższe z wszystkich jezior lobeliowych. Natomiast koncentracja fosforu ogólnego jest wartością względnie niską – limituje produkcję pierwotną. Względną zasobność w sole mineralne potwierdza wysoka wartość przewodnictwa elektrolitycznego.

Do grupy jezior lobeliowych zdegradowanych należy 14% wszystkich omawianych zbiorników. Należą tu jeziora zróżnicowane pod względem powierzchni i głębokości. Cechą wspólną i charakterystyczną jest antropogeniczna eutrofizacja ich wód, która doprowadziła do zaniku roślinności „lobeliowej”. Stąd jeziora te można określić również jako były lub historyczne jeziora lobeliowe. Wody omawianej grupy jezior zawierają najwyższe ilości biogenów, które stymulują obfity rozwój fito- i bakterioplanktonu. Znamienne są więc dla tych wód duże wartości biochemicznego i chemicznego zapotrzebowania na tlen. Wszystkie formy azotu i fosforu w wodach zdegradowanych jezior lobeliowych występują w wysokich koncentracjach. Wysoka jest także zawartość wapnia, magnezu, sodu i potasu (tab. 3).

ROŚLINNOŚĆ POLSKICH JEZIOR LOBELIOWYCH

Roślinność jezior lobeliowych to głównie zbiorowiska drobnych wieloletnich gatunków roślin wodnych lub ziemnowodnych, zaliczane do klasy *Littorelletea uniflorae* Br.-Bl. et R. Tx. 1943. Ujęcie syntaksonomiczne zbiorowisk w ramach tej klasy jest ciągle przedmiotem dyskusji (Matuszkiewicz 1982). W tym opracowaniu przyjęto tradycyjną i najczęściej stosowaną w Europie systematykę według Dierssena (1975). W ujęciu tym dominującym składnikiem roślinności polskich jezior lobeliowych jest zespół *Isoeto-Lobelietum* (Koch 1926) R. Tx. 1937 em. Dierss. 1975. W zależności od specyfiki troficznej zbiorników (w decydującej mierze od wartości odczynu wody) roślinność tworzy płaty z licznym czy wręcz dominującym udziałem poszczególnych gatunków charakterystycznych. Na tej podstawie Dąmbska (1965) wyróżniła w ramach zespołu kilka podzespołów i wariantów. Zróżnicowanie to znajduje odzwierciedlenie w przedstawionym powyżej podziale na grupy troficzne polskich jezior lobeliowych.

W jeziorach dystroficznych oligohumusowych z dużą przezroczystością wód, która pozwala na dostęp światła do całej powierzchni dna lub dużej jego części,

sekwencja płatów zespołów jest następująca: strefę najpłytszego litoralu i częściowo eulitoralu porasta roślinność podzespołu *Isoeto-Lobelietum typicum*. Z reguły licznie tu występują obydwa gatunki charakterystyczne zespołu, tj. *Lobelia dortmanna* i *Littorella uniflora*. Częstym gatunkiem eulitoralu i płytkiego litoralu jest sit drobny *Juncus bulbosus* L. W skrajnie kwaśnych wodach jezior lobeliowych bardzo często ani *L. dortmanna*, ani *L. uniflora* nie występują lub ich udział jest mocno ograniczony. Przy skromnym współudziale gatunków charakterystycznych zespołu jego facje tworzy *J. bulbosus*. Płaty wariantu z *J. bulbosus* rozwijają się na dnie piaszczystym, na głębokości od kilku centymetrów do maksymalnie 50–80 cm. W głębszej wodzie, poczynając od 100–150 cm, najczęstsze są płaty podzespołu *Isoeto-Lobelietum isoetosum*. Fitocenozy te wnikają w głąb jeziora do głębokości 3–5 m. Dominuje tu poryblin *Isöetes lacustris*, podczas gdy udział gatunków roślin towarzyszących jest z zasady nieliczny. Głębiej dno jezior pokrywa zwarty łań mchów torfowców, z których najczęściej występuje gatunek *Sphagnum denticulatum* Brid.

W jeziorach lobeliowych dystroficznych polihumusowych szerokość pasa roślinności przybrzeżnej nigdy nie osiąga tego rozmiaru, co w jeziorach oligohumusowych. Szybkie wygaszanie i zmiany składu widma światła, wskutek brunatno zabarwionych wód, mocno ogranicza udział *L. dortmanna*. Liczniej rośnie *I. lacustris*, ale zwarcie tego gatunku rzadko przekracza 40%. W warunkach ograniczonej dostępności światła dla roślin podwodnych zwiększają się możliwości gatunków o liściach pływających. Dlatego też w jeziorach polihumusowych często spotyka się płaty zespołu *Isoeto-Lobelietum* w wariantcie ze *Sparganium angustifolium* Michx. oraz *Nuphar pumila* (Timm) DC. W obrębie tych dwóch wariantów widać tendencję do powstawania fitocenoz o typie facjalnym. Eliminowana jest bowiem lobelia ze względu na zacienianie dna przez pływające liście jednego bądź drugiego gatunku.

Jeziora lobeliowe zrównoważone należą do zbiorników, w których rozwijają się fitocenozy, niespotykane w innych typach troficznych jezior lobeliowych. Strefa przybrzeżna w rejonie najpłytszego litoralu jest siedliskiem dla rozwoju roślinności z podzespołu *Isoeto-Lobelietum typicum*, tj. z dominacją *L. dortmanna* i *L. uniflora*. Gatunki te pokrywają zwartym kobiercem piaszczyste lub zwirowate, a niekiedy gliniasto-piaszczyste podłoże. Dogodne warunki siedliskowe pozwalają na powstanie dwuwarstwowej struktury płatów. Roślinność występuje tu w wariantcie z *Eleocharis palustris* (L. Roem. & Schult.), a w jeziorach o niższym pH z *Carex rostrata* Stokes lub *Carex lasiocarpa* Ehrh. Głębiej fitocenozy tworzy roślinność zespołu *Myriophylletum alterniflori*. Płaty tego zespołu zawierają w składzie florystycznym *L. uniflora* w części płytszej, natomiast w głębszych strefach, na granicy występowania tej roślinności, do fitocenoz wnika *I. lacustris*. W płatach *M. alterniflori* występują także gatunki charakterystyczne dla innych typów jezior: *Elodea canadensis* Michx., *Ceratophyllum demersum* L. Roślinność podzespołu *Isoeto-Lobelietum isoetosum* występuje zazwyczaj na głębokości od 1,5 m do 4–5 m, a pośród zwartego łań osobników *I. lacustris* występują często rośliny z rodzaju *Nitella* oraz ramienica *Chara delicatula*.

W jeziorach lobeliowych zeutrofizowanych roślinność występuje w uproszczonym składzie gatunkowym i takiej też strukturze fitocenoz. Dominujące pod

względem zajmowanej powierzchni fitolitoralu są płaty zespołu *Myriophylletum alterniflori*. Udział innych gatunków roślin jest ograniczony. Gatunki charakterystyczne dla jezior lobeliowych tutaj prawie nie występują. Tylko w jednym jeziorze na 35 zaliczonych do zeutrofizowanych jezior lobeliowych odnotowano występowanie trzech gatunków charakterystycznych, zajmowana przez nie powierzchnia dna była jednak zdecydowanie ograniczona (niewielkie płaty). W wielu jeziorach lobeliowych zeutrofizowanych, całkowicie pozbawionych gatunków roślin wyróżniających, fitolitoral opanowany został przez *Myriophyllum spicatum*.

Zdegradowane jeziora lobeliowe, których naliczono 23, są zupełnie pozbawione gatunków charakterystycznych, a w większości pozbawione są też całkiem roślinności zanurzonej. Z reguły mętna, żółto-zielono zabarwiona woda od nadmiaru fitoplanktonu, ogranicza dostęp światła w głąb. Z występujących roślin najczęstszym gatunkiem jest *Nuphar lutea*.

ZAGROŻENIA POLSKICH JEZIOR LOBELIOWYCH

Jeziora lobeliowe położone wśród borów i lasów acidofilnych pomimo wielu zagrożeń są stabilnymi ekosystemami, utrzymującymi niski status troficzny wód dzięki relacjom z otaczającymi je ekosystemami lądowymi. Realizują się tutaj wielokierunkowe, dynamiczne współzależności pomiędzy ekosystemami lasów w zlewni, ekotonami (strefami przejścia pomiędzy lasami a jeziorem, które zazwyczaj mają postać torfowisk wysokich lub też borów bagiennych) i jeziorami. Zapobiegają one szybkim zmianom zachodzącym w procesie ewolucji jezior lobeliowych i warunkują stabilność ich trofii. Jednak presja antropogeniczna wywierana na jeziora lobeliowe bądź ich zlewnie prowadzić może do trwałych zmian w ich funkcjonowaniu. Częstą przyczyną wzrostu trofii wód i eliminacji przewodnych gatunków roślin lub też ograniczenia ich areалу jest antropogenna eutrofizacja (zakładanie upraw rolniczych czy powstawanie terenów rekreacyjnych i zabudowanych w zlewni). Innym problemem jest acydifikacja i humifikacja jezior lobeliowych. Zręby drzewostanu w zlewni bezpośredniej jezior oraz meliorowanie torfowisk powodują, że do jezior spływają zakwaszone wody z dużą ilością substancji humusowych. Wywołują one zmiany warunków świetlnych w jeziorach, co prowadzi do ograniczenia areálu, zmian struktury florystycznej płatów roślinnych lub też w ostateczności do eliminacji przewodnych gatunków roślin (Kraska 2004; Borowiak i in. 2017). Zagrożeniem dla stabilnego funkcjonowania wielu jezior lobeliowych, które charakteryzują się niewielką biomasą planktonu i zoobentosu, są próby prowadzenia w nich intensywnej gospodarki rybackiej. W konsekwencji prowadzi to do zubożenia struktury ilościowej ichtiofauny tych zbiorników (Hesse 2000; Morzuch, Kapusta 2010). Innym czynnikiem ograniczającym występowanie ryb w jeziorach lobeliowych jest odczyn ich wód. Próby zarybiania i manipulacji odczynem wód (wapnowanie) prowadzą do drastycznych zmian w biocenozach. Zazwyczaj wzrasta tempo produkcji pierwotnej realizowanej przez fitoplankton, co skutkuje spadkiem przezroczystości wody i ograniczeniem strefy eufotycznej.

Jednym z lepiej opisanych przypadków jest Jezioro Modre na Pojezierzu Bytowskim. W zbiorniku tym na przestrzeni kilku lat, w wyniku zarybiania i jednorazowego wapnowania, przezroczystość wody zmniejszyła się z 12 do około 3 m, koncentracja pierwiastków biogennych w toni wodnej znacznie wzrosła, a w okresie stagnacji letniej w wodzie hypolimnionu pojawiły się deficyty tlenu. Zmiany właściwości fizycznych i chemicznych wód doprowadziły do zmian w płatach roślinności gatunków charakterystycznych dla jezior lobeliowych. Stwierdzono istotną redukcję pokrycia dna przez *L. dortmanna* i *I. lacustris* (gatunki te wycofały się z większych głębokości) i o około 30% zmniejszenie się powierzchni fitolitoralu (Kraska i in. 2013). Warto zauważyć, że polskie jeziora lobeliowe nie uniknęły zarybiania gatunkami obcymi, w tym amurem (*Ctenopharyngodon idella*) i tołpygamiami (*Hypophthalmichthys* sp.), które szczególnie silnie mogą oddziaływać negatywnie na stan troficzny (Kapusta, Czarkowski 2016).

Walory krajobrazowe, które zazwyczaj oferują jeziora lobeliowe (czyste wody, piaszczyste dno oraz zalesiona linia brzegowa), powodują, że większość tych zbiorników poddana jest silnej presji rekreacyjnej, która często prowadzi do zmian w zlewni bezpośredniej. Niszczona jest brzegowa strefa ekotonalna, która zabezpiecza stabilne funkcjonowanie jezior, wydeptywane są ścieżki, co przyczynia się do zwiększenia erozji gruntu i dostawy dodatkowych ładunków substancji chemicznych do jezior (Kraska i in. 1998). W samych jeziorach (zwłaszcza na obszarze kąpielisk) wydeptywana jest strefa fitolitoralu do głębokości około 1,7 m, co prowadzi do szybkiego zaniku roślin charakterystycznych. Najdobitniejszym przykładem oddziaływania presji rekreacyjnej jest jedno z największych polskich jezior lobeliowych – jezioro Jeleń (88 ha). Jest ono zlokalizowane w granicach miasta Bytowa. Znaczna część zlewni jeziora jest intensywnie wykorzystywana rekreacyjnie. W bezpośrednim sąsiedztwie linii brzegowej znajduje się pole namiotowe, domki letniskowe, restauracja, place zabaw oraz różnego rodzaju infrastruktura – drogi i parkingi. Takie oddziaływanie i transformacja strefy brzegowej jeziora zwiększają wpływ powierzchniowy, a w konsekwencji obciążenie pierwiastkami chemicznymi. Setki turystów odpoczywających corocznie nad brzegiem akwenu powodują znaczne szkody w strefie przybrzeżnej. Z powodu mechanicznego niszczenia siedliska przez osoby brodzące w wodzie na znacznej długości linii brzegowej zniknęły rośliny (w tym gatunki charakterystyczne dla jezior lobeliowych). Presja ta, w połączeniu z postępującą urbanizacją zlewni, doprowadziła do wzrostu żyzności jeziora i zmian w strukturze roślinności wodnej całego zbiornika. Od lat 90. XX wieku stężenie pierwiastków biogennych w wodzie jeziora wzrosło ponaddwukrotnie, podczas gdy przezroczystość wody zmniejszyła się o około 50%. Na przestrzeni lat 1991–2013 indeks troficzny Carlsona zmienił się z wartości charakterystycznych dla mezotrofii do wskazujących na eutroficzny stan jeziora (Klimaszuk i in. 2014). W ciągu ostatnich trzech dekad liczebność charakterystycznych dla jezior lobeliowych gatunków roślin zmniejszyła się o 50%, natomiast gatunki specyficzne dla eutrofii (np. *Elodea canadensis*) zaczęły rozszerzać swoje pokrycie (Borowiak i in. 2017).

Degradacja polskich jezior lobeliowych ma miejsce również w efekcie zakwaszenia i humifikacji tych ekosystemów. Wzrost depozycji tlenków siarki i azotu

wraz z opadem atmosferycznym prowadzi do silnego spadku odczynu w tych słabo zbuforowanych ekosystemach (Klimaszyk, Rzymski 2011). Niewłaściwa gospodarka leśna w zlewniach jezior lobeliowych (rębnia całkowita, wycinanie drzew w zlewni bezpośredniej) powoduje wzrost dostawy substancji humusowych, co oprócz zakwaszenia wywołuje wzrost zabarwienia wody i pogorszenie warunków świetlnych w wodzie. Procesy te prowadzą w początkowych etapach do wycofywania się roślin z głębszych partii wody, a kończą się całkowitym zanikiem charakterystycznych gatunków roślin.

BADANIA PRACOWNIKÓW ZAKŁADU OCHRONY WÓD PROWADZONE NA JEZIORACH LOBELIOWYCH

Jeziora lobeliowe były (i są nadal) jednym z głównych obiektów badawczych Zakładu Ochrony Wód od momentu jego powstania w grudniu 1990 roku. Początkowo wynikało to z profilu badawczego ówczesnego kierownika Zakładu – prof. Marka Kraski – i było kontynuacją myśli naukowej prof. Izabeli Dąbskiej. Ponieważ większość pracowników nowo powstałego Zakładu Ochrony Wód była również uczniami prof. Dąbskiej, zagadnienia związane z funkcjonowaniem i ochroną jezior lobeliowych nie były im obce. Już w maju 1991 roku odbył się pierwszy wyjazd terenowy – w którym wziął udział dr (wówczas) Ryszard Gołdyn – nad jeziora lobeliowe Pojezierza Bytowskiego. Efektem tych prac było wieloaspektowe obszerne opracowanie stanu 13 jezior lobeliowych okolic Bytowa wraz z zaleceniami dotyczącymi ich ochrony, wykonane na zlecenie Urzędu Miasta i Gminy Bytów. Kompleksowość tego opracowania spowodowała, że Departament Ochrony Przyrody w ówczesnym Ministerstwie Ochrony Środowiska zlecił Zakładowi sukcesywne badania i ocenę stanu zachowania pozostałych jezior lobeliowych w Polsce. W wyniku tej decyzji w latach 1991–2003 część pracowników Zakładu – w tym też Ryszard Gołdyn – spędzała co najmniej 2 tygodnie w każdym sezonie wegetacyjnym na badaniach terenowych na Pomorzu. Corocznie badano stan zachowania kilkunastu jezior lobeliowych i przekazywano opracowania do ministerstwa. W efekcie tych prac powstała obszerna baza danych zawierająca wieloaspektowe dane o 178 jeziorach, które znalazły się na listach aktualnych lub byłych jezior lobeliowych. Dane te zostały wykorzystane w różnorodnych pracach, opracowaniach i publikacjach. Już we wrześniu 1993 roku Zakład zorganizował Konferencję Naukową „Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona”, na której omawiano różne aspekty funkcjonowania i problematykę ochrony tych cennych ekosystemów wodnych. Efektem konferencji była dwutomowa monografia polskich jezior lobeliowych (Kraska 1994a, b). W następnych latach powstało szereg prac podejmujących problematykę funkcjonowania, sukcesji, zagrożeń, oceny stanu zachowania i proponowanych działań ochronnych podejmowanych wobec tych ekosystemów, np. publikacja w „Chrońmy Przyrodę Ojczystą” pt. „Jeziora lobeliowe w Polsce” (Kraska i in. 1996). W momencie wstąpienia Polski do UE i konieczności identyfikacji

siedlisk przyrodniczych sieci Natura 2000 siedlisko 3110 „Jezióra Lobeliowe” zostało opisane przez prof. M. Kraskę na bazie doświadczeń i danych zebranych przez pracowników Zakładu (Kraska 2004). Pracownicy Zakładu brali też udział w fazie opracowywania metodyki monitoringu tego siedliska i jako eksperci we wszystkich dotychczasowych pracach monitoringowych siedliska 3110 w Polsce (Wilk-Woźniak i in. 2012; Kolada i in. 2017). W badania jezior lobeliowych zaangażowani byli także studenci – magistranci, a potem licencjusze Zakładu Ochrony Wód. Pierwsza praca magisterska obroniona została już w 1990 roku – mgr Katarzyna Leszka pod kierunkiem dr. hab. Marka Kraski obroniła pracę pt. „Zmienność populacji *Lobelia dortmanna*”. Do pierwszej dekady XXI wieku w Zakładzie Ochrony Wód obroniono ponad 40 prac magisterskich i licencjackich, których tematyka badawcza dotyczyła polskich jezior lobeliowych.

Szereg artykułów naukowych opublikowanych w czasopismach krajowych i zagranicznych – z których tylko część znajduje się w wykazie literatury do niniejszego artykułu – a także trudna dziś do oszacowania liczba komunikatów wygłaszanych na konferencjach naukowych jest wymiernym i trwałym efektem badań naukowych prowadzonych przez pracowników Zakładu Ochrony Wód na jeziorach lobeliowych.

LITERATURA

- Arts G.H.P. 2002: Deterioration of atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany*, 73: 373–393.
- Barańkiewicz D., Kraska M., Siepak J. 1996: The Content of DOC, POC and TOC in Lobelian Lakes. *Polish Journal of Environmental Studies*, 5(6): 17–22.
- Bogosłowski B.B. 1960: Skhema gidrologicheskoy klassifikacji ozer i rajonirowania ozer SSSR. *Vestn. Mosk. Univ. Ser.*, 5, Geogr., 2: 18–36.
- Borowiak D., Bociąg K., Nowiński K., Borowiak M. 2017: Light requirements of water lobelia (*Lobelia dortmanna* L.). *Limnological Review*, 17(4): 171–182.
- Cichocka M., Biesiadka E. 1994: Wodopójki (*Hydracarina*) jezior mazurskich z *Isöetes lacustris*. W: M. Kraska (red.), *Jezióra lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona*. Cz. II, *Idee Ekologiczne*, 7(5): 75–83.
- Dąmbska I. 1965: Vegetation of littoral of lobelia lakes of Kartuzy Lakeland. *PTPN Prace Komisji Biologicznej*, 30(3): 55.
- Dierssen K. 1975: *Littorelletea uniflorae* Br.-Bl. et Tx. 1943. W: R. Tuxen (red.), *Prodromus der europäischen Pflanzengesellschaften*. Lief 2. J. Cramer, Vaduz: 149.
- Hesse T. 2000: Ichtyofauna of selected lobelia lakes (north Poland). *Folia Universitatis Agriculture Stetinensis, Piscaria*, 27: 83–92.
- Kapusta A., Czarkowski T.K. 2016: Rybactwo w jeziorach lobeliowych. W: K. Bociąg, D. Borowiak (red.), *Kompleksowy program ochrony jezior lobeliowych w Polsce*. Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego: 162–170.
- Klimaszyk P., Kraska M., Piotrowicz R. 2014: Wpływ antropopresji na funkcjonowanie lobeliowego jeziora Jeleń. W: J.K. Garbacz (red.), *Diagnozowanie stanu środowiska. Metody Badawcze – Prognozy, Prace Komisji Ekologii i Ochrony Środowiska Bydgoskiego Towarzystwa Naukowego*, 8: 131–138.

- Klimaszuk P., Piotrowicz R., Rzymski P. 2015: Changes in physico-chemical conditions and macrophyte abundance in a shallow soft-water lake mediated by a Great Cormorant roosting colony. *Journal of Limnology*, 74(1): 114–122.
- Klimaszuk P., Rzymski P. 2011: Surface Runoff as a Factor Determining Trophic State of Midforest Lake. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(5): 1203–1210.
- Klimaszuk P., Rzymski P. 2013: Catchment vegetation can trigger lake dystrophy through changes in runoff water quality. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 49: 191–197.
- Kłosowski S. 1994: Ekologia głównych zbiorowisk roślin wodnych z klasy *Littorelletea uniflorae* Br.-Bl. et Tx. 1943. W: M. Kraska (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Cz. I. Idee Ekologiczne, 6(4): 93–104.
- Kolada A., Piotrowicz R., Wilk-Woźniak E., Dynowski P., Klimaszuk P. 2017: Conservation status of the Natura 2000 habitat 3110 in Poland: Monitoring, classification and trends. *Limnological Review*, 17(4): 215–222.
- Kondracki J. 1994: Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- Kraska M. (red.) 1994a: Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Cz. I. Idee Ekologiczne, 6(4): 9–177.
- Kraska M. (red.) 1994b: Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Cz. II. Idee Ekologiczne, 7(5): 9–105.
- Kraska M. 2004: 3110 – Jeziora Lobeliowe. W: J. Herbich (red.), Siedliska przyrodnicze. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 2. Wody słodkie i torfowiska. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Kraska M., Dąbrowska B.B., Pełechaty M. 1998: Roślinność oraz stężenia substancji biogenych i humusowych w ekotonach wybranych jezior lobeliowych. W: S. Radwan (red.), Ekotony słodkowodne: struktura – rodzaje – funkcjonowanie. Wydawnictwo UMCS, Lublin: 89–98.
- Kraska M., Klimaszuk P., Piotrowicz R. 2013: Anthropogenic changes in properties of the water and spatial structure of the vegetation of the lobelia lake Lake Modre in the Bytów Lakeland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42(3): 302–313.
- Kraska M., Piotrowicz R. 2000: Jeziora lobeliowe: specyfika, trofia, roślinność i ochrona. W: B. Malinowski (red.), Ochrona jezior i torfowisk Pomorza, 3: 5–28.
- Kraska M., Piotrowicz R., Klimaszuk P. 1996: Jeziora lobeliowe w Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 52(3): 5–25.
- Kraska M., Piotrowicz R., Radziszewska R. 1999: Dystrophication as a chief factor of changes in the physico-chemical properties of water and vegetation of lobelian lakes of Bory Tucholskie National Park. *Acta Hydrobiologica*, 41(6): 127–135.
- Matuszkiewicz W. 1982: Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa.
- Morzuch J., Kapusta A. 2010: Management of fish populations in lobelia lakes in the vicinity of Bytów (northern Poland). *Archiv Polish Fisheries*, 18: 101–113.
- Szmal Z. 1959: Badania hydrochemiczne jezior lobeliowych Pomorza Zachodniego. *Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Prace Komisji Biologicznej*, 29(4): 1–106.
- Szmal Z., Szmal B. 1965: Badania hydrochemiczne jezior lobeliowych województwa gdańskiego i koszalińskiego. *Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Prace Komisji Biologicznej*, 30(1): 1–56.
- Wilk-Woźniak E., Kraska M., Piotrowicz R., Klimaszuk P. 2012: 3110 Jeziora Lobeliowe. W: W. Mróz (red.), Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. druga. GIOŚ, Warszawa: 114–129.

Elżbieta Szelaĝ-Wasielewska

STRUKTURA I ZRÓŻNICOWANIE PRZESTRZENNE FITOPLANKTONU W PELAGIALU LOBELIOWEGO JEZIORA JELEŃ NA POJEZIERZU BYTOWSKIM

STRUCTURE AND SPATIAL DIVERSITY OF PHYTOPLANKTON
IN THE PELAGIC ZONE OF LOBELIA LAKE JELEŃ
IN BYTOWSKIE LAKELAND

*Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań, e-mail: eszelag@uam.pl*

SUMMARY

The composition of phytoplankton species and the spatial distribution of the phytoplankton biomass in the pelagic zone of Lake Jeleń during the summer stratification have been presented here. The studies were carried out in three stations within the thermic layers of the vertical profiles. All the size and taxonomic phytoplankton groups were taken into account. Phytoplankton larger than 2 μm were analysed under an inverted microscope after sedimentation in a 14-ml settling chamber while cells smaller than 2 μm in length with an epifluorescence microscope after filtration on 0.2 μm pore size black filters. In phytoplankton 98, taxa were found, most of which were green algae and cyanobacteria. The filamentous cyanobacterium *Planktothrix agardhii* and a representative of the genus *Dolichospermum* dominated in the phytoplankton biomass. The smallest cells: autotrophic picoplankton (APP) represented 3.3% to 35.2% of the total phytoplankton abundance but its biomass was small and varied from

0.4% to 3.5% of the total phytoplankton biomass. APP communities consisted of cyanobacteria occurring individually and forming colonies, and their uneven distribution in the water column was observed. The trophic index, calculated on the basis of the biomass of phytoplankton indicators taxa, shows that during the study the lake was mesotrophic or in an intermediate state between mesotrophic and eutrophic.

WSTĘP

Jezioro Jeleń należy do unikatowej grupy jezior lobeliowych. W Polsce znajdują się one głównie na wale moreny czołowej, piaskach sandrowych i w rejonie moreny dennej na Pojezierzu Pomorskim. Jest to rzadki i zagrożony typ jezior wyróżniony w oparciu o kryterium florystyczne i fitocenotyczne. Jeziora te są badane od wielu lat i w wielu aspektach, między innymi w zakresie składu chemicznego wód i biocenoz wodnych, w tym makro- i mikrofitów (Szmaliński, Szmaliński 1965; Dąbrowska 1966; Kraska, Piotrowicz 1994; Kraska i in. 1996; Szmajda 1996; Bociąg, Szmajda 2001; Kraska 2004). Mikrofity w toni wodnej – fitoplankton – wielu tych jezior był badany najczęściej latem, w okresie lipiec–wrzesień, znacznie rzadziej wiosną lub zimą (Szelaǳ-Wasielewska i in. 1999; Szelaǳ-Wasielewska 2002). Dodać należy, że jezioro Jeleń, jako jedno z większych i głębszych jezior lobeliowych, było już wielokrotnie badane pod kątem struktury zbiorowisk fitoplanktonu. Opublikowane wyniki pochodzą z roku 1984 (Oleksowicz 1989), następne z lat 1991–1993 (Gołdyn 1992; Szelaǳ-Wasielewska, Gołdyn 1994; Szelaǳ-Wasielewska i in. 1999). W 2004 roku badania fitoplanktonu powtórzono, uwzględniając tym razem jego pełne spektrum wielkościowe, a więc również komórki najmniejsze, tzw. autotroficzny pikoplankton (APP). Wyniki tych badań nie ukazały się wcześniej drukiem, zaś w opracowaniu oceny stanu najbardziej zagrożonych jezior lobeliowych Pojezierza Bytowskiego spośród wielkości charakteryzujących fitoplankton podano tylko skład gatunkowy i liczebność komórek o rozmiarze powyżej 2 μm , tj. nano- i mikropilankton (Kraska 2004). Publikowano natomiast informacje o APP w wielu innych jeziorach lobeliowych, ale były to na ogół płytkie zbiorniki położone w okolicach Bytowa i Złocieńca oraz na obszarze Borów Tucholskich (Szelaǳ-Wasielewska 1997, 1998, 2003, 2005, 2007, 2008, 2010; Szelaǳ-Wasielewska, Fyda 1999, 2003).

Celem pracy była analiza struktury fitoplanktonu jeziora Jeleń, położonego na Pojezierzu Bytowskim. W artykule scharakteryzowano skład gatunkowy fitoplanktonu, jego liczebność i biomasa z uwzględnieniem pełnej struktury wielkościowej zbiorowiska podczas stratyfikacji termicznej wód latem 2004 roku. Przedstawiono dotąd niepublikowane, pierwsze wyniki badań autotroficznego fitoplanktonu z tego jeziora. Ponadto oceniono stan jeziora Jeleń za pomocą fitoplanktonowych wskaźników trofii według Hörnströma (1981) w modyfikacji Gołdyna i Szelaǳ-Wasielewskiej (2004) oraz Pajchrowskiej i Szpakowskiej (2014).

TEREN BADAŃ

Jezioro Jeleń znajduje się w górnej części dorzecza rzeki Stupi na wysokości 154 m n.p.m., około 4 km na północny wschód od centrum miasta Bytowa. Jest to średniej wielkości (89 ha) jezioro polodowcowe, stosunkowo głębokie (maks. głębokość 33 m, średnia głębokość 9,5 m) o uwarstwieniu termicznym wód charakterystycznym dla zbiorników strefy umiarkowanej. Podlega ono oddziaływaniom antropogenicznym, głównie z powodu wykorzystania w rekreacji i wędkarstwie. Wody jeziora są narażone na nadmierny napływ składników odżywczych zarówno ze źródeł przestrzennych, rozproszonych, jak i liniowych (Szyper i in. 1994). Z powodu pogarszającej się jakości wody w przeszłości podejmowano wiele wysiłków w celu ochrony tego jeziora (Kraska 1998, 2004; Klimaszyk i in. 2014).

METODY

POBIERANIE PRÓBEK WODY

Próbki wody do analiz fykologicznych pobrano we wrześniu 2004 roku z trzech stanowisk: stanowisko 1 – najgłębsza część jeziora (33,2 m), stanowisko 2 – centralna misa jeziora (maks. głębokość 25 m), stanowisko 3 – płoś jeziora zwane Jeleniem Małym (maks. głębokość 15 m). Próbkę wody pobierano z wszystkich warstw termicznych, tzn. epi-, meta- i hypolimnionu. Każda z tych próbek była próbką zlewaną, co znaczy, że tzw. próbki pierwotne były pobierane co 1 m głębokości (aparatem typu „Toń”), a po ich połączeniu otrzymywano próbkę reprezentatywną dla danej warstwy termicznej. Próbkę wody nie były zagęszczane. Do badań pikoplanktonu utrwalono je aldehydem glutarowym, a do badań pozostałych frakcji wielkościowych fitoplanktonu roztworem Lugola, zmodyfikowanym według Utermöhla (Starmach 1963).

ANALIZY LABORATORYJNE

Organizmy planktonowe zidentyfikowano do gatunku lub – jeśli było to niemożliwe – przydzielono je tylko do rodzaju. Do analizy autotroficznego pikoplanktonu (APP, 0,2–2,0 μm) podpróbki wody o objętości 2–5 mL poddano filtracji na czarnych filtrach Nuclepore o wielkości porów 0,2 μm pod niskim ciśnieniem. Do wytworzenia światła wzbudzającego zastosowano lampę rtęciową HBO (100 W) i standardowe zestawy filtrów (MacIsaac, Stockner 1993). Próbkę analizowano w powiększeniu 1500 \times pod mikroskopem BX-60 (Olympus) z wyposażeniem do epifluorescencji. Większe organizmy fitoplanktonowe (>2 μm : nanoplankton 2,0–20 μm , mikropłankton 20–200 μm i organizmy >200 μm) analizowano pod mikroskopem odwróconym po sedymentacji zgodnie z metodą Utermöhla (Wetzel, Likens 1991). Stosowano komory o objętości 14 mL, mikroskop odwrócony MOD-2 (PZO) i powiększenia 40 \times , 150 \times i 600 \times . Objętość komórek każdego gatunku obliczono na podstawie kształtu, wielkości i liczby komórek,

a ich biomasę wyrażono jako mokrą masę przy założeniu, że objętość $10^6 \mu\text{m}^3$ jest równoważna $1 \mu\text{g}$.

Wskaźnik troficzny zbiorowisk fitoplanktonu określono w oparciu o biomasę taksonów wskaźnikowych według wzoru Hörnströma (1981). Wykorzystano wcześniej opublikowaną listę taksonów wskaźnikowych w fitoplanktonie jeziora Jeleń (Szelaĝ-Wasielewska i in. 1999), uzupełniając ją o kolejne taksony oznaczone w 2004 roku. Stan trofii wyrażono indeksem liczbowym w skali od 1 do 3 (gdzie 1 = oligotrofia, 2 = mezotrofia, a 3 = eutrofia), zaś bardziej szczegółowy podział gradientu trofii przyjęto za Pajchrowską i Szpakowską (2014), czyli wartości w zakresie: 0,00–0,74 = oligotrofia, 0,75–1,24 = oligomezotrofia, 1,25–1,74 = mezotrofia, 1,75–2,24 = mezoeutrofia, 2,25–2,74 to eutrofia, 2,74–3,00 = wysoka eutrofia.

WYNIKI

W fitoplanktonie jeziora Jeleń stwierdzono 98 taksonów. Najliczniejsze były Chlorophyceae (zielenice chlorokokalne) – 27 taksonów i Cyanobacteria (cyjanobakterie) – 19 taksonów. Pozostałe grupy systematyczne były reprezentowane mniej licznie, w kolejności: sprzężnice (Conjugatophyceae), okrzemki (Bacillariophyceae), kryptofity (Cryptophyta), bruzdnice (Dinophyta), złotowiciowce (Chrysophyceae), eugleniny (Euglenophyta) i różnowiciowe (Xanthophyceae). Łączna liczba taksonów wahała się od 54 na stanowisku 2 do 70 na stanowisku 3. Zielenice i cyjanobakterie były najbardziej zróżnicowaną grupą na wszystkich stanowiskach (od 13 do 20 taksonów). Stanowisko 3, czyli Jeleń Mały, charakteryzowało się największym bogactwem gatunkowym zielenic, euglenin, kryptofitów i bruzdnic. Nie stwierdzono jednak w tej części jeziora różnowiciowych (tab. 1). Do gatunków rzadko podawanych z polskich jezior, a odnotowanych w tym akwenu we wrześniu 2004 roku, zaliczyć należy *Pseudokephyrion pseudospirale* Bourrelly (stan. 1) i *Pediastrum privum* (Printz) Hegewald (stan. 2).

Na stanowisku 1 największy udział w strukturze jakościowej fitoplanktonu miały zielenice – 38% i cyjanobakterie – 31%. Z kolei udział żadnej z pozostałych grup glonów nie był większy niż 10%. Fitoplankton koncentrował się w epilimnionie, zaś w hypolimnionie jego liczebność była mniejsza prawie pięciokrotnie. W całym słupie wody najliczniejsze były cyjanobakterie (tab. 2), a ich udział w liczebności ogólnej fitoplanktonu zmieniał się w wąskich granicach od 95,3% do 97,6%.

Na stanowisku 2, podobnie jak na stanowisku 1, odnotowano najwięcej gatunków zielenic (35% ogólnej liczby taksonów) i cyjanobakterii (24%). Trzy grupy glonów, tj. eugleniny, bruzdnice i złotowiciowce, miały identyczny udział w strukturze gatunkowej fitoplanktonu (po 10%). Pod względem ilościowym, podobnie jak na stanowisku 1, fitoplankton koncentrował się w epilimnionie, aczkolwiek jego liczebność ogólna w każdej warstwie termicznej była wyższa o kilkadziesiąt komórek (tab. 2). Najliczniejsze były cyjanobakterie, przy czym

Tabela 1. Struktura jakościowa fitoplanktonu pelagicznego na 3 stanowiskach jeziora Jeleń we wrześniu 2004 roku

Table 1. Structure of pelagic phytoplankton in 3 stations in Lake Jeleń (September 2004)

Grupa taksonomiczna	Stanowisko			Ogółem
	1	2	3	
Cyanobacteria	17	13	13	19
Euglenophyta	1	5	10	10
Cryptophyta	4	4	5	6
Dinophyta	4	5	6	8
Chrysophyceae	2	5	4	8
Bacillariophyceae	5	2	5	8
Xanthophyceae	1	1	0	1
Chlorophyceae	13	13	20	27
Conjugatophyceae	8	6	7	11
Ogółem	55	54	70	98

w epi- i metalimnionie ich udział w ogólnej liczebności fitoplanktonu przekroczył 96%, a w hypolimnionie osiągnął nawet 99%.

W fitoplanktonie stanowiska 3 wśród 70 taksonów odnotowano najwięcej zielenic (38,6%), znacznie mniej cyjanobakterii (18,6%) i euglenin (14,3%; tab. 1). Ogólna liczebność fitoplanktonu była największa w metalimnionie, gdzie

Tabela 2. Liczebność (komórki mL⁻¹) fitoplanktonu w epi-, meta- i hypolimnionie jeziora Jeleń we wrześniu 2004 roku

Table 2. Abundance (cells mL⁻¹) of Lake Jeleń phytoplankton in the epi-, meta- and hypolimnion (September 2004)

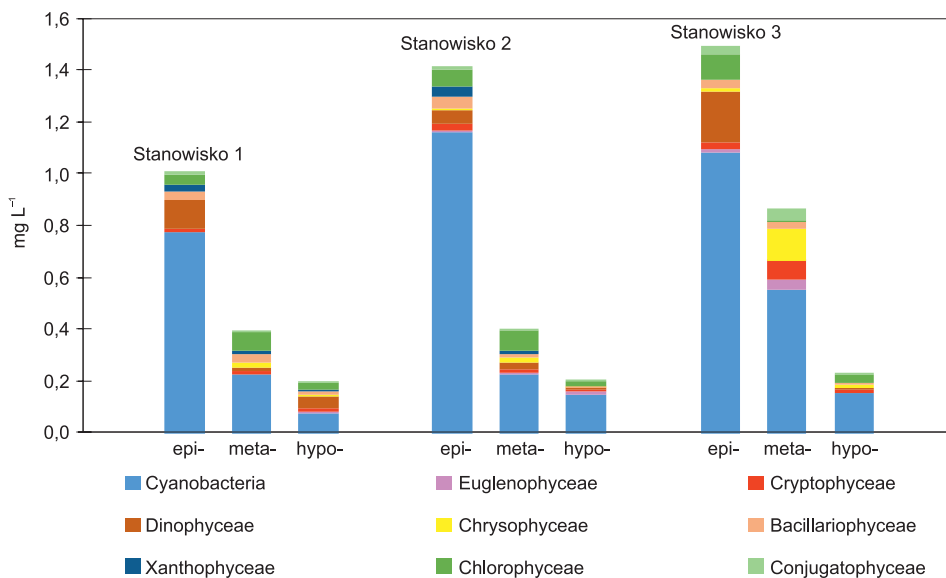
Grupa taksonomiczna	Stanowisko 1			Stanowisko 2			Stanowisko 3		
	epi-	meta-	hypo-	epi-	meta-	hypo-	epi-	meta-	hypo-
Cyanobacteria	21564,8	8970,6	4498,4	27435,4	9678,2	9794,0	37011,0	46168,6	18518,6
Euglenophyceae	0	0	3,4	4,8	1,6	11,1	6,3	22,8	46,3
Cryptophyceae	71,7	46,7	20,5	57,1	26,5	12,9	70,3	129,9	14,7
Dinophyceae	3,9	3,4	2,9	4,3	6,4	2,7	10,6	1	0,9
Chrysophyceae	0	5,4	4,3	5,2	18,2	5,1	24,3	15,3	6
Bacillariophyceae	46,1	56,5	21,6	82,9	20,4	15	59,4	44,8	9
Xanthophyceae	40,4	17	10,2	64,6	20,4	0	0	0	0
Chlorophyceae	350,9	304,0	135,2	186,3	394,7	82,4	356,2	325,6	162,3
Conjugatophyceae	16,7	5,2	1,2	17,4	6,3	2,7	26,1	68,4	1,8
Razem	22095	9409	4698	27858	10173	9926	37564	46860	18766

przekroczyła 46,8 tys. komórek w 1 mililitrze wody. W hypolimnionie była mniejsza 2,5-krotnie, ale mimo to i tak była najwyższa w tej warstwie spośród badanych stanowisk (tab. 2). Cyjanobakterie w każdej warstwie termicznej charakteryzowały się największym udziałem w liczebności ogólnej fitoplanktonu – około 98,5%.

Biomasa ogólna fitoplanktonu zmieniała się w kolumnie wody w szerokim zakresie. Na stanowisku 1 od 1,02 do 0,20 mg L⁻¹, na stanowisku 2 od 1,42 do 0,21 mg L⁻¹ i na stanowisku 3 od 1,50 do 0,26 mg L⁻¹. Najwyższą biomasa stwierdzano w epilimnionie, natomiast głębiej, tj. w meta- i hypolimnionie, była ona 3–7-krotnie niższa. W metalimnionie stanowiska 3 zaobserwowano mniej gwałtowny spadek biomasy fitoplanktonu wraz ze wzrostem głębokości (zaledwie 1,6-krotny) niż na stanowiskach w głównej misie jeziora (ryc. 1).

W biomacie ogólnej fitoplanktonu na wszystkich stanowiskach jeziora Jeleń i we wszystkich warstwach termicznych największym udziałem charakteryzowały się cyjanobakterie, od 40% do 83%. W niektórych warstwach termicznych współwystępowały z nimi, mając powyżej 10% udziału w biomacie, inne grupy glonów, np. bruzdnice w hypolimnionie stanowiska 1 oraz epilimnionie stanowisk 1 i 3, natomiast zielenice na ogół w meta- i/lub hypolimnionie. Ponadto w metalimnionie stanowiska 3 większym udziałem w biomacie ogólnej niż na pozostałych stanowiskach charakteryzowały się złotowiciowce (14%), kryptofity (7,8%) i eugleniny (4,5%). Ostatnia wymieniona grupa zbliżony udział w biomacie fitoplanktonu – 5,1% – miała również w hypolimnionie stanowiska 2 (ryc. 2).

W grupach pięciu taksonów, które tworzyły największą biomasa na poszczególnych stanowiskach, znalazły się cyjanobakterie: *Planktothrix agardhii* (stan. 1, 2



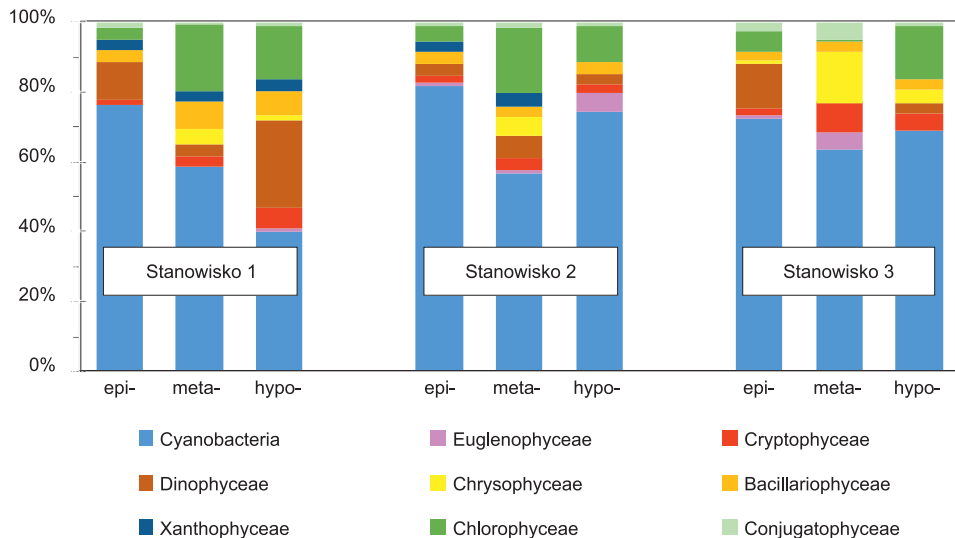
Ryc. 1. Biomasa taksonomicznych grup fitoplanktonu w jeziorze Jeleń we wrześniu 2004 roku

Fig. 1. Biomass of taxonomic groups in the phytoplankton of Lake Jeleń (September 2004)

i 3), *Dolichospermum elliptica* (stan. 1 i 3), *D. flos-aquae* (stan. 2), *Limnothrix redekei* (stan. 3). Ponadto zielenica *Eudorina elegans* (stan. 1 i 2), okrzemka *Tabellaria flocculosa* (stan. 1 i 2), bruzdnice *Gymnodinium* spp. i/lub *Ceratium hirundinella* (stan. 1, 2, 3) oraz złotowiciowiec *Synura uvella* (stan. 3) (tab. 3).

W jeziorze Jeleń *P. agardhii* na stanowisku 1 dominowała lub miała wysoki udział we wszystkich warstwach termicznych, odpowiednio 75,7%, 57,9% i 40%. W wartościach bezwzględnych były to jednak wartości raczej małe: kolejno 0,71 mg L⁻¹, 0,23 mg L⁻¹, 0,08 mg L⁻¹. W epilimnionie stanowiska 2 biomasa *P. agardhii* była największa (1,12 mg L⁻¹) i również wysoki był jej udział w biomacie ogólnej fitoplanktonu (72,7%). Natomiast na stanowisku 3 gatunek ten dominował w meta- (49,2%) i hypolimnionie (53,2%), zaś w epilimnionie większą biomasę miały gatunki z rodzaju *Dolichospermum* (tab. 3). Na tym stanowisku stwierdzono największą biomasę *Aphanizomenon gracile* (0,013 mg L⁻¹), ale jego udział w biomacie ogólnej fitoplanktonu był znikomy, bo zaledwie 0,9%.

Autotroficzny pikoplankton (APP) wystąpił na wszystkich stanowiskach i we wszystkich próbkach wody. Jego liczebność wahała się między 3,3 × 10³ kom. mL⁻¹ i 35,2 × 10³ kom. mL⁻¹, zaś biomasa między 0,002 mg L⁻¹ i 0,02 mg L⁻¹. Zagęszczenie APP na stanowiskach w głównej misie jeziora było zbliżone, natomiast w Jeleniu Małym około 3-krotnie wyższe, przy czym najwyższe zagęszczenie komórek stwierdzono w metalimnionie (ryc. 3). W głównej misie jeziora udział APP w liczebności ogólnej fitoplanktonu wzrastał na obu stanowiskach wraz z głębokością. Wartość średnia na stanowisku 1 była nieco tylko wyższa niż na



Ryc. 2. Udział (%) taksonomicznych grup w ogólnej biomacie fitoplanktonu jeziora Jeleń we wrześniu 2004 roku

Fig. 2. Share (%) of taxonomic groups in the total phytoplankton of Lake Jeleń (September 2004)

stanowisku 2, odpowiednio 63% i 59,7%. W Jeleniu Małym udział ten był znacznie wyższy – prawie 82%.

Udział APP w ogólnej biomacie fitoplanktonu był niski, zmieniając się w zakresie od 0,4% do 3,7%, a średnie wartości obliczone dla kolumny wody były zbliżone na stanowiskach w głównej misie jeziora (stan. 1 i 2). Z kolei na stanowisku 3 średni udział przekroczył 2%, a więc był on ponaddwukrotnie wyższy (tab. 4).

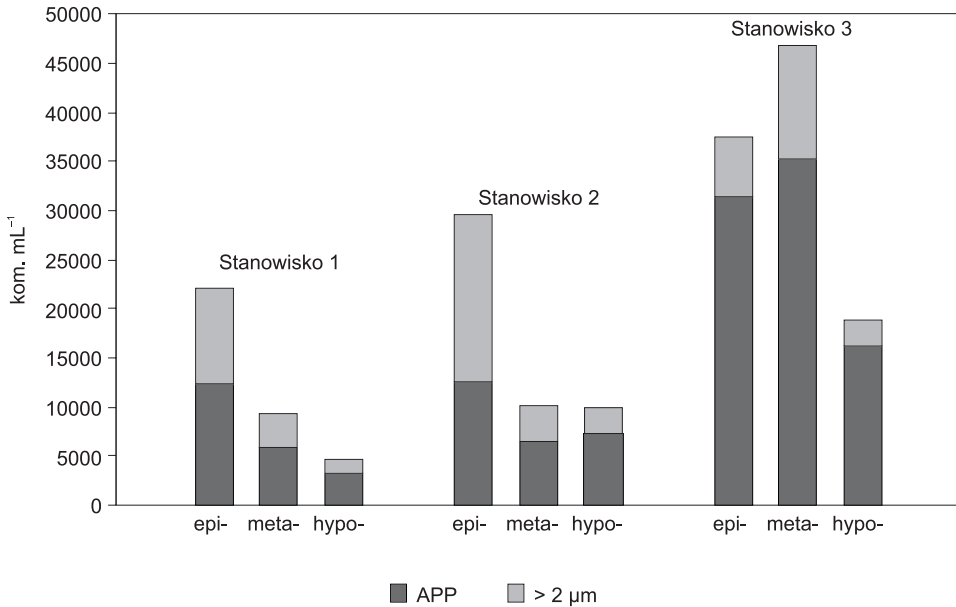
W jeziorze Jeleń w zbiorowiskach APP stwierdzano pojedynczo występujące cyjanobakterie (p-Pcy) z rodzaju *Synechococcus* oraz różnej wielkości kolonie tworzone przez pikoplanktonowe komórki (k-Pcy) (fot. 1). Kolonie te w oparciu o cechy morfologiczne zaliczono do rodzajów *Aphanothece* i *Aphanocapsa*. Zagęszczenie p-Pcy malało wraz z głębokością na wszystkich stanowiskach, natomiast zagęszczenie k-Pcy w głównej misie jeziora wzrastało wraz z głębokością, a w Małym Jeleniu najwyższe było ono w metalimnionie (ryc. 4).

Wartości indeksu stanu troficznego wyliczone na podstawie biomasy gatunków wskaźnikowych, z wyjątkiem stanowiska 1, zmniejszały się stopniowo wraz

Tabela 3. Pięć najważniejszych taksonów w biomacie ogólnej fitoplanktonu jeziora Jeleń w kolumnie wody we wrześniu 2004 roku na stanowiskach 1, 2 i 3. Skrótów znaków w nawiasach opisują warstwę, w której oznaczono największą biomasę danego taksonu: e – epilimnion, m – metalimnion, h – hypolimnion

Table 3. Five most important taxa within the water column in station 1, 2 and 3 in relation to phytoplankton biomass of Lake Jeleń (September 2004). The letters in brackets indicate the layer with the highest biomass of the taxon: e – epilimnion, m – metalimnion, h – hypolimnion

Lp.	Takson	Biomasa (mg L ⁻¹)
Stanowisko 1		
1	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	0,707 (e)
2	<i>Gymnodinium uberrimum</i> (G.J. Allman) Kofoid & Swezy	0,098 (e)
3	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	0,053 (m)
4	<i>Dolichospermum elliptica</i> Lemmermann	0,045 (e)
5	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	0,028 (m)
Stanowisko 2		
1	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	1,123 (e)
2	<i>Dolichospermum flos-aquae</i> (Brébisson ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	0,113 (e)
3	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	0,049 (m)
4	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	0,042 (e)
5	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	0,036 (e)
Stanowisko 3		
1	<i>Dolichospermum elliptica</i> Lemmermann	0,587 (e)
2	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	0,450 (m)
3	<i>Gymnodinium</i> sp.	0,129 (e)
4	<i>Synura uvella</i> Ehrenberg	0,125 (m)
5	<i>Limnothrix redekei</i> (Goor) Meffert	0,071 (m)



Ryc. 3. Liczebność autotroficznego pikoplanktonu (APP) i pozostałych grup wielkościowych (>2 μm) w fitoplanktonie jeziora Jeleń we wrześniu 2004 roku

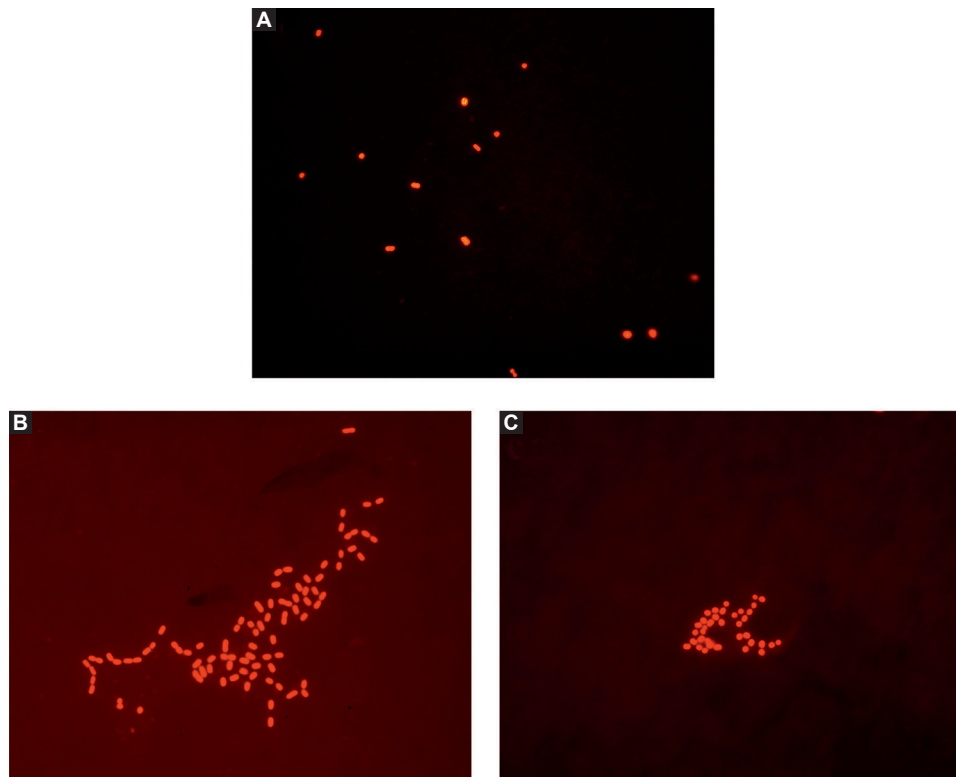
Fig. 3. Abundance of autotrophic picoplankton (APP) and other phytoplankton size groups (>2 μm) in the phytoplankton of Lake Jeleń in September 2004

ze wzrostem głębokości, z epilimnionu do hypolimnionu (tab. 5). Średnie wartości indeksu dla kolejnych stanowisk zlokalizowanych w różnych częściach jeziora Jeleń wahały się od 2,03 do 2,34. Wskazuje to, że Mały Jeleń (stan. 3) charakteryzuje się eutrofią wód (wyliczone wartości indeksu troficznego mieściły się w granicach wskazujących na eutrofię – 2,25–2,74), natomiast oba stanowiska w misie głównej jeziora stanem pośrednim między mezotrofią a eutrofią (1,75–2,24).

Tabela 4. Liczebność i biomasa autotroficznego pikoplanktonu (APP) na kolejnych stanowiskach jeziora Jeleń we wrześniu 2004 roku. W nawiasach podano średnią wartość dla kolumny wody

Table 4. Autotrophic picoplankton (APP) in successive stations in Lake Jeleń (September 2004). Values in parentheses are means for the water column

Stano- wisko	Liczebność (10 ³ kom. mL ⁻¹)		Biomasa APP (mg L ⁻¹)	Udział (%) APP w całkowitej bioma- sie fitoplanktonu
	APP	Kom.> 2 μm		
1	3,3–12,3 (7,1)	0,149–0,729 (0,419)	0,0017–0,0057 (0,0034)	0,6–0,9 (0,7)
2	6,4–12,6 (8,8)	0,189–0,970 (0,497)	0,0034–0,0058 (0,0044)	0,4–1,8 (1,0)
3	16,1–35,2 (25,7)	0,254–1,039 (0,647)	0,0096–0,0199 (0,0148)	1,1–3,7 (2,3)



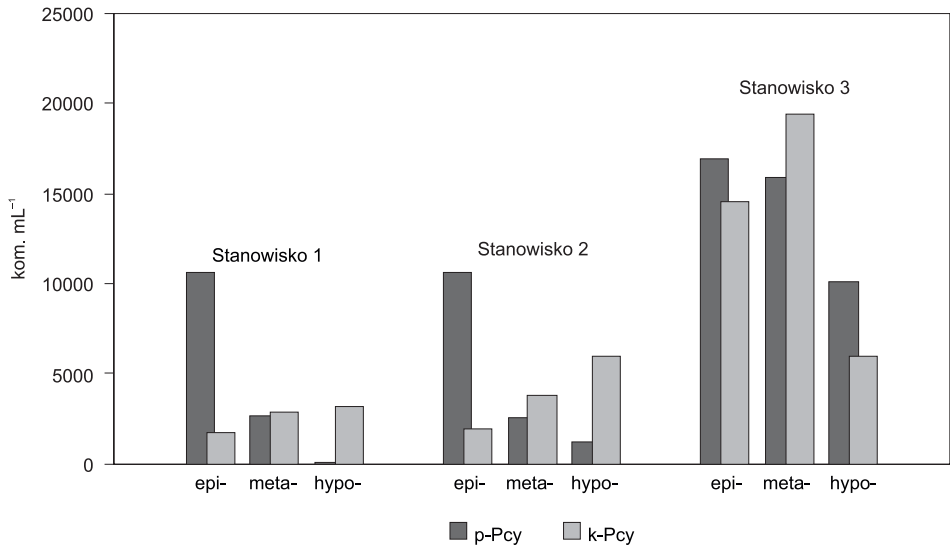
Fot. 1. (A) Pikoplanktonowe cyjanobakterie występujące pojedynczo w planktonie jeziora Jeleń we wrześniu 2004 roku; (B i C) kolonie pikoplanktonowych cyjanobakterii (mikroskop epifluorescencyjny, zielone światło pobudzające, 1500×)

Phot. 1. (A) Single-celled picocyanobacteria in the phytoplankton of Lake Jeleń in September 2004; (B and C) colonial picocyanobacteria (epifluorescence microscope, green excitation, 1500×)

Tabela 5. Indeks stanu troficznego badanych części jeziora Jeleń na podstawie biomasy gatunków wskaźnikowych fitoplanktonu we wrześniu 2004 roku

Table 5. Trophic state index of the investigated parts of Lake Jeleń based on biomass of the phytoplankton indicator species (September 2004)

Warstwa termiczna	Stanowisko		
	1	2	3
Epilimnion	2,10	2,18	2,41
Metalimnion	2,16	2,06	2,34
Hypolimnion	1,84	2,03	2,26
Wartość średnia	2,03	2,09	2,34



Ryc. 4. Liczebność pojedynczych (p-Pcy) i kolonijnych (k-Pcy) pikoplanktonowych cyjanobakterii w jeziorze Jeleń we wrześniu 2004 roku

Fig. 4. Abundance of single-celled (p-Pcy) and colonial (k-Pcy) picocyanobacteria in Lake Jeleń (September 2004)

DYSKUSJA

Fitoplankton jest ważnym biologicznym wskaźnikiem w ocenie stanu i funkcjonowania ekosystemów wodnych. Jego zbiorowiska odzwierciedlają jakość wody, przy czym informacje na temat ich składu gatunkowego, liczebności i biomasy pozwalają je nie tylko scharakteryzować, ale również określić tendencje zmian. Wody oligotroficzne sprzyjają rozwojowi desmidii i okrzemek (zwłaszcza *Cyclotella* i *Tabellaria*) oraz złotowiciowców, podczas gdy wody eutroficzne zawierają liczne cyjanobakterie, eugleniny i zielenice (Reynolds 1984). W jeziorze Jeleń występowały wszystkie te grupy, lecz największym bogactwem gatunkowym charakteryzowały się zielenice i cyjanobakterie, co jest również charakterystyczne dla letniego fitoplanktonu wielu innych jezior lobeliowych (Oleksowicz 1988; Szląg-Wasielewska, Gołdyn 1994; Pełechata 2016).

W latach 90. XX wieku na podstawie struktury i obfitości zbiorowisk glonów 39 jezior lobeliowych okolic Bytowa i Chojnic, badanych w latach 1991–1993, wydzielono trzy grupy jezior: o bogatym, ubogim i średnio bogatym składzie florystycznym planktonu. Jezioro Jeleń ulokowano wówczas w grupie jezior o średnio bogatym składzie florystycznym (Szląg-Wasielewska, Gołdyn 1994; Szląg-Wasielewska i in. 1999), jednak na podstawie badań fitoplanktonu z września 2004 roku zbiornik ten zaliczono do grupy o wysokim bogactwem gatunkowym (powyżej 50 taksonów). Fitoplankton jeziora Jeleń we wrześniu 2004 roku w obrębie stanowiska 1 charakteryzował się większym bogactwem gatunkowym

(55 taksonów) niŝ w sierpniu 1991 roku (42 taksony) i sierpniu 1992 roku (37 taksonów). Równieŝ liczba taksonów w fitoplanktonie części jeziora zwanej Jeleniem Małym była w 2004 roku wyŝsza niŝ w 1992 roku, i to aŝ o 18 taksonów, czyli o około 40%. Niewątpliwą przyczyną większego bogactwa gatunkowego w 2004 roku było uwzględnienie, niebadanego wcześniej w tym jeziorze, autotroficznego pikoplanktonu. Wzbogaciło to listę gatunków odnotowanych w tym jeziorze o 5 kolejnych taksonów. Inną przyczyną mógł być o miesiąc późniejszy w 2004 roku pobór próbek wody. Jak stwierdził Oleksowicz (1989), badając jeziora lobeliowe w całym cyklu rocznym, można zauwaŝyć, ŝe największe zróżnicowanie gatunkowe fitoplanktonu pojawiało się w nich jesienią (wrzesień–październik).

W 2004 roku nie odnotowano w fitoplanktonie jeziora Jeleń innych gatunków zaliczanych do rzadko podawanych w polskiej fykoflorze niŝ te stwierdzone w 1991 i 1992 roku. Spośród wcześniej notowanych odnaleziono *Pseudokephyrion pseudospirale* Bourrelly i *Pediastrum privum* (Printz) Hegewald. Nie było natomiast wielu innych drobnych złotowiciowców stwierdzanych w latach 1991–1993, co moŝe wynikać z jednokrotnego poboru próbek w 2004 roku, a przede wszystkim z braku informacji o wiosennym fitoplanktonie.

W jeziorze nie odnotowano równieŝ *Gonyostomum semen* naleŝącego do klasy Raphidophyceae. Wcześniej stwierdzono go zarówno w głównej misie jeziora, jak i Jeleniu Małym w kwietniu, sierpniu i listopadzie 1992 roku oraz w kwietniu 1993 roku (Szelaĝ-Wasielewska, Gołdyn 1994; Szelaĝ-Wasielewska i in. 1999). *G. semen* naleŝy do wyróżnionej przez Reynoldsa (1984) grupy glonów wolno rosnących, tolerancyjnych na warunki stresowe i bytujących w środowiskach o skąpych zasobach pokarmowych. W Polsce pierwsze udokumentowane w piśmiennictwie stanowiska zostały znalezione w jeziorach Wigierskiego Parku Narodowego (Hutorowicz 2001). Później podawany był on z wielu jezior lobeliowych (Szelaĝ-Wasielewska 1994, 1998, 2003; Szelaĝ-Wasielewska, Gołdyn 1994, 1998; Szelaĝ-Wasielewska, Fyda 1999, 2003), aczkolwiek wcześniej opisywany był najczęściej z małych śródleśnych zbiorników wodnych o charakterze dystroficznym. Obecnie *G. semen* uważany jest za gatunek ekspansywny pojawiający się w różnych troficznych typach wód, i jak podają Hutorowicz i in. (2006), w Polsce notowany był głównie w zbiornikach Pojezierza Pomorskiego i Pojezierza Suwalskiego, gdzie preferuje kwaśne jeziora lobeliowe, jeziora dystroficzne oraz zeutrofizowane jeziora dystroficzne i torfianki. Przy ocenie stanu oraz wskaźników specyficznej struktury i funkcji siedliska przyrodniczego 3110, jakim są jeziora lobeliowe, obecność *G. semen* wymieniona została w grupie wskaźników pomocniczych, które charakteryzują właściwy stan tego siedliska (Wilk-Woźniak i in. 2012).

Liczebność ogólna fitoplanktonu jeziora Jeleń w 2004 roku okazała się znacznie wyŝsza, niŝ to pokazują opublikowane wcześniej rezultaty badań z tego akwenu (Szelaĝ-Wasielewska i in. 1999). Wynika to z uwzględnienia autotroficznego pikoplanktonu (APP). Zagęszczenie komórek APP w 2004 roku nie przekroczyło 4×10^4 kom. mL⁻¹, a więc zaledwie mieściło się w dolnym zakresie wartości podawanych z wód słodkich (Stockner i in. 2000). Liczebność APP w wodach słodkich zwykle waha się od 10^4 do 10^6 kom. mL⁻¹, ale ma tendencję do wzrostu wraz ze wzrostem trofii wód w gradiencie od oligotrofii do eutrofii (Bell, Kalff 2001;

Jasser 2002). W każdej warstwie termicznej jeziora Jeleń Mały liczebność APP była mniej więcej dwa razy wyższa niż w głównej misie. Jeleń Mały, który jest oddzielony od głównej części jeziora wąskim i płytkim przesmykiem, charakteryzuje się większym stężeniem substancji biogenych w kolumnie wody (Kraska 2004). Znacznie większe zagęszczenie komórek APP stwierdzano natomiast w płytkich jeziorach lobeliowych, np. Lubienieckim Małym, Lubienieckim Dużym, Sękacz, Borzytuchom III, Ciemniak, Leśniówek Mały (Szelań-Wasielewska 1997). W jeziorze Okno i Głębocko liczebność APP przekroczyła nawet 2×10^6 kom. mL^{-1} , zaś w jeziorach Drzędno, Oczko Małe, Dobrogoszcz, Oczko Wielkie kształtowała się na poziomie około 10^5 kom. mL^{-1} (Szelań-Wasielewska, Fyda 1999). Z kolei zbliżoną liczebność APP do odnotowanej w głównej misie jeziora Jeleń obserwowano zarówno w największym i najgłębszym polskim jeziorze lobeliowym – Jeziorze Bobięcińskim Wielkim (Szelań-Wasielewska 2002), jak i jeziorach płytkich, np. Bobięcińskim Małym i Nowoparszczenickim (Szelań-Wasielewska 2003).

W składzie APP jeziora Jeleń nie stwierdzono eukariotycznego pikoplanktonu, natomiast cyjanobakterie reprezentowane były zarówno przez komórki występujące pojedynczo, jak i tworzące skupiska. Te ostatnie liczniejsze były w warstwach zasobniejszych w substancje pokarmowe. Uważa się, że forma występowania pikoplanktonowych komórek może być specyficzną strategią przemieszczania się i/lub przetrwania w kolumnie wody. Kolonie szybciej sedymentują w warstwy zasobniejsze w biogeny, zaś otoczone galaretowatą otoczką mogą w mniejszym stopniu podlegać presji konsumentów (Stockner i in. 2000; Callieri, Stockner 2002).

Średnia biomasa pikoplanktonu kształtuje się na poziomie od 0,29 mg do 1,0 mg świeżej masy w litrze (Stockner, Antia 1986). Udział APP w ogólnej biomacie fitoplanktonu zamyka się w granicach 0,2 do 43%. Znane są też doniesienia o wyższych maksymalnych wartościach jego udziału w biomacie fitoplanktonu, np. 73% w kanadyjskich jeziorach (Stockner, Shortreed 1994), 60% w lobeliowym Jeziorze Chińskie w Borach Tucholskich (Szelań-Wasielewska 1998), 100% w zbiornikach węgierskich (Somogyi i in. 2017). Biomasa APP w jeziorze Jeleń wyrażona jako świeża masa była znacznie niższa, jej maksymalna wartość to zaledwie 0,02 mg L^{-1} . Tak więc autotroficzny pikoplankton, w przeciwieństwie do pozostałych większych pod względem rozmiaru składników fitoplanktonu, nie pełnił latem w pelagialu jeziora Jeleń istotnej strukturotwórczej roli. Uważa się jednak, że znaczenie APP w funkcjonowaniu zbiorników jest większe, niż wynika to z jego biomasy. Wysoki stosunek powierzchni komórki do jej objętości sprzyja bowiem wydajniejszemu przyswajaniu substancji pokarmowych, wysokiemu tempu wzrostu i produkcji pierwotnej. Pikoplanktonowe komórki sedymentują wolniej niż komórki o dużych rozmiarach, dzięki czemu mogą dłużej utrzymywać się w eufotycznej strefie, a ich wzrost i rozmnażanie zachodzi również przy niskim natężeniu światła (Glover 1986; Vörös i in. 1998; Callieri i in. 2012).

W epilimnionie jeziora Jeleń biomasa ogólna fitoplanktonu we wrześniu 2004 roku kształtowała się na poziomie od 1,0 mg L^{-1} do 1,5 mg L^{-1} . Takie wartości nie wskazują na zakwit wody, co potwierdza również małe stężenie chlorofilu *a*. W epilimnionie i metalimnionie stanowiska 1 wynosiło ono, jak podają Klimaszyk i in. (2014), odpowiednio 3,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ i 2,6 $\mu\text{g L}^{-1}$. Kierując się średnimi

wartościami biomasy fitoplanktonu podanymi przez Heinonena (za: Kawecka, Eloranta 1994) dla epilimnionu latem ($1,21\text{--}1,98\text{ mg L}^{-1}$), jezioro Jeleń można zaliczyć do wód mezotroficznych. Latem biomasa fitoplanktonu jest w nim z pewnością regulowana głównie przez składniki pokarmowe i zooplankton. Dobre warunki świetlne i termiczne powodują, że produkcja pierwotna może być stosunkowo duża, jednakże czynniki wywołujące jej straty utrzymują biomasę na niskim poziomie. Biomasa fitoplanktonu w tym jeziorze latem była znacznie niższa niż wiosną, co pokazały wyniki badań fitoplanktonu na stanowiskach 1 i 3 z lat 1991, 1992 i 1993 (Szelaż-Wasielewska i in. 1999). Wówczas biomasa fitoplanktonu wiosną (maj, kwiecień) była wyższa niż latem, wynosząc na stanowisku 1 w kolejnych latach odpowiednio $1,3\text{ mg L}^{-1}$, $2,3\text{ mg L}^{-1}$ i $1,65\text{ mg L}^{-1}$, zaś w Jeleniu Małym w roku 1992 i 1993 odpowiednio $2,9\text{ mg L}^{-1}$ i $4,6\text{ mg L}^{-1}$.

W jeziorze Jeleń cyjanobakterie osiągały największą biomasę. W epilimnionie wszystkich stanowisk przeważały one zdecydowanie nad pozostałymi grupami, przy czym najważniejszą z nich była *Planktothrix agardhii*. Gatunek ten zaliczany jest do dużej grupy cyjanobakterii o kosmopolitycznym rozmieszczeniu i tworzących zakwity w wodach słodkich. *P. agardhii* produkuje toksyczne, bioaktywne metabolity (Komárek, Komárkova 2004; Walker i in. 2004). Szczegółowe badania Kokocińskiego i in. (2011) przeprowadzone w jeziorach Wielkopolski nad toksycznością tej cyjanobakterii pokazały, że jest ona zdolna do tworzenia całorocznych zakwitów oraz do całorocznej produkcji mikrocyliny. Jej wysokiemu udziałowi (53,8–98,8%) w biomacie fitoplanktonu towarzyszyły duże stężenia mikrocyliny ($3,4\text{--}75,3\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$), przy czym stwierdzano obecność różnych wariantów tej toksyny: mikrocylinę-RR, mikrocylinę-YR oraz najbardziej toksyczną mikrocylinę-LR. Ponadto stężenie mikrocyliny było dodatnio, istotnie statystycznie skorelowane z biomasą *P. agardhii*. W jeziorze Jeleń udział *P. agardhii* w fitoplanktonie był niższy, bo 40–76%, zaś jej biomasa niewielka podobnie jak i biomasa ogólna fitoplanktonu. Jednakże z uwagi na rekreacyjne wykorzystywanie jeziora Jeleń niepokojąca jest już nawet sama obecność *P. agardhii*. Jest też udokumentowane, jak podają Kokociński i in. (2011), że podczas tzw. „stanu equilibrium” związanego z długotrwałą dominacją *P. agardhii* była zdolna do ciągłej syntezy mikrocylin. Jej obecność stanowi więc potencjalne zagrożenie dla fauny i flory wodnej, a także ludzi (Marie i in. 2012).

Z kolei niedużą biomasę tworzył *Aphanizomenon gracile*. Badania Kokocińskiego i in. (2013) wykazały, że cyjanobakteria ta jest głównym producentem cylindrospermopsyny w jeziorach Wielkopolski. Gatunek ten, tak samo jak *D. flos-aque*, często występuje w środowiskach słodkowodnych północnej półkuli, czemu sprzyja zdolność tworzenia akinet i możliwość przetrwania niekorzystnych do wzrostu warunków. Gatunki te wiązane są z wytwarzaniem mikrocylin, cylindrospermopsyn i/lub saxitoksyn. Niewiele natomiast wiadomo o wpływie mieszanin tych toksyn na zdrowie ludzi i zwierząt. Do tej pory zagrożenie zdrowotne stwarzane przez cyjanobakterie i cyjanotoksyny wiązane było głównie z obecnością mikrocylin. Współwystępowanie kilku cyjanobakterii i trwałość rozpuszczonych toksyn w wodzie wskazuje na potrzebę ponownej weryfikacji wytycznych dla wód o wykorzystaniu rekreacyjnym (Ledreux i in. 2010).

Ocena stanu trofii wód w oparciu o gatunki wskaźnikowe występujące w fitoplanktonie jeziora Jeleń wskazała, podobnie jak wcześniej, na wyższą trofię plosa – Jeleń Mały (stanowisko 3) niż głównej misy jeziora (stanowiska 1 i 2). Jednakże kilkanaście lat wcześniej wyliczone w oparciu o skład gatunkowy i biomasę fitoplanktonu z lat 1992–1993 wartości indeksu były niższe, bo 1,38 dla plosa Jeleń Mały, a dla stanowiska 1 w głównej misie jeziora – 1,15 (Szelaż-Wasielewska i in. 1999). Na wzrost trofii wód jeziora wpływa zasadniczo zewnętrzne obciążenie jeziora związkami azotu i fosforu, które według kryteriów Vollenweidera przekraczają dopuszczalne stężenia, odpowiednio 4-krotnie i 2-krotnie (Szyper i in. 1994).

PODZIĘKOWANIA

Badania autotroficznego pikoplanktonu wykonano przy użyciu mikroskopu BX-60 (Olympus) zakupionego przez Fundację na rzecz Nauki Polskiej w ramach program SUBIN. Autorka dziękuje prof. Markowi Krasce za powierzenie próbek wody z jeziora Jeleń do analiz fitoplanktonu.

LITERATURA

- Bell T., Kalff J. 2001: The contribution of picophytoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnology & Oceanography*, 46(5): 1243–1248.
- Bociąg K., Szmeja J. 2001: Changes in the vegetation of softwater lakes under the influence of humic substances. *Polish Journal of Ecology*, 48(4): 319–326.
- Callieri C., Stockner J.G. 2002: Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *Journal of Limnology*, 61(1): 1–14.
- Callieri C., Cronberg G., Stockner J.G. 2012: Freshwater picocyanobacteria: single cells, microcolonies and colonial forms. W: B.A. Whitton (red.), *Ecology of Cyanobacteria*. II. Springer, Netherlands: 229–269.
- Dąmbska I. 1966: La vegetation des „Lobelia lacs” en Pologne. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 16(3): 1609–1613.
- Glover H.E., Keller M.D., Guillard R.R.L. 1986: Light quality and oceanic ultraphytoplankters. *Nature*, 319: 142–143.
- Gołdyn R. 1992: Fitoplankton jezior lobeliowych okolic Bytowa. W: *Ochrona biosfery, Bory Tucholskie. Materiały z I konferencji (Suszek 25–27 czerwca 1992 r.)*. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź: 161–167.
- Gołdyn R., Szelaż-Wasielewska E. 2004: Changes in the phytoeston of a river-lake system in Drawieński National Park. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 3(2): 17–28.
- Hörnström E. 1981: Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica (Berlin)*, 13(2): 249–261.
- Hutorowicz A. 2001: Fitoplankton humusowego jeziora Smolak na tle zmian warunków fizyczno-chemicznych wywołanych wapnowaniem i nawożeniem (Phytoplankton of the humic Lake Smolak against a background physico-chemical changes caused by liming and fertilization). *Idee Ekologiczne*, 14, 7. Wyd. SORUS, Poznań (in Polish with English summary).

- Hutorowicz A., Szelaż-Wasielewska E., Grabowska M., Owsiany P.M., Pęczuła W., Luścińska M. 2006: Występowanie *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*, 13(2): 399–407.
- Jasser I. 2002: Autotrophic picoplankton (APP) in four lakes of different trophic status: composition, dynamics and relation to phytoplankton. *Polish Journal of Ecology*, 50(3): 341–355.
- Kawecka B., Eloranta P.V. 1994: *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Klimaszyk P., Kraska M., Piotrowicz R. 2014: Wpływ antropopresji na funkcjonowanie lobeliowego jeziora Jeleń (Pojezierze Bytowskie). W: J.K. Garbacz (red.), *Diagnozowanie stanu środowiska. Metody badawcze – prognozy*. Prace Komisji Ekologii i Ochrony Środowiska Bydgoskiego Towarzystwa Naukowego, 8: 131–138.
- Kokociński M., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Spoo L., Jussi Meriluoto J., Rejmonczyk E., Hautala H., Vehniäinen M., Pawełczyk J., Soininen J. 2013: *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsin-producing cyanobacterium in Polish lakes. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 5243–5264.
- Kokociński M., Stefaniak K., Izydorczyk K., Jurczak T., Mankiewicz-Boczek J., Soininen J. 2011: Temporal variation in microcystin production by *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis and Komárek (Cyanobacteria, Oscillatoriales) in a temperate lake. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 47: 363–371.
- Komárek J., Komárkova J. 2004: Taxonomic review of the cyanoprokaryotic genera *Planktothrix* and *Planktothricoides*. *Czech Phycology*, 4: 1–18.
- Kraska M. 1998: Naukowcy alarmują. Zagrożone są jeziora lobeliowe. *Aktualności: Kurier Bytowski*, 7.
- Kraska M. 2004: *Opracowanie oceny stanu najbardziej zagrożonych jezior lobeliowych Pojezierza Bytowskiego*. Zakład Ochrony Wód, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań: 1–109.
- Kraska M., Piotrowicz R. 1994: Roślinność wybranych jezior lobeliowych na tle warunków fizyczno-chemicznych ich wód. W: M. Kraska (red.), *Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona*. Cz. I. Idee ekologiczne, 6, 4: 67–83.
- Kraska M., Piotrowicz R., Klimaszyk P. 1996: Jeziora lobeliowe w Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 52(3): 5–25.
- Ledreux A., Thomazeau S., Catherine A., Duval C., Yéprémian C., Marie A., Bernard C. 2010: Evidence for saxitoxins production by the cyanobacterium *Aphanizomenon gracile* in a French recreational water body. *Harmful Algae*, 10: 88–97.
- MacIsaac E.A., Stockner J.G. 1993: Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence microscopy. W: P.F. Kemp, B.F. Sherr, E.B. Sherr, J.J. Cole (red.), *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton: 187–197.
- Marie B., Huet H., Marie A., Djediat C., Puiseux-Dao S., Catherine A., Trinchet I., Edery M. 2012: Effects of a toxic cyanobacterial bloom (*Planktothrix agardhii*) on fish: Insights from histopathological and quantitative proteomic assessments following the oral exposure of medaka fish (*Oryzias latipes*). *Aquatic Toxicology*, 114–115: 39–48.
- Oleksowicz A. 1988: Dynamika zbiorowisk glonów w troficznie zróżnicowanych jeziorach Pojezierza Kaszubskiego. Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Oleksowicz A.S. 1989: Phytoplankton communities of Lobelia – type lakes in the Kashubian Lake District (Pomerania, northern Poland). *Acta Hydrobiologia*, 31 (3/4): 259–271.
- Pajchrowska M., Szpakowska B. 2014: Assessment of occurrence microphytes and trophic status of small water body in the Wielkopolska Region (western Poland). *Polish Journal of Natural Sciences*, 29(1): 17–33.

- Pelechata A. 2016: Zbiorowiska fitoplanktonu jezior lobeliowych Pojezierza Pomorskiego. W: K. Bociąg, D. Borowiak (red.), Jeziora lobeliowe w drugiej dekadzie XXI wieku. Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk: 80–96.
- Reynolds C. 1984: The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press, Cambridge–New York.
- Somogyi B., Palfy K., Balogh K.V., Botta-Dukát Z., Vörös L. 2017: Unusual behaviour of phototrophic picoplankton in turbid waters. PLoS ONE, 12(3): 1–15.
- Starmach K. 1963: Rośliny słodkowodne. Wstęp ogólny i zarys metod badania. Flora słodkowodna Polski. I. PWN, Warszawa.
- Stockner J.G., Antia N.J. 1986: Algal picoplankton from marine and freshwater ecosystems: a multidisciplinary perspective. Canadian Journal Fisheries & Aquatic Sciences, 43: 2472–2503.
- Stockner J.G., Shortreed K.S. 1994: Autotrophic picoplankton community dynamics in pre-alpine lake in British Columbia, Canada. Hydrobiologia, 274: 133–142.
- Stockner J.G., Callieri C., Cronberg G. 2000: Picoplankton and other non-bloom-forming cyanobacteria in lakes. W: B.A. Whittion, M. Potts (red.), The Ecology of Cyanobacteria. Kluwer Academic Publishers, Netherlands: 195–231.
- Szeląg-Wasielewska E. 1994: Pikoplankton na tle innych frakcji wielkościowych plankton dwóch jezior lobeliowych na Pojezierzu Bytowskim. W: M. Kraska (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Cz. I. Idee Ekologiczne 6: 29–35.
- Szeląg-Wasielewska E. 1997: Picoplankton and other size groups of phytoplankton in various shallow lakes. Hydrobiologia, 342/343: 79–85.
- Szeląg-Wasielewska E. 1998: Struktura fitoplanktonu wybranych jezior lobeliowych w Borach Tucholskich ze szczególnym uwzględnieniem pikoplanktonu. W: T. Gabryelak (red.), Bory Tucholskie – Ochrona biosfery. Uniwersytet Łódzki, Łódź: 67–75.
- Szeląg-Wasielewska E. 2002: Biocénose pélagique du lac oligomésotrophe de Poméranie (Pologne): étude des communautés de la boucle microbienne et du phytoplancton. Revue des Sciences de l'Eau, 15/1: 27–35.
- Szeląg-Wasielewska E. 2003: Phytoplankton community structure in non-stratified lakes of Pomerania (NW Poland). Hydrobiologia, 506–509: 229–236.
- Szeląg-Wasielewska E. 2005: Phytoplankton structure in lakes with a low trophic level in North-West Poland. W: H. Gurgul (red.), Physicochemical problems of natural water ecology. Vol. III. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego, Szczecin: 281–296.
- Szeląg-Wasielewska E. 2007: Phytoplankton structure of two small lakes – changes after a decade. Oceanological and Hydrobiological Studies, 36, Suppl. 1: 113–120.
- Szeląg-Wasielewska E. 2008: Autotrophic picoplankton versus trophic state of lake waters in north-western Poland. W: M. Sozański, Z. Dymaczeński, J. Jeż-Walkowiak (red.), Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. Water supply and water quality. Poznań–Gniezno: 303–311.
- Szeląg-Wasielewska E. 2010: Vertical distribution of phototrophs in the pelagic zone of three small lobelia lakes. Oceanological and Hydrobiological Studies, 33(2): 121–133.
- Szeląg-Wasielewska E., Fyda J. 1999: Phytoplankton and ciliate communities of ten lobelian Pomeranian lakes (NW Poland). Acta Hydrobiologica, 41(6): 153–164.
- Szeląg-Wasielewska E., Fyda J. 2003: Fitoplankton i orzęski w dystroficznych jeziorach Parku Narodowego „Bory Tucholskie” i terenów przyległych. W: S.M. Rogalska, J. Domańska (red.), Człowiek i środowisko przyrodnicze Pomorza Zachodniego. I. Środowisko biotyczne. Uniwersytet Szczeciński, Wydział Nauk Przyrodniczych, Oficyna IN PLUS, Szczecin: 173–180.

- Szelaż-Wasielewska E., Gołdyn R. 1994: Zbiorowiska glonów w pelagialu jezior lobeliowych. W: M. Kraska (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Cz. I, Idee Ekologiczne. 6, 4: 37–65.
- Szelaż-Wasielewska E., Gołdyn R. 1998: Zbiorowiska glonów i sinic w planktonie badanych jezior lobeliowych. W: J. Banaszak, K. Tobolski (red.), Park Narodowy Bory Tucholskie. Wydawnictwo Uczelniane WSP w Bydgoszczy, Bydgoszcz: 223–231.
- Szelaż-Wasielewska E., Gołdyn R., Bernaciak A. 1999: Fitoplankton a stan trofii wód jeziora Jeleń na Pojezierzu Bytowskim (Phytoplankton versus the trophic state of lake Jeleń in the Pomeranian Lakeland). *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią*, B, 48: 203–223.
- Szmal Z., Szmal B. 1965: Badania hydrochemiczne jezior lobeliowych województw gdańskiego i koszalińskiego. *Pozn. Tow. Przyj. Nauk, Wydz. Mat.-Przyr., Prace Komisji Biologicznej*, 30, 1: 1–55.
- Szmeja J. 1996: Rejestr polskich jezior lobeliowych. *Fragm. Floristica et Geobotanica Polonica*, 3: 347–367.
- Szyper H., Gołdyn R., Romanowicz W., Kraska M. 1994: Możliwości ochrony oligotroficznego jeziora Jeleń przed czynnikami antropogennymi. W: M. Kraska (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Cz. I. Idee Ekologiczne. 6, 4: 105–115.
- Vörös L., Callieri C., Balogh K.V., Bertoni R. 1998: Freshwater picocyanobacteria along a trophic gradient and light quality range. *Hydrobiologia*, 369/370: 117–125.
- Walker M., Christiansen G., von Döhren H. 2004: Diversity of coexisting *Planktothrix* (Cyanobacteria) chemotypes deduced by mass spectral analysis of microcystins and other oligopeptides. *Archives of Microbiology*, 182: 288–298.
- Wilk-Woźniak E., Kraska M., Piotrowicz R., Klimaszyk P. 2012: 3110 jeziora lobeliowe. W: W. Mróz (red.), *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część druga*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 114–129.
- Wetzel R.G., Likens G.E. 1991: *Limnological analyses*. Second ed. Springer Verlag, New York.

Agnieszka Budzyńska, Anna Kozak, Ryszard Gołdyn

TOKSYCZNE ZAKWITY SINICOWE W JEZIORACH I ZBIORNIKACH ZAPOROWYCH WIELKOPOLSKI

TOXIC CYANOBACTERIAL BLOOMS IN LAKES
AND RESERVOIRS IN WIELKOPOLSKA REGION
(WESTERN POLAND)

*Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań*

SUMMARY

Increase in water blooms is a worldwide phenomenon, accompanied by the threat posed by cyanobacterial toxins. This paper presents a review of contemporary toxic water blooms caused by cyanobacteria in the region of Wielkopolska in Western Poland. There is limited number of related studies. However, the existing literature on the subject shows that microcystins (MCs) and cylindrospermopsin (CYN) are common in the region's lakes and reservoirs. While their concentration is usually low, there are exceptions of high values up to 65.2 $\mu\text{g MCs L}^{-1}$. The prevailing cyanotoxins are microcystins, among them dmMC-LR, dmMC-RR and MC-YR. To date, anatoxins (ATX) have only been found in six lakes, saxitoxins (STX) in eleven lakes, and BMAA has never been studied in this region. However, several toxicological analyses on strains isolated from this region suggest presence of unknown types of toxins. More studies are required, both for the sake of increasing our understanding of the issue and with public health protection in mind.

SINICE, ZAKWITY SINICOWE I CYJANOTOKSYNY

Sinice (cyjanobakterie) to grupa bakterii, wykorzystujących światło słoneczne do produkcji biomasy, z wytworzeniem tlenu. Jest to jedna z najstarszych grup organizmów, o czym świadczy m.in. przynależność najstarszych znanych skamieniałości właśnie do sinic (Schopf 1992) oraz wyniki analiz filogenetyki molekularnej (Golubic, Seong-Joo 1999). To właśnie sinicom przypisuje się drastyczną zmianę warunków życia na Ziemi poprzez wytworzenie tlenowej atmosfery (Huisman i in. 2005). Mimo że pod względem budowy morfologicznej cyjanobakterie nie zmieniły się od przynajmniej 3,5 mld lat, charakteryzuje je ogromna plastyczność fizjologiczna, genetyczna i ekologiczna (Schopf 2002).

Dzięki fizjologicznej odmienności i dużej plastyczności genetycznej sinice zyskują często przewagę konkurencyjną nad innymi organizmami w danym siedlisku. Cyjanobakterie mogą na przykład korzystać z innych źródeł azotu niż glony i rośliny, wykorzystywać do fotosyntezy szersze spektrum długości fali światła niż większość eukariontów dzięki dodatkowym barwnikom, a także przekazywać geny między komórkami różnych gatunków w tzw. procesie poziomego transferu genów (Whitton 2012). Sinice produkują też szeroką gamę specyficznych metabolitów, z których część działa toksycznie na rośliny, bezkręgowce i/lub kręgowce (Huisman i in. 2018). Te i inne właściwości fizjologiczne umożliwiają sinicom intensywne namnażanie się w wielu ekosystemach wodnych, skutkujące wyraźnym zabarwieniem wody, nazywane zakwitami wody. Zakwity te utrudniają lub uniemożliwiają wykorzystanie zbiorników wodnych jako źródła wody pitnej oraz w gospodarce i rekreacji, ze względu na zmianę barwy, smaku i zapachu wody oraz przede wszystkim toksyczność.

Ludzie zdawali sobie sprawę, że zakwity wywołane przez sinice są niebezpieczne, zanim organizmy te zostały po raz pierwszy zaobserwowane przez mikroskop, opisane i nazwane. Jedno z najstarszych spisanych źródeł, z 1671 roku, dotyczy polskiego Jeziora Tuchomskiego. Kumulujący się latem w tym jeziorze „zielony kożuch” spowodował śmierć psów, bydła i drobiu (Huisman i in. 2018). Prawdopodobnie pierwszy naukowy opis przypadków intoksykacji zwierząt hodowlanych toksynami sinicowymi pochodzi z drugiej połowy XIX wieku z Australii (Francis 1878). Mimo wielu lat badań nad cyjanotoksynami nadal opisywane są kolejne rodzaje biologicznie czynnych metabolitów sinic, a lista znanych nauce toksyn sinicowych z pewnością nie jest pełna (Rzymiski i in. 2017). Zbadane dotychczas cyjanotoksyny są bardzo zróżnicowane pod względem budowy chemicznej i sposobu działania. Najlepiej poznane rodzaje toksyn wykazują działanie hepatotoksyczne, neurotoksyczne, cytotoksyczne i/lub genotoksyczne (tab. 1). Na poziomie molekularnym działają poprzez blokowanie przekazu sygnałów między komórkami albo inhibicję ważnych enzymów, zakłócającą metabolizm, homeostazę i cykl komórkowy (Leão i in. 2012). Ludzie narażeni są na działanie toksyn sinicowych poprzez spożycie zanieczyszczonej toksynami wody i żywności, a także podczas rekreacyjnego korzystania z wód (Codd i in. 1999). Przewlekłe narażenie człowieka na niskie dawki cyjanotoksyn jest czynnikiem stymulującym rozwój niektórych nowotworów i chorób neurologicznych (Carmichael, Boyer 2016; Buratti

Tabela 1. Główne grupy toksyn sinicowych i ich działanie na organizm ssaka. Opracowano na podstawie: Leão i in. (2012), Merel i in. (2013) oraz Huisman i in. (2018)

Table 1. The main groups of cyanobacterial toxins and their impact on mammals. Table developed on the basis of information from Leao et al. (2012), Merel et al. (2013) and Huisman et al. (2018)

Grupa toksyn	Budowa chemiczna	Działanie molekularne	Działanie toksyczne na poziomie tkanek i organów	Główne skutki toksyczności ostrej
Mikrocystyny (MCs)	peptydy cykliczne	inhibicja fosfataz proteinowych	hepatotoksyczność, promocja nowotworów, uszkodzenia nerek, toksyczność reprodukcyjna	niewydolność wątroby
Nodularyny (NODs)	peptydy cykliczne	inhibicja fosfataz proteinowych	hepatotoksyczność, promocja nowotworów, uszkodzenia nerek, toksyczność reprodukcyjna	niewydolność wątroby
Anatoksyna-a (ANTX-a)	alkaloid	wiązanie do receptorów nikotynowych acetylocholiny na połączeniach nerwo-mięśniowych	neurotoksyczność	utrata koordynacji ruchowej, drżenie mięśni, niewydolność oddechowa
Anatoksyna-a(s) ANTX-a(s)	alkaloid	inhibicja acetylocholinerazy	neurotoksyczność	ślinotok, inkontynencja, drżenie mięśni, niewydolność oddechowa
Cylindrospermopsyna (CYN)	Alkaloidy	inhibicja syntezy protein, uszkodzenia DNA	cytotoksyczność, genotoksyczność	uszkodzenia wielu organów, w tym wątroby i nerek, niezbyt żołądka i jelit
Sakstoksyny (STXs)	Alkaloidy	blokowanie kanałów sodowych i wapniowych bramkowanych napięciem w komórkach pobudliwych	neurotoksyczność (aksony komórek nerwowych)	parestezja, drętwienie, paraliż, niewydolność oddechowa
β -N-metylamino-L-alanina (BMAA)	amino-kwas niebiałkowy	nadmierna stymulacja receptorów glutaminianowych w neuronach, wiązanie się do białek	neurotoksyczność	utrata koordynacji, atrofia mięśni, prawdopodobnie przy przewlekłym działaniu rozwój chorób neuro-degeneracyjnych
Lipopolisacharydy (LPS)	LPS	stan zapalny, produkcja cytokin	podrażnienie kontaktowe	podrażnienie skóry, gorączka, rozstrój żołądka

i in. 2017), a przypadki śmiertelnego zatrucia ludzi toksynami sinicowymi znane są z różnych rejonów świata (Wood 2016).

Niwelowanie zagrożenia intoksykacji cyjanotoksynami jest o tyle trudne, że nie ma prostej zależności między biomasa sinic a stężeniem toksyn (choć niewątpliwie wyraźny kożuch lub silny zakwit wyglądający jak rozlana farba są sygnałem obecności cyjanotoksyn). Dodatkowo obecność konkretnego, potencjalnie toksycznego gatunku sinicy nie świadczy jednoznacznie o obecności toksyn w wodzie. Niektóre szczepy danego gatunku posiadają geny odpowiadające za produkcję toksyn, inne nie. Co więcej, szczep wyposażony w taką możliwość nie zawsze wytwarza toksyny, co jest wynikiem skomplikowanych zależności środowiskowych (Merel i in. 2013).

Zagrożenie związane z cyjanobakteriami rośnie na całym świecie, ponieważ wywoływane przez nie zakwity są coraz częstsze, intensywniejsze i bardziej długotrwałe (Taranu i in. 2015; Huisman i in. 2018). Wynika to przede wszystkim z nasilonej eutrofizacji zbiorników wodnych oraz z synergistycznego wpływu zmian klimatycznych (O’Neil i in. 2012). Oba te procesy uruchamiają w jeziorach całą sieć reakcji bezpośrednich i pośrednich, sprzyjających zakwitom sinicowym.

W niniejszej pracy zebrane zostały wyniki badań nad współczesnymi toksycznymi zakwitami wody wywoływanymi przez sinice w jeziorach i zbiornikach zaporowych na terenie Wielkopolski, zebrane z literatury. Badania te prowadzone były przez zespoły z Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, z Łodzi, Gdańska i Lublina wraz z badaczami z innych ośrodków krajowych i zagranicznych.

TEREN I METODY BADAŃ

Wielkopolska należy do regionów Polski najintensywniej badanych pod kątem cyjanotoksyn i toksyczności zakwitów sinicowych. Mimo to dotychczasowy stan wiedzy na ten temat nie jest pełny, a braki są znacznie większe niż w przypadku samych zakwitów wywołanych przez sinice. Wynika to z faktu, że metody analiz cyjanotoksyn są stosunkowo nowe i drogie, a same badania wykonywane są prawie wyłącznie przez instytucje naukowe.

W niniejszej pracy uwzględniono zebrane z literatury wyniki badań prowadzonych na terenie Wielkopolski w XXI wieku. Obiektami badawczymi były jeziora i zbiorniki zaporowe o różnej wielkości, morfometrii i hydrologii. Poboru prób z danego zbiornika wodnego dokonywano jednokrotnie, kilkakrotnie w sezonie letnim lub w regularnych odstępach czasu przez cały rok. Próbkę wody pobierane były zwykle na głęboczku. Jedynie w badaniach skoncentrowanych na jakości wody na kąpieliskach (Zagajewski i in. 2007, 2009) poboru dokonano w przybrzeżnych strefach jezior, z pomostu przyległego do kąpieliska. Próbkę fitoplanktonową były pobierane bez zagęszczania lub przez siatkę planktonową i utrwalane płynem Lugola albo analizowane jako próby żywe. Analizę jakościową i ilościową fitoplanktonu wykonywano w różnych mikroskopach świetlnych przy użyciu szkiełek mikroskopowych, komór Sedgwick-Raftera lub komór sedymentacyjnych.

W badaniach zostały uwzględnione jedna lub więcej grup cyjanotoksyn. Toksy-ny analizowano w przefiltrowanej wodzie (frakcja pozakomórkowa), w biomasie (frakcja wewnątrzkomórkowa) lub w wodzie i biomasie (toksyne łącznie). Analizy obecności i stężenia toksyn sinicowych przeprowadzane były w różnych ośrodkach zagranicznych i krajowych. Metodą analizy była wysokosprawna chromatografia cieczowa (HPLC) z użyciem różnych typów detektorów: ze spektrometrem mas (HPLC-MS), z tandemowym spektrometrem mas (HPLC-MS/MS) albo z detektorem z matrycą diodową (HPLC-DAD).

SINICOWE ZAKWITY WODY W WIELKOPOLSCE W XXI WIEKU

W XXI stuleciu badania zakwitów są intensywne, prowadzone zarówno przez jednostki naukowe, jak i administracyjne. Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska raportują zakwity w opracowaniach z Monitoringu Wód Powierzchniowych, który obejmuje jeziora o powierzchni większej niż 0,5 km². Dodatkowo Sanepid monitoruje zakwity wody na kąpieliskach, choć w ograniczonym zakresie. Monitoring ten sprowadza się do wizualnej oceny obecności lub braku sinicowego zakwitu wody, bez poboru próbek, a określenia pomocnicze sugerują, że zakwit rozumiany jest jako „smugi, kożuch, piana” (Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 17 stycznia 2019 roku).

Problem zakwitów wywołanych przez sinice jest powszechny w wodach Wielkopolski, zarówno w jeziorach, jak i sztucznych zbiornikach wodnych, mniejszych i większych akwenach, płytkich i głębokich, szczególnie tych, które zlokalizowane są w miastach. W niektórych jeziorach intensywne zakwity obserwowane są co roku w okresie letnim, a niekiedy nawet przez cały rok (Mankiewicz-Boczek i in. 2011). W wielu zbiornikach wodnych intensywność i skład gatunkowy zakwitów gwałtownie zmienia się z roku na rok (np. w Jeziorze Swarzędzkim; Stefaniak i in. 2007; Kowalczevska-Madura i in. 2007). W niektórych akwenach silne zakwity ustąpiły pod wpływem działań podjętych w zlewni jeziora (np. Jezioro Sławskie; Kozak i in. 2012) albo działań rekultywacyjnych (np. Gołdyn, Budzyńska 2013; Dondajewska i in. 2017; Rosińska i in. 2018). Zmiany w intensywności i/lub składzie gatunkowym zakwitu z roku na rok są często wynikiem zróżnicowanych warunków pogodowych (np. Budzyńska, Gołdyn 2017; Rosińska i in. 2017).

TOKSYNY I TOKSYCZNOŚĆ ZAKWITÓW SINICOWYCH W WIELKOPOLSCE

Zebrane wyniki badań wskazują, że toksyny sinicowe są powszechne w jeziorach Wielkopolski (tab. 2). Na ogół oznaczane są MCs. Wynika to po części z faktu, że są najczęściej badane, ale nie tylko. Analiza wykonana w zespole Mantzouki i in.

(2018a), uwzględniająca trzy grupy toksyn, wykazała obecność MCs w 21 jeziorach na 24 badane, podczas gdy CYN i ATX stwierdzono w odpowiednio 8 i 6 jeziorach (ponieważ jeziora nie były dobrane losowo i próbki pobrano tylko w jednym roku, konkretne wartości liczbowe nie są odzwierciedleniem bezwzględnej częstości występowania danego rodzaju toksyny). Taki wynik jest zgodny z dotychczasowym stanem wiedzy na temat relatywnej częstości poszczególnych rodzajów toksyn w Europie (Meriluoto i in. 2017; Mantzouki i in. 2018b). Stężenia wszystkich zbadanych toksyn były na ogół niewielkie, poniżej $1 \mu\text{g L}^{-1}$. MCs przekroczyły stężenie $5 \mu\text{g L}^{-1}$ w 7 jeziorach, w niektórych stwierdzono to kilkakrotnie (tab. 2), a najwyższe odnotowane stężenie MCs wynosiło $65,2 \mu\text{g L}^{-1}$ w Jeziorze Lubosińskim (Mankiewicz-Boczek i in. 2011). Koncentracje CYN i ATX ani razu nie przekroczyły wartości $5 \mu\text{g L}^{-1}$ (tab. 2). Większość badań prowadzona była latem i/lub wczesną jesienią. Dwa wykazały obecność toksyn w jeziorze zimą (Mankiewicz-Boczek i in. 2011; Wejnerowski i in. 2018), a więc w okresie niekojarzonym ani z zakwitami, ani z toksynami sinicowymi. W badaniach całorocznych najwyższą koncentrację MCs stwierdzono jesienią (Mankiewicz-Boczek i in. 2011).

W badanych zbiornikach wodnych oznaczono 21 analogów MCs (tab. 2), które różnią się szczegółami budowy chemicznej, a w związku z tym również właściwościami, w tym toksycznością. Łącznie na świecie opisano dotychczas ponad 200 analogów, przy czym należy zaznaczyć, że większość cytowanych tu badań z Wielkopolski była wykonywana z użyciem ograniczonej liczby wzorców MCs. Najczęściej spotykanymi formami MCs były dmMC-LR, dmMC-RR i MC-YR, a analog o najwyższym stężeniu w wodach Wielkopolski to dmMC-RR (tab. 2).

Pierwsze badanie stwierdzające obecność CYN w trzech wybranych jeziorach Wielkopolski (Kokociński i in. 2009) poprzedziło obszerniejszą analizę występowania tej toksyny w 36 losowo wybranych jeziorach regionu (Kokociński i in. 2013). Wyniki tego badania pozwalają stwierdzić, że CYN jest dość powszechną cyjanotoksyną w jeziorach zachodniej Polski (tab. 2) i jest obecna w akwenach o różnej wielkości, głębokości i trofii (Kokociński i in. 2013). Również w badaniu Mantzouki i in. (2018a) CYN została stwierdzona w jeziorach o zróżnicowanej trofii, w tym w wodach bez zakwitu sinicowego (tab. 2). W jednym z jezior wykryto obecność CYN przy braku innych badanych toksyn (MCs i ATX; tab. 2).

Maksymalne stwierdzone stężenie CYN w wodach Wielkopolski wynosiło $3 \mu\text{g L}^{-1}$, według metody HPLC-MS/MS, w jeziorze Kursko (52.7514, 15.7505; Kokociński i in. 2013). Dodatkowo badanie potwierdziło, że rodzimy, częsty gatunek *Aphanizomenon gracile* Lemm. (fot. 1F) jest producentem CYN w tym rejonie. Nie stwierdzono natomiast genów odpowiedzialnych za produkcję CYN w wyizolowanych szczepach inwazyjnego gatunku *Raphidiopsis raciborskii* (Wołoszyńska) Aguilera et al. (Kokociński i in. 2013), od którego wcześniejszej nazwy rodzajowej, *Cylindrospermopsis*, pochodzi nazwa tej toksyny (fot. 1E).

Obecność saksitoksyn i genów odpowiedzialnych za ich syntezę została zbadana w 34 jeziorach zachodniej Polski (Savela i in. 2017), z których większość jest zlokalizowana na terenie Wielkopolski. STX wykryto w 12 jeziorach, z czego w 8 jedynie śladowe ilości. Najwyższe stężenie tej toksyny wyniosło zaledwie $0,57 \mu\text{g L}^{-1}$ w jeziorze Sarbsko (54.7564, 17.5906) położonym w pasie

Tabela 2. Cyjanotoksyny w jeziorach i zbiornikach zaporowych Wielkopolski. Opracowano na podstawie literatury zestawionej w ostatniej kolumnie tabeli. *Sinicowy zakwit wody oznaczono jako „+”, kiedy biomasa sinic przekraczała 5 mg L⁻¹ lub liczebność sinic przekraczała 20×10³ komórek mL⁻¹. **Gatunki pogrubione to gatunki stanowiące ponad 50% liczebności lub biomasy ogólnej fitoplanktonu albo jeśli taka informacja nie była dostępna, gatunki opisane w źródle jako „dominant”. ***Toksyny pogrubione stwierdzono w stężeniu powyżej 5 μg L⁻¹. Bd – brak informacji w cytowanym źródle. Współrzędne GPS podane w systemie WGS84

Table 2. Cyanotoxins in lakes and reservoirs of Wielkopolska Region. Data acquired from literature indicated in the last column. *Cyanobacterial bloom was marked positive when cyanobacterial biomass exceeded 5 mg L⁻¹ or the cyanobacterial number exceeded 20×10³ cells mL⁻¹. **Species in bold exceeded 50% of the phytoplankton count or biomass or, when this information was missing, species referred to as “prevailing” in the cited publication. ***Toxins in bold exceeded concentration of 5 μg L⁻¹. Bd – the information is not provided in literature on the subject. GPS coordinates acc. to WGS84

Nazwa jeziora, lokalizacja	Rok i miesiąc badań	Zakwit sinicowy*	Gatunki sinic o najwyższej liczebności lub biomase**	Cyjanotoksyny***	Literatura
MCs, CYN, ATX wewnątrzkomórkowe					
Bnińskie 52.2001 17.1170	2015 VIII	–	<i>Sphaerospermopsis aph-anizomenoides Plank-tolyngbya sp.</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	MC-RR MC-dmLR, MC-dmRR, MC-LW	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019; dane niepubl.
Bukowieckie Duże 52.8625 17.2339	2015 VIII	–	Bd	MC-LR, MC-RR, dmMC-RR, MC-YR, dm-MC-LR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Bukowieckie Małe 52.8578 17.2325	2015 VIII	–	Bd	MC-LR, dmMC-RR, dmMC-LR, MC-YR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Buszewskie 52.5428 16.3772	2015 VIII	+	Bd	dmMC-RR, MC-YR, dmMC-LR, MC-LR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Dębno 52.2936 16.6986	2015 VIII	–	Bd	dmMC-RR, dmMC-LR, CYN, MC-YR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Góreckie 52.2656 16.7967	2015 VII	–	Bd	CYN, dm-MC-RR, dmMC-LR, MC-YR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019

Nazwa jeziora, lokalizacja	Rok i miesiąc badań	Zakwit sinicowy*	Gatunki sinic o najwyższej liczbie lub biomase**	Cyjanotoksyny***	Literatura
Grylewskie 52.8861 17.2522	2015 VIII	-	Bd	MC-LR, dmMC-RR, MC-YR, ATX, dmMC-LR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Jarosławieckie 52.285 16.7986	2015 VII	-	Bd	MC-LR, MC-RR, MC-YR, dmMC-LR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Kierskie Małe 52.4875 16.7872	2015 VIII	+	Bd	CYN, MC-LR, dmMC-LR, MC-YR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Kórnickie 52.2504 17.0803	2015 VIII	-	<i>Planktolyngbya limnetica</i> <i>Raphidiopsis raciborskii</i> <i>Pseudanabaena</i> sp. <i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> <i>Microcystis aeruginosa</i>	MC-RR, MC-LR, MC-dm-LR, MC-dm-RR, CYN	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019; dane niepubl.
Lednica 52.5228 17.3789	2015 VIII	-	Bd	-	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Lubosińskie 52.5278 16.3825	2015 VIII	+	Bd	dmMC-LR, dmMC-LR, MC-YR, MC-LR, CYN, ATX	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Lusowskie 52.4308 16.6660	2015 VIII	-	Bd	CYN	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Łękneńskie 52.8436 17.2917	2015 VIII	+	Bd	dmMC-RR, MC-YR, dm- MC-LR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Łódzko-Dymaczewskie 52.2489 16.7517	2015 VIII	-	Bd	dmMC-RR, MC-YR, dmMC-LR, ATX, MC-LR, CYN	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Malta (Zbiornik Maltański) 52.4167 17.0733	2015 VII	-	<i>Planktolyngbya limnetica</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>	MC-YR, ATX, MC-LY, MC-dmRR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019; dane niepubl.

Nazwa jeziora, lokalizacja	Rok i miesiąc badań	Zakwit sinicowy*	Gatunki sinic o najwyższej liczności lub biomase**	Cyjanotoksyny***	Literatura
Niepruszewskie 52.3836 16.6153	2015 VIII	+	Bd	MC-LR, MC-RR, MC-dm-LR, MC-YR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Raczyńskie 52.1455 17.1666	2015 VII	+	<i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Planktothrix agardhii</i> <i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>	MC-dmRR , ATX, MC-dm-LR, MC-YR, MC-RR, MC-LR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019; dane niepubl.
Rogoziańskie 52.7326 17.0195	2015 VIII	+	Bd	dmMC-RR, dmMC-LR, MC-YR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Rusałka 52.4247 16.8838	2015 VIII	-	<i>Planktolyngbya</i> sp. <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Microcystis aeruginosa</i>	MC-RR, MC-LR, MC-YR, MC-dmLR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019; dane niepubl.
Strykowskie 52.2450 16.5996	2015 VIII	-	<i>Planktolyngbya limnetica</i> <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	MC-LR, CYN, MC-dmLR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019; dane niepubl.
Strzeszyńskie 52.4611 16.8236	2015 VIII	-	Bd	-	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Swarzędzkie 52.4167 17.0733	2015 VII	-	Bd	ATX, MC-dmLR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019
Uzarszewskie 52.4481 17.1336	2015 VII	-	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Dolichospermum</i> spp.	MC-dmRR, MC-dmLR, ATX, MC-YR	Mantzouki i in. 2018a; Budzyńska i in. 2019; dane niepubl.

MCs, ATX wewnątrzkomórkowe

Rogoziańskie 52.7326 17.0195	2017 VIII	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redeckei</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	dmMC-RR , [DAsp ³]MC-LR, MC-WR, MC-LF, MC-LW	Budzyńska i in. 2018
------------------------------------	--------------	---	--	--	----------------------

Nazwa jeziora, lokalizacja	Rok i miesiąc badań	Zakwit sinicowy*	Gatunki sinic o najwyższej liczebności lub biomasi**	Cyjanotoksyny***	Literatura
MCs całkowite					
Biezdru-chowskie 52.4852 17.2815	2005 VII, VIII	-	Bd	MC-LR, MC- -RR	Zagajewski i in. 2007
Bnińskie 52.2001 17.1170	2005 VII, VIII	+	<i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	MC-RR	Zagajewski i in. 2007
Łódzko- -Dyma- czewskie 52.2489 16.7517	2005 VII, VIII	-	Bd	MC-RR	Zagajewski i in. 2007
Kierskie 52.4590 16.7888	2005 VII, VIII	-	Bd	MC-RR	Zagajewski i in. 2007
Lipno 52.2821 16.7214	2005 VII, VIII	-	Bd	-	Zagajewski i in. 2007
Lusowskie 52.4308 16.6660	2005 VII, VIII	-	Bd	MC-RR	Zagajewski i in. 2007
Niepru- szewskie 52.3836 16.6153	2005 VII, VIII	+	Bd	MC-LR, MC- -RR	Zagajewski i in. 2007
Strykow- skie 52.2450 16.5996	2005 VII, VIII	+	Bd	MC-RR	Zagajewski i in. 2007
Biezdru- chowskie 52.4852 17.2815	2006 VIII	-	Bd	-	Zagajewski i in. 2009
Bnińskie 52.2001 17.1170	2006 VIII	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redeckeii</i>	MC	Zagajewski i in. 2009
Łódzko- -Dyma- czewskie 52.2489 16.7517	2006 VIII	-	<i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Planktolyngbya limnetica</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i>	MC-RR	Zagajewski i in. 2009

Nazwa jeziora, lokalizacja	Rok i miesiąc badań	Zakwit sinicowy*	Gatunki sinic o najwyższej liczebności lub biomase**	Cyjanotoksyny***	Literatura
Kierskie 52.4590 16.7888	2006 VIII	–	<i>Chroococcus</i>	MC	Zagajewski i in. 2009
Lipno 52.2821 16.7214	2006 VIII	–	–	–	Zagajewski i in. 2009
Lusowskie 52.4308 16.6660	2006 VIII	–	Bd	–	Zagajewski i in. 2009
Malta (Zbiornik Maltański) 52.4167 17.0733	2006 VIII	+	<i>Dolichospermum spiroides</i> <i>Microcystis</i> sp.	MC-YR	Zagajewski i in. 2009
Niepruszewskie 52.3836 16.6153	2006 VIII	+	Bd	–	Zagajewski i in. 2009
Rusałka 52.4247 16.8838	2006 VIII	–	<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> <i>Raphidiopsis raciborskii</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	–	Zagajewski i in. 2009; Budzyńska i Gołdyn 2017
Strykowskie 52.2450 16.5996	2006 VIII	+	Bd	–	Zagajewski i in. 2009
Uzarszewskie 52.4481 17.1336	2006 VII, VIII, IX	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon klebahnii</i>	MC-YR	Budzyńska i in. 2009
Lubosińskie 52.5278 16.3822	2017 I	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redeckeii</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	dmMC-RR, dmMC-LR	Wejnerowski i in. 2018
MCs wewnątrzkomórkowe					
Bnińskie 52.2001 17.1170	2004 VII–X	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redeckeii</i>	MC	Mankiewicz-Bo-czek i in. 2006
Bytyńskie 52.5014 16.5083	2007– 2008 VII–XII I–III	+	<i>Planktothrix agardhii</i>	MCs (głównie dmMC-RR)	Mankiewicz-Bo-czek i in. 2011

Nazwa jeziora, lokalizacja	Rok i miesiąc badań	Zakwit sinicowy*	Gatunki sinic o najwyższej liczebności lub biomasi**	Cyjanotoksyny***	Literatura
Lubosińskie 52.5278 16.3822	2007–2008 VII–XII I–III	+	<i>Planktothrix agardhii</i>	MCs (głównie dmMC-RR)	Mankiewicz-Bozczek i in. 2011
Bnińskie 52.2001 17.1170	2009 VIII	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Woronichinia naegeliana</i> <i>Microcystis aeruginosa</i>	[Asp ³]MC-RR	Kobos i in. 2013
Borusa (staw) 52.3683 16.9222	2009 IX	+	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	[Asp ³]MC-Htyr, MC-YR, MC-LR	Kobos i in. 2013
Buszewskie 52.5428 16.3772	2009 IX	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Microcystis aeruginosa</i>	[Asp ³]MC-HtyR [Asp ³]MC-RR	Kobos i in. 2013
Góreckie 52.2656 16.7967	2009 VIII	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redeckeii</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	[Asp ³]MC-HtyR [DMA ³ MeDha ⁷]MC-YR	Kobos i in. 2013
Jarosławieckie 52.285 16.7986	2009 VIII	–	<i>Pseudanabaena catenata</i>	–	Kobos i in. 2013
Kierskie Małe 52.4875 16.7872	2009 IX	+	<i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Planktothrix agardhii</i> <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	[Asp ³]MC-RR	Kobos i in. 2013
Kórnickie 52.2504 17.0803	2009 IX	Bd	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	MC-RR, MC-YR [Asp ³ , ADMAdda ⁶ , Dhb ⁷] MC-HtyR	Kobos i in. 2013
Lubosińskie 52.5278 16.3822	2009 IX	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	[Asp ³]MC-RR [Asp ³]MC-YR MC-LR, [Asp ³]MC-LR	Kobos i in. 2013
Łękańskie 52.1562 17.1450	2009 VIII	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	[Asp ³]MC-RR [Asp ³ , MeDhb ⁷]MC-LW [Asp ³ Dhb ⁷]MC-RR [Asp ³]MC-RY, MC-YM	Kobos i in. 2013

Nazwa jeziora, lokalizacja	Rok i miesiąc badań	Zakwit sinicowy*	Gatunki sinic o najwyższej liczności lub biomase**	Cyjanotoksyny***	Literatura
Malta (Zbiornik Maltański) 52.4167 17.0733	2009 VIII	+	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	[Dha ⁷]MC-RR [Asp ³]MC-HarR, MC-LR	Kobos i in. 2013

CYN wewnątrzkomórkowa

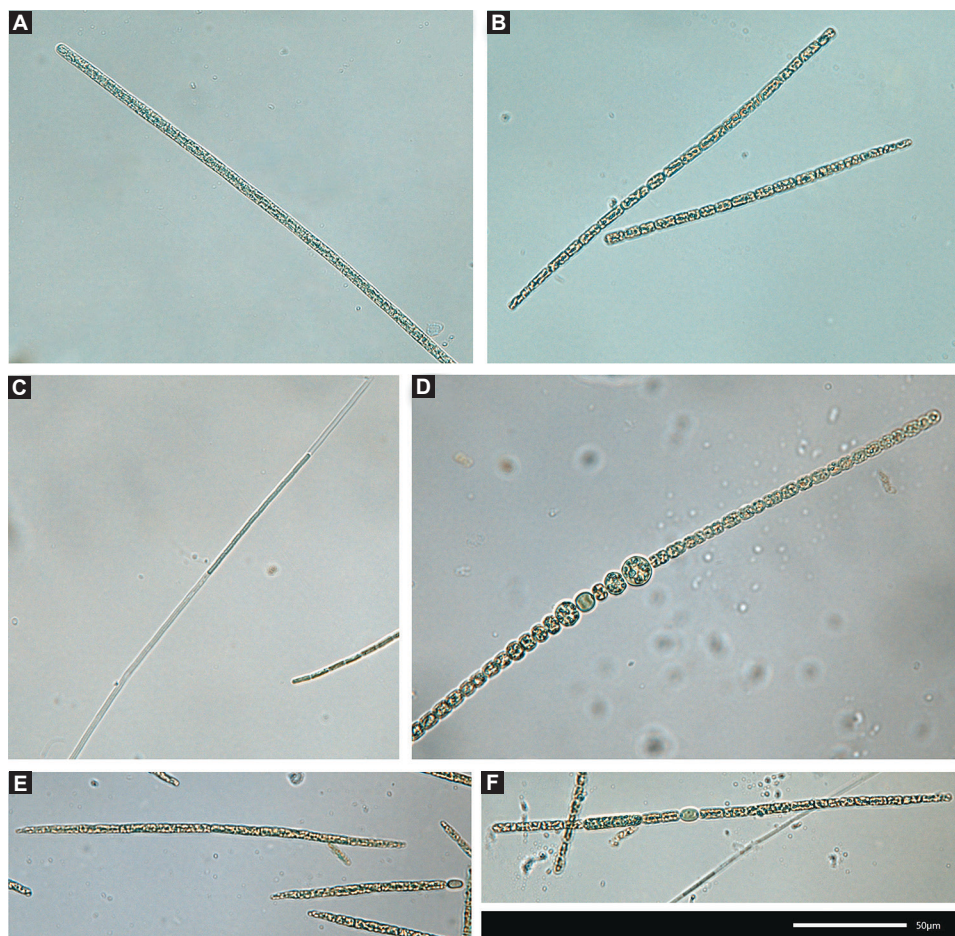
Bnińskie 52.2001 17.1170	2006 VII–X	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redeckeii</i> <i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	CYN	Kokociński i in. 2009
Bnińskie 52.2001 17.1170	2007 VII–X	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	CYN	Kokociński i in. 2009
Bytyńskie 52.5014 16.5083	2006 VII–X	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redeckeii</i> <i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	CYN	Kokociński i in. 2009
Bytyńskie 52.5014 16.5083	2007 VII–X	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	–	Kokociński i in. 2009
Lubosińskie 52.5278 16.3822	2006 VII–X	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	–	Kokociński i in. 2009
Lubosińskie 52.5278 16.3822	2007 VII–X	+	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Raphidiopsis raciborskii</i>	–	Kokociński i in. 2009
36 jezior	2010 VI–VII	.	różne gatunki	CYN w 11 jeziorach	Kokociński i in. 2013
36 jezior	2010 VIII–X	.	różne gatunki	CYN w 12 jeziorach	Kokociński i in. 2013

STX wewnątrzkomórkowe

33 jeziora	2010 VI–X	+	<i>Aphanizomenon gracile</i> w 75% próbek <i>Raphidiopsis raciborskii</i> <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> <i>A. flos-aquae</i> <i>Chrysoosporum ovalisporum</i> i inne	STX w 11 jeziorach, w tym w 8 śladowe ilości	Savela i in. 2017
------------	--------------	---	--	--	-------------------

przybrzeżnym Morza Bałtyckiego, a spośród jezior Wielkopolski 0,069 $\mu\text{g L}^{-1}$ w Jeziorze Pniewskim (52.5114, 16.2408; Savela i in. 2017).

Anatoksyny były dotychczas badane jedynie sporadycznie na terenie Wielkopolski (tab. 2). Maksymalne stwierdzone stężenie tych toksyn wynosiło 1,42 $\mu\text{g L}^{-1}$ w Jeziorze Raczyńskim. ATX zawsze współwystępowały z MCs i niekiedy z CYN (Mantzouki i in. 2018a). Nigdy dotychczas nie badano w wodach Wielkopolski obecności BMAA ani innych rodzajów produktów biologicznie czynnych



Fot. 1. Fotografie wybranych potencjalnie toksycznych gatunków sinic tworzących zakwity wody w Wielkopolsce (fot. A. Budzyńska): A – *Planktothrix agardhii*, B – *Aphanizomenon* sp., C – *Planktolyngbya limnetica*, D – *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*, E – *Raphidiopsis raciborskii*, F – *Aphanizomenon gracile*

Phot 1. Photographs of selected potentially toxic species of cyanobacteria forming water blooms in Wielkopolska (photo by A. Budzyńska): A – *Planktothrix agardhii*, B – *Aphanizomenon* sp., C – *Planktolyngbya limnetica*, D – *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*, E – *Raphidiopsis raciborskii*, F – *Aphanizomenon gracile*

o toksycznych właściwościach. Mimo to wiemy, że w jeziorach Wielkopolski żyją sinice produkujące nieznane dotychczas związki o toksycznym działaniu. W badaniach pięciu szczepów *R. raciborskii* i *A. gracile*, wyizolowanych z wielkopolskich jezior, stwierdzono istotny wzrost wewnątrzkomórkowego stężenia reaktywnych form tlenu w ludzkich komórkach krwi (neutrofilach) po jednogodzinnej ekspozycji. Wynik taki uzyskano dla wszystkich badanych szczepów, mimo że tylko jeden produkował którąkolwiek z badanych toksyn (Rzymski i in. 2017). W innym badaniu zaobserwowano toksyczne działanie ekstraktów z wielkopolskiego szczepu *R. raciborskii* na ludzkie neutrofile i limfocyty, o innym charakterze toksyczności niż CYN (Poniedziałek i in. 2015). Cztery szczepy *R. raciborskii* wyizolowane z wielkopolskich jezior okazały się toksyczne dla ryb, mimo że nie produkowały CYN, MCs ani ANTX-a (Falfushynska i in. 2019). Ekstrakty z tych szczepów spowodowały nasilenie stresu oksydacyjnego i fragmentacji DNA w hepatocytach karpia. Zaobserwowano ponadto działanie neurotoksyczne ekstraktów, objawiające się zwiększeniem aktywności cholinoesteraz w homogenatach mózgu karpia. Co ciekawe, nasilenie poszczególnych reakcji komórkowych różniło się pomiędzy badanymi szczepami sinic (Falfushynska i in. 2019).

Zdecydowanie najczęstszym gatunkiem dominującym w jeziorach z cyjanotoksynami był *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek (tab. 2, fot. 1A). Sinica ta jest powszechna w Wielkopolsce i całej Polsce (Kobos i in. 2013). W bardzo żyznych wodach często zyskuje przewagę nad innymi gatunkami, tworząc niekiedy ponad 90% całej biomasy zakwitu (np. Budzyńska i in. 2009, 2018; Mankiewicz-Boczek i in. 2011). Sinica ta jest producentem MCs i prawie wszystkie znane nauce szczepy *P. agardhii* wytwarzają te toksyny. Oprócz wspomnianego gatunku, w wodach, w których znaleziono toksyny sinicowe, żyją inne rodzime i inwazyjne cyjanobakterie (tab. 2, fot. 1). Wiele z nich jest potencjalnie toksycznych, ale w większości omawianych badań nie wykonywano analiz umożliwiających pewną identyfikację gatunku odpowiedzialnego za produkcję toksyn w danym jeziorze.

PODSUMOWANIE

Toksyczne sinicowe zakwity wody są częste w Wielkopolsce. Cyjanotoksyny występują powszechnie w jeziorach i zbiornikach zaporowych regionu w różnych porach roku, najczęściej w niewielkich ilościach, choć niekiedy w bardzo wysokim stężeniu. Najbardziej rozpowszechnione są mikrocystyny, które osiągają również najwyższe koncentracje w wodzie. Wbrew powszechnemu przekonaniu cyjanotoksyny mogą być obecne w wodach bez zakwitu, kiedy biomasa sinic planktonowych nie jest duża. Zagrożenie z nimi związane jest z pewnością większe, niż zbadano, jako że ilość i zakres wykonanych dotychczas analiz są niewielkie. Pewne grupy cyjanotoksyn nie były jeszcze badane w wodach Wielkopolski, a wyniki badań toksykologicznych wykazały produkcję nieznanych nauce toksycznych związków przez szczepy wyizolowane z wielkopolskich jezior. Niniejsza praca wskazuje na

potrzebę kolejnych badań nad zakwitami sinicowymi i cyjanotoksynami, zarówno w celach czysto poznawczych, jak i zabezpieczenia zdrowia publicznego.

LITERATURA

- Budzyńska A., Dondajewska R., Toporowska M., Pawlik-Skowrońska B., Gołdyn R. 2018: Intensive cyanobacterial blooms in lakes on Mała Wełna River. 37th International Conference of the Polish Phycological Society, 22–25 May 2018, Kraków–Dobczyce. Book of Abstracts: 54.
- Budzyńska A., Gołdyn R. 2017: Domination of invasive Nostocales (Cyanoprokaryota) at 52°N latitude. *Phycological Research*, 65: 322–332.
- Budzyńska A., Gołdyn R., Zagajewski P., Dondajewska R., Kowalczywska-Madura K. 2009: The dynamics of a *Planktothrix agardhii* population in a shallow dimictic lake. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38 (suppl. 2): 7–12.
- Budzyńska A., Rosińska J., Pelechata A., Toporowska M., Napiórkowska-Krzebietke A., Kozak A., Messyasz B., Pęczyła W., Kokociński M., Szelaż-Wasielewska E., Grabowska M., Mądrecka B., Niedźwiecki M., Alcaraz Parraga P., Pelechaty M., Karpowicz M., Pawlik-Skowrońska B. 2019: Environmental factors driving the occurrence of the invasive cyanobacterium *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (Nostocales) in temperate lakes. *Science of the Total Environment*, 650: 1338–1347.
- Buratti F.M., Manganelli M., Vichi S., Stefanelli M., Scardala S., Testai E., Funari E. 2017: Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology*, 91(3).
- Carmichael W.W., Boyer G.L. 2016: Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae*, 54: 194–212.
- Codd G., Bell S., Kaya K., Ward C., Beattie K., Metcalf J. 1999: Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *European Journal of Phycology*, 34: 405–415.
- Dondajewska R., Kozak A., Kowalczywska-Madura K., Budzyńska A., Gołdyn R., Podsiadłowski S., Tomkowiak A. 2017: The response of a shallow hypertrophic lake to innovative restoration measures – Uzarzewskie Lake case study. *Ecological Engineering*, 121: 72–82.
- Falfushynska H., Horyn O., Brygider A., Fedoruk O., Buyak B., Poznansky D., Poniedziałek B., Kokociński M., Rzymiski P. 2019: Is the presence of Central European strains of *Raphidiopsis (Cylindrospermopsis) raciborskii* a threat to a freshwater fish? An in vitro toxicological study in common carp cells. *Aquatic Toxicology*, 206: 105–113.
- Francis G. 1878: Poisonous Australian lake. *Nature*, 18: 11–12.
- Golubic S., Seong-Joo L. 1999: Early cyanobacterial fossil record: preservation, palaeoenvironments and identification. *European Journal of Phycology*, 34: 339–348.
- Gołdyn R., Budzyńska A. 2013: Changes in the phytoplankton community structure during restoration with iron sulphate. 32nd Congress of the International Society of Limnology, Budapeszt (Węgry), 4–9 sierpnia 2013. Book of abstracts.
- Huisman J., Codd G.A., Paerl H.W., Ibelings B.W., Verspagen J.M.H., Visser P.M. 2018: Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8): 471–483.
- Huisman J.M., Matthijs H.C.P., Visser P.M. 2005: Harmful cyanobacteria. Springer Aquatic Ecology, 3. Springer, Dordrecht.
- Kobos J., Błaszczuk A., Hohlfeld N., Toruńska-Sitarz A., Krakowiak A., Hebel A., Sutryk K., Grabowska M., Toporowska M., Kokociński M., Messyasz B., Rybak A.,

- Napiórkowska-Krzebietke A., Nawrocka L., Pelechata A., Budzyńska A., Zagajewski P., Mazur-Marzec H. 2013: Cyanobacteria and cyanotoxins in Polish freshwater bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 4: 358–378.
- Kokociński M., Dziga D., Spoo L., Stefaniak K., Jurczak T., Mankiewicz-Boczek J., Meriluoto J. 2009: First report of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in the shallow, eutrophic lakes of western Poland. *Chemosphere*, 74: 669–675.
- Kokociński M., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Spoo L., Meriluoto J., Rejmonczyk E., Hautala H., Vehniäinen M., Pawełczyk J., Soininen J. 2013: *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsin-producing cyanobacterium in Polish lakes. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 5243–5264.
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Szyper H. 2007: Zooplankton phosphorus excretion in Swarzędzkie Lake (Western Poland) and its influence on phytoplankton. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36: 3–16.
- Kozak A., Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K., Zimmer M. 2012: Water quality and phytoplankton of the recreationally used Lake Sławskie. *Polish Journal of Natural Sciences*, 27(4): 419–431.
- Leão P.N., Engene N., Antunes A., Gerwick W.H., Vasconcelos V. 2012: The chemical ecology of cyanobacteria. *Natural Products Reports*, 29: 372–391.
- Mankiewicz-Boczek J., Gałała I., Kokociński M., Jurczak T., Stefaniak K. 2011: Perennial toxigenic *Planktothrix agardhii* bloom in selected lakes of Western Poland. *Environmental Toxicology*, 26: 10–20.
- Mankiewicz-Boczek J., Izydorczyk K., Romanowska-Duda Z., Jurczak T., Stefaniak K., Kokociński M. 2006: Detection and monitoring toxigenicity of cyanobacteria by application of molecular methods. *Environmental Toxicology*, 21: 380–387.
- Mantzouki E., Campbell J., van Loon E., Visser P., Konstantinou I., Antoniou M., Giuliani G. i in. 2018a: A European Multi Lake Survey dataset of environmental parameters, phytoplankton pigments and cyanotoxins. *Scientific Data*, 5: 180–226.
- Mantzouki E., Lüring M., Fastner J., de Senerpont Domis L., Wilk-Woźniak E., Koreivienė J., Seelen L. i in. 2018b: Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. *Toxins (Basel)*, 10: 1–24.
- Merel S., Walker D., Chicana R., Snyder S., Baurès E., Thomas O. 2013: State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*, 59: 303–327.
- Meriluoto J., Blaha L., Bojadzija G., Bormans M., Brient L., Codd G.A., Drobac D., Faassen E.J., Fastner J., Hiskia A., Ibelings B.W., Kaloudis T., Kokocinski M., Kurmayer R., Pantelić D., Quesada A., Salmaso N., Tokodi N., Triantis T.M., Visser P.M., Svirčev Z. 2017: Toxic cyanobacteria and cyanotoxins in European waters – recent progress achieved through the CYANOCOST Action and challenges for further research. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1).
- O’Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C.J. 2012: The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14: 313–334.
- Poniedziałek B., Rzymiski P., Kokociński M., Karczewski J. 2015: Toxic potencies of metabolite(s) of non-cylindrospermopsin producing *Cylindrospermopsis raciborskii* isolated from temperate zone in human white cells. *Chemosphere*, 120: 608–614.
- Rosińska J., Kozak A., Dondajewska R., Gołdyn R. 2017: Cyanobacteria blooms before and during the restoration process of a shallow urban lake. *Journal of Environmental Management*, 198: 340–347.

- Rosińska J., Kozak A., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R. 2018: Water quality response to sustainable restoration measures – Case study of urban Swarzędzkie Lake. *Ecological Indicators*, 84: 437–449.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 17 stycznia 2019 roku w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpielii (Dz.U. 2019 poz. 255).
- Rzyski P., Poniedziałek B., Mankiewicz-Boczek J., Faassen E.J., Jurczak T., Gaęła-Borowska I., Ballot A., Lüring M., Kokociński M. 2017: Polyphasic toxicological screening of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon gracile* isolated in Poland. *Algal Research*, 24: 72–80.
- Savela H., Spoof L., Höysniemi N., Vehniäinen M., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Kokociński M., Meriluoto J. 2017: First report of cyanobacterial paralytic shellfish toxin biosynthesis genes and paralytic shellfish toxin production in Polish freshwater lakes. *Advances in Oceanography & Limnology*, 8: 61–70.
- Schopf J.W. 1992: The oldest fossils and what they mean. W: J.W. Schopf (red.), *Major Events in the History of Life*. Jones & Bartlett, Boston: 29–64.
- Schopf J.W. 2002: The Fossil Record: Tracing the Roots of the Cyanobacterial Lineage. W: B.A. Whitton (red.), 2012: *Ecology of Cyanobacteria*. II. Springer, Dordrecht–Heidelberg–New York–London.
- Stefaniak K., Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K. 2007: Changes of summer phytoplankton communities in Lake Swarzędzkie in the 2000–2003 period. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36 (suppl. 1): 77–85.
- Taranu Z.E., Gregory-Eaves I., Leavitt P.R., Bunting L., Buchaca T., Catalan J., Domaizon I., Guilizzoni P., Lami A., McGowan S., Moorhouse H., Morabito G., Pick F.R., Stevenson M.A., Thompson P.L., Vinebrooke R.D. 2015: Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene. *Ecology Letters*, 18: 375–384.
- Wejnerowski Ł., Rzyski P., Kokociński M., Meriluoto J. 2018: The structure and toxicity of winter cyanobacterial bloom in a eutrophic lake of the temperate zone. *Ecotoxicology*, 27: 752–760.
- Whitton B.A. (red.) 2012: *Ecology of Cyanobacteria*. II. Springer, Dordrecht–Heidelberg–New York–London.
- Wood R. 2016: Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure – A review of the literature. *Environment International*, 91: 276–282.
- Zagajewski P., Gołdyn R., Fabiś M. 2007: Water blooms and their toxicity in public swimming areas of lakes in the Poznań district. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36 Suppl., 1: 181–187.
- Zagajewski P., Gołdyn R., Fabiś M. 2009: Cyanobacterial volume and microcystin concentration in recreational lakes (Poznań – Western Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38 Suppl., 2: 113–120.

Stanisław Podsiadłowski¹, Ryszard Gołdyn²

REKULTYWACJA JEZIOR

RESTORATION OF LAKES

¹*Inżynierii Biosystemów, Wydział Rolnictwa i Bioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 50, 60-627 Poznań*

²*Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań*

SUMMARY

In restoration of lakes, natural processes of the lake ecosystem should be used and enhanced to maintain high water transparency and to limit internal loading of nutrients from the bottom sediments. This approach to restoration of lakes was called sustainable as the undertaken actions do not affect the entire ecosystem. Instead, they influence only selected processes, resulting in a decrease of some organisms (e.g. plankton cyanobacteria and cyprinid fish) accompanied by an increase in the number of other organisms (e.g. submerged macrophytes and piscivorous fish). This approach requires simultaneous actions, the most important of which include:

- oxygenation of the water above the bottom,
- inactivation of phosphorus,
- re-structuring of trophic interaction (biomanipulation),
- revitalisation of the littoral zone (planting of macrophytes).

WSTĘP

W wyniku różnorodnej działalności człowieka wiele jezior uległo zeutrofizowaniu, objawiającemu się silnym rozwojem fitoplanktonu i drastycznym zmniejszeniem przezroczystości wody. Spowodowało to daleko idące zmiany w licznych elementach tych ekosystemów, odbijając się nie tylko na organizmach stale w wodzie występujących, ale również na możliwości gospodarczego korzystania z wód. Przede wszystkim jeziora takie muszą być wyłączane z rekreacyjnego użytkowania, gdyż zakwity wody (szczególnie wywoływane przez sinice) mogą być niebezpieczne dla zdrowia, a nawet życia kąpiących się ludzi. Ramowa Dyrektywa Wodna obowiązująca w Polsce od chwili akcesji do Unii Europejskiej nałożyła na nasz kraj obowiązek doprowadzenia wszystkich tzw. jednolitych części wód (w przypadku jezior są to zbiorniki o powierzchni powyżej 50 ha) do dobrego stanu ekologicznego do 2015 roku. Według badań inspektoratów ochrony środowiska połowa jezior nie spełnia obecnie tych wymagań.

Rewitalizacja zeutrofizowanych jezior wymaga przede wszystkim podjęcia zabiegów ochronnych. Polegają one na odcięciu punktowych źródeł zanieczyszczeń (ścieków) oraz ewentualnym zmniejszeniu ilości zanieczyszczeń przestrzennych i rozproszonych, docierających z pól uprawnych, stawów rybnych, nieskanalizowanych terenów zabudowanych itp. Tylko w niewielkiej części jezior (dużych i głębokich) zabiegi ochronne powodują poprawę jakości wody. W większości przypadków uruchamiane jest tzw. zasilanie wewnętrzne, polegające na ponownym przenikaniu do toni wodnej zanieczyszczeń zdeponowanych w osadach dennych. W takich sytuacjach niezbędne są zabiegi rekultywacyjne, przywracające stan czystowodny w jeziorze, umożliwiając rozwój roślinności zanurzonej, co jest niezbędną cechą umożliwiającą powrót jeziora do dobrego stanu ekologicznego.

Opracowano wiele metod rekultywacji jezior, dzielonych zwykle na techniczne i biologiczne. Metody te nierzadko okazywały się mało skuteczne, gdyż mechanizmy wewnętrzne ekosystemów jeziornych skutecznie niweczyły ich działanie, utrzymując stan mętnowodny. Najefektywniejsze okazywały się z reguły bardzo kosztowne i drastyczne metody zmieniające cały ekosystem. Polegały one np. na usunięciu osadów dennych, całkowitym wytruciu ryb rotenonem lub zastosowaniu bardzo dużych ilości związków chemicznych wiążących fosfor. Poniżej przedstawiamy odmienne podejście do problemu rekultywacji, polegające na wykorzystywaniu i stymulowaniu naturalnych zjawisk i procesów w ekosystemie jeziornym odpowiedzialnych za dużą przezroczystość wody i ograniczanie zasilania wewnętrznego z osadów dennych. Podejście to nazwaliśmy zrównoważonym, gdyż nie ingeruje ono w cały ekosystem, zmieniając go radykalnie, lecz wpływa na wybrane procesy, co powoduje zmniejszenie liczebności jednych organizmów (np. sinic planktonowych, ryb karpioatych) przy jednoczesnym zwiększeniu liczebności innych (np. roślin zanurzonych, ryb drapieżnych). Takie podejście do rekultywacji wymaga równoległego zastosowania szeregu metod, z których za najważniejsze uważa się (Gołdyn i in. 2014):

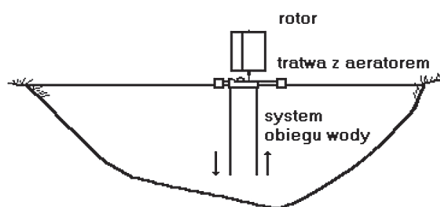
- natlenienie strefy naddennej,
- inaktywację fosforu,

- przebudowę łańcuchów pokarmowych (biomanipulacja),
- rewitalizację strefy litoralu (nasadzenia makrofitów).

Natlenianie wód naddennych stosowane jest od około 40 lat. Do tego celu wykorzystywane było głównie sprężone powietrze, tłoczone na dno jeziora. Urządzenia techniczne nazywane ekofloksami nadal funkcjonują np. na Jeziorze Kierskim w Poznaniu. Ich zasadniczym mankamentem jest zużywanie dużej ilości energii elektrycznej, niezbędnej do sprężenia powietrza, co generuje wysokie koszty eksploatacyjne. Zamiennikiem tej metody w zrównoważonym podejściu do rekultywacji jezior jest posłużenie się aeracją pulweryzacyjną, opartą na energii wiatru. Aerator pulweryzacyjny (ryc. 1) nie tłoczy powietrza do wody, lecz zasysa odtlenioną wodę ze strefy przydennej (hypolimnionu), pulweryzuje ją, umożliwiając wydatną dyfuzję gazów, i odprowadza natlenioną wodę do strefy pobrania (Podsiadłowski i in. 2018).

Aerator ten pozwala nie tylko na systematyczne dostarczanie tlenu do warstwy naddennej (hypolimnionu), lecz także systematycznie usuwa z tej warstwy siarkowodor, który podczas zaniku stratyfikacji letniej zagraża łąkom podwodnym litoralu, w tym zwłaszcza gatunkom najcenniejszym – ramienicom. Wydajność aeratora spada przy tym nieznacznie w miarę wzrostu głębokości pracy, co ma duże znaczenie w przypadku jezior głębokich. Aerator ten wykazuje ponadto dużą odporność na zanieczyszczenie wody, znacznie wyższą od pomp o działaniu ciągłym. Cecha ta jest szczególnie istotna w przypadku aeracji odtlenionych stref przydennych jeziora. Stosunkowo niskie zapotrzebowanie mocy aeratora pozwoliło na zastosowanie do jego napędu silnika wietrznego, rotorowego, tzw. turbiny Savoniusa (fot. 1A). Silnik ten charakteryzuje się względną prostotą konstrukcyjną i technologiczną oraz niewrażliwością na zmienność kierunku wiatru. Powstawanie siły Coriolisa w czasie pracy wirnika wpływa przy tym korzystnie na ogólną stateczność tratwy aeratora.

Od niedawna aeratory te wyposażane są dodatkowo w tzw. system inaktywacji fosforu, pierwiastka odpowiedzialnego za nadmierny rozwój fitoplanktonu i zakwity wody. Automatyczny system dozowania pozwala na podawanie do strefy naddennej około 20 kg koagulantu (chlorku lub siarczanu żelaza) miesięcznie. Wysoką skuteczność inaktywacji fosforu osiąga się tutaj dzięki przeprowadzaniu tego procesu w warunkach natlenionej wody. Związki żelaza występują w naturalnych ekosystemach jeziornych, gdyż docierają ze zlewni z wodami gruntowymi i powierzchniowymi. W warunkach dużej żyzności i odtlenienia strefy naddennej wytrącane są jednak do osadów w postaci nierozpuszczalnych siarczków. Konieczne jest więc uzupełnianie



Ryc. 1. Ogólna zasada działania aeratora z napędem rotorowym (za: www.aerator.pl)

Fig. 1. The general operating principle of an aerator with a rotor drive (copied from www.aerator.pl)



Fot. 1. Metody rekultywacji jezior: A – aerator pulweryzacyjny z napędem wietrznym, B – mobilny aerator pulweryzacyjny (MAP), C – zarybianie szczupakiem (Jezioro Strzeszyńskie, listopad 2018), D – usuwanie nadmiaru biomasy rdzestnicy kędzierzawej (jezioro Winiary, 2018), E – usuwanie nadmiaru biomasy wywłócznika kłosowego (Jezioro Średnie w Turawie, 2018)
Phot. 1. Lake restoration methods: A – a pulverising aerator with a wind drive, B – a mobile pulverising aerator (MAP), C – a stocking with a pike (Lake Strzeszyńskie, November, 2018), D – removing excess biomass of curly-leaf pondweed (Lake Winiary, 2018), E – removing excess biomass of *Myriophyllum spicatum* (Lake Średnie Turawa, 2018)

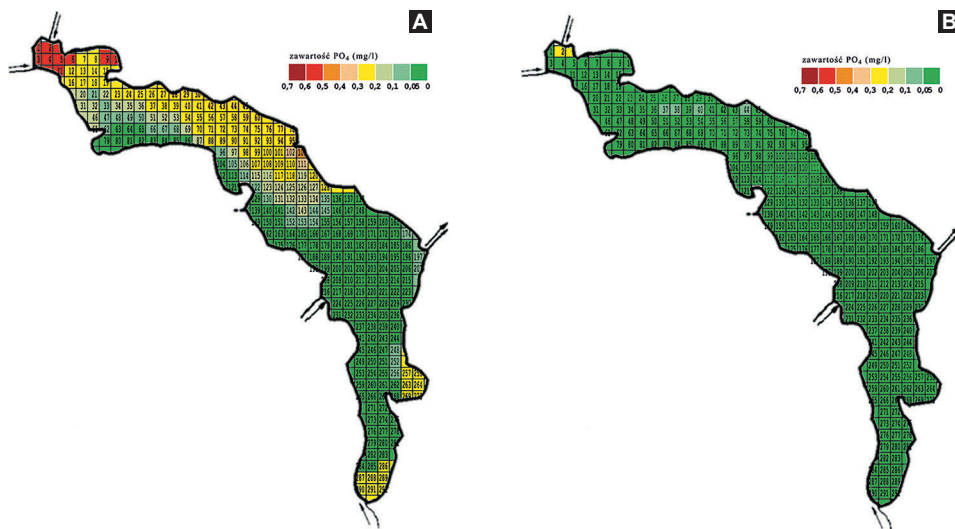
toni wodnej w ten deficytowy pierwiastek, zwłaszcza w okresie letnim, kiedy zapatrywanie ze zlewni gwałtownie się zmniejsza. Reakcja strącania fosforu z toni wodnej do osadów polega nie tylko na jego chemicznym wiązaniu w nierozpuszczalny fosforan żelaza, lecz również na sorpcji jonów fosforanowych przez wytrącający się wodorotlenek żelaza oraz przez natlenione osady dennne. Istotą zrównoważonego podejścia do rekultywacji jezior jest zatem nie tylko natlenianie wód naddennych dzięki czystej energii wiatru, ale połączenie tego procesu z intensyfikacją naturalnego procesu inaktywacji fosforu, co pozwala na systematyczne strącanie fosforanów i retencjonowanie ich w osadach dennnych. W efekcie obniża się stężenie fosforu w toni wodnej, a jednocześnie następuje zahamowanie uwalniania go z osadów (Dondajewska i in. 2018; Kowalczevska-Madura i in. 2019).

Zwykle nie jest możliwe wykorzystanie aeratora stacjonarnego w jeziorach płytkich oraz rozległych zatokach jezior głębokich. Metoda aeracji pulweryzacyjnej z jednoczesną inaktywacją fosforu może jednak być zastosowana również tam, dzięki tzw. aeratorowi mobilnemu (MAP), który ma zdolność samodzielnego poruszania się po jeziorze (fot. 1B). Aerator ten stał się bardzo skutecznym narzędziem w rewitalizacji jezior płytkich, uważanych dotąd za obiekty trudne.

Technologia rekultywacji jezior metodą aeracji pulweryzacyjnej rozwijana jest od 2000 roku i została dotąd zastosowana na 18 akwenach (www.aerator.pl). Na większości pracują aeratory stacjonarne, wspomagane okresowo przez MAP. W przypadku Jeziora Bracholińskiego w Bracholinie (po katastrofie ekologicznej w czerwcu 2006 roku) oraz Zbiornika Maltańskiego w Poznaniu wykorzystana została tylko aeracja mobilna z inaktywacją fosforu. Tak prowadzona rekultywacja jezior przyniosła pozytywne efekty w postaci ograniczenia zakwitów wody, poprawy jej jakości i wzrostu występowania różnych gatunków ryb. Dobre efekty rekultywacji osiągnięto przy minimalnym zużyciu koagulantów, około 20-krotnie niższym niż w technologiach starszych. Podobnie dobre wyniki przyniosło zastosowanie obu typów aeracji w jeziorze Trzesiecko w Szczecinku, charakteryzującym się również dużą dostawą zewnętrzną biogenów, szczególnie obfitą w latach mokrych, np. w roku 2017 (opady w miesiącach letnich były dwukrotnie większe niż normalnie). W takich przypadkach rekultywacja polega na utrzymaniu zawartości fosforu rezystencjalnego (PO_4) na poziomie bezpiecznym dla danego jeziora (ryc. 2).

Doświadczenie zebrane w ostatnich latach wskazuje, że wskazane jest włączenie do rekultywacji trzeciej z wymienionych na wstępie metod – biomanipulacji. Polega ona na zwiększeniu liczby ryb drapieżnych w jeziorze, które ograniczają liczbę ryb planktonożernych, odżywiających się zooplanktonem (fot. 1C). W efekcie uzyskuje się w jeziorze dużą liczebność, odżywiającego się fitoplanktonem, zooplanktonu skorupiakowego, którego przedstawicielem jest rozwielitka (*Daphnia*). Prowadzi to do ograniczenia zakwitów wody i zwiększenia jej przezroczystości.

Metoda biomanipulacji stosowana była na wielu jeziorach (w tym na Zbiorniku Maltańskim w Poznaniu), jednak nie zawsze uzyskiwano wyraźną, długoterminową poprawę jakości wody. Przyczyną było najczęściej zbyt wysokie stężenie fosforu w toni wodnej, stymulujące rozwój sinic, trudno przyswajalnych przez



Ryc. 2. Zmienność powierzchniowa zawartości fosforu rezystencjalnego przed (A) zabiegiem inaktywacji i po (B) (jezioro Trzesiecko, 2017)

Fig. 2. Changes in the spatial distribution of phosphorus before (A) and after (B) the inactivation procedure (Lake Trzesiecko, 2017)

zooplankton. Zastosowanie równocześnie metody inaktywacji fosforu, a w jeziorach z odtlenioną strefą naddenną również aeracji wód, przynosi bardzo dobre rezultaty, m.in. także we wspomnianym już Zbiorniku Maltańskim.

Zwiększenie przezroczystości wody prowadzi do stopniowego opanowywania dna przez roślinność podwodną, stabilizującą zmiany zachodzące w ekosystemie. W niektórych przypadkach, gdy rekultywowane jezioro pozbawione było makrofitów zanurzonych przez wiele lat, konieczne jest ponowne ich wprowadzenie, gdyż w osadach nie zachowały się nasiona lub inne organy ich rozmnażania. Punktowe posadzenie roślin w jeziorze umożliwia im rozprzestrzenianie się, często na drodze wegetatywnej, w całym litoralu. W pierwszym okresie po wprowadzeniu roślin trzeba je poddać szczególnej ochronie, gdyż w przeciwnym razie ulegają zniszczeniu przez wspomniany siarkowódór oraz ptaki wodne, ryby i falowanie.

Sporym sukcesem wieloletniej rekultywacji jest intensywny rozwój makrofitów, wynikający z jednej strony z dużej żyzności jeziora, z drugiej zaś z dobrej przejrzystości wody. Taką sytuację mamy obecnie na jeziorach: Rusałka, Winiary i Średnie w Turawie. Daje to możliwość kontynuacji procesu rekultywacji poprzez systematyczne usuwanie nadmiaru biomasy z jeziora (fot. 1D, E), a wraz z nią nadmiaru pierwiastków biogennych, wcześniej zakumulowanych w osadach dennych.

Rekultywacja jeziora, nawet jeśli prowadzona jest według nakreślonego wyżej zrównoważonego podejścia, musi być ściśle monitorowana. Badane muszą być zarówno fizyczno-chemiczne wskaźniki jakości wody, jak i skład oraz liczebność organizmów. Tylko wówczas możliwe jest bowiem szybkie i precyzyjne

reagowanie. W wyniku interwencyjnej intensyfikacji którejs z powyższych metod można w porę zniwelować pojawiający się niekorzystny czynnik, który w przeciwnym razie zniweczyłby proces rekultywacji.

Dzięki wykorzystywaniu naturalnych procesów odpowiedzialnych za dobry stan ekologiczny jezior prezentowane tu podejście jest znacznie tańsze od stosowanych wcześniej głębokich ingerencji w ekosystem.

LITERATURA

- Dondajewska R., Kozak A., Kowalczevska-Madura K., Budzyńska A., Dondajewska R., Gołdyn R., Podsiadłowski S., Tomkowiak A. 2018: The response of a shallow hypertrophic Lake to innovate restoration measures – Uzarzewskie Lake case study. *Ecological Engineering*, 121: 72–82.
- Gołdyn R., Podsiadłowski S., Dondajewska R., Kozak A. 2014: The sustainable restoration of Lakes – towards the challenges of the Water Framework Directive. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(1): 68–74.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R., Rosińska J., Podsiadłowski S. 2019: Internal phosphorus loading as the response to complete and then limited sustainable restoration of a shallow Lake. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 55: 4.
- Podsiadłowski S., Osuch E., Przybył J., Osuch A., Buchwald T. 2018: Pulverizing aerator in the process of lake restotation. *Ecological Engineering*, 121: 99–103.

Tomasz Joniak¹, Michał Rybak¹, Tadeusz Sobczyński²

CHEMICZNA INAKTYWACJA FOSFORU: OD TEORII DO PRAKTYKI EKOLOGICZNIE BEZPIECZNEJ REKULTYWACJI JEZIOR

CHEMICAL INACTIVATION OF PHOSPHORUS: FROM THEORY
TO PRACTICE OF ECO-SAFE RESTORATION OF LAKES

¹*Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań*

²*Zakład Chemii Analitycznej, Wydział Chemii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 8, 61-614 Poznań*

SUMMARY

Despite remedial actions, pollution of waters with biogenic compounds remains a major threat to the ecological integrity and biodiversity of many regions in Europe. In the case of lakes, the most negative effects are water blooming (including toxic cyanobacteria), a switch to a turbid phytoplankton-dominated state as well as loss of biodiversity, particularly elimination of underwater macrophyte communities. Various methods of water restoration have been used to fight the negative effects of eutrophication with the aim of stimulating processes facilitating natural diversity of the environment. Among the restoration methods, chemical inactivation of phosphates is one of the most commonly and widely used. Phosphate coagulants are typically acidic solutions of inorganic salts of iron or aluminium in their oxidized forms. Ions of these metals create sparing salts with phosphates, undergoing precipitation and sedimentation. At the same time, aluminium and iron salts hydrolyse rapidly and in an uncontrolled manner, to form a range of metal hydrolysis

species. A positive effect of the coagulation is emergence of aggregate-flocks with a large absorption area that foster elimination of the suspension, especially phytoplankton. To date, limnological studies have shown that phosphate coagulants may effectively reduce the concentration of biologically available phosphates although in limited time and space. Nonetheless, the biological impact is not always predictable due to the diversity of particular water environments. Besides, the scale of unfavourable effects remains largely unknown. In the chapter, theoretical assumptions were presented in the context of restoration practice, especially in the light of threats to the hydromacrophyte biocenosis.

ZAŁOŻENIA TEORETYCZNE A PRAKTYKA REKULTYWACJI WÓD

Intensyfikacja presji człowieka na środowisko w XX stuleciu, bez równoczesnego wzrostu świadomości ekologicznej społeczeństwa, doprowadziła do degradacji jakościowej i ilościowej wielu naturalnych dotąd ekosystemów wodnych, a zwłaszcza jezior. Następujący systematycznie, w sposób naturalny, proces eutrofizacji wód uległ gwałtownemu przyspieszeniu, powodując pogorszenie jakości wód, a w efekcie ograniczenie pełnionych dotąd funkcji gospodarczych i przyrodniczych (Feuchtmayr i in. 2009). W niedługim czasie degradacja wód stała się na tyle uciążliwa, że podjęto działania stymulujące naturalną regenerację ekosystemów, a tam, gdzie było to możliwe, rekultywację. Wśród działań ochronnych na pierwszym planie znalazła się eliminacja źródeł zanieczyszczeń. Stosunkowo szybko lokalizowano i likwidowano źródła punktowe, natomiast obszarowe i rozproszone wymagały i wymagają nadal znacznie większych nakładów finansowych oraz działań prospołecznych ukierunkowanych na podnoszenie świadomości i poszerzanie wiedzy o wpływie zanieczyszczeń na środowisko. O ile racjonalne gospodarowanie ziemią w rolnictwie doprowadza do ograniczenia zasilania wód w biogeny (Izydorczyk i in. 2010), to efekt odwrotny powstaje w następstwie uruchamiania przez gminy nowych terenów pod zabudowę mieszkalną i rekreacyjną, pozbawionych infrastruktury kanalizacyjnej (Joniak i in. 2010).

Jakość wód jezior nawiązuje do wielkości zasilania i czystości wód dopływających ze zlewni. W przypadku jezior narażonych na eutrofizację lub degradację wód działania ochronne wykonywane w zlewniach rzadko doprowadzają do istotnej i trwałej poprawy stanu ekologicznego (Kozak i in. 2013). Czynnikiem hamującym, a wręcz niweczącym pozytywne transformacje jakościowe i efekt samooczyszczania wód są osady dennie, tworzone przez materię organiczną i substancje biogeniczne, które generują istotne wtórne zanieczyszczanie (Joniak, Sobczyński 2011; Joniak i in. 2014). W takiej sytuacji skutecznym sposobem na uzyskanie efektu poprawy stanu jakościowego wody jest rekultywacja jeziora. Zawsze jednak warunkiem koniecznym, którego spełnienie jest niezbędne do rozpoczęcia prac rekultywacyjnych, jest wdrożenie działań ochronnych maksymalnie ograniczających zasilanie w biogeny z zewnątrz (Lossow 1998).

Aby przeciwdziałać wtórnemu zanieczyszczeniu jeziora z osadów dennych, teoretycznie najbardziej skutecznym rozwiązaniem byłoby ich usunięcie i w ten sposób przywrócenie pierwotnego charakteru zbiornika (Faithfull i in. 2005). Z uwagi na skalę finansową, logistyczną oraz techniczną przedsięwzięcia metoda jest stosowana w akwenach płytkich i małych (np. Stawy Sołackie w Poznaniu). Istnieje oczywiście możliwość usunięcia tylko wierzchniej warstwy osadów, ale wymaga to badań osadów zarówno pod kątem pojemności sorpcyjnej odsłoniętych warstw (Drábková 2007), jak i jakościowego zróżnicowania fosforu w profilu pionowym, zwłaszcza udziału frakcji biodostępnych (Sobczyński, Joniak 2009). Alternatywą dla usuwania osadów jest fizyczna ich izolacja od toni poprzez pokrycie warstwą materiału naturalnego, np. piaskiem, dolomitem, lub syntetycznego, np. geowłókniną (Drábková 2007; Wawrzynkowski i in. 2013). Zabiegi te są tańsze, ale powodują zmniejszenie głębokości wody, a więc stanu szczególnie niekorzystnego w jeziorach płytkich. Ponadto mechaniczny nacisk warstwy izolującej na osad denny powoduje wyciskanie z niego wód interstycjalnych bogatych w substancje biogeniczne (Wiśniewski 2009). Modyfikacją metody jest stosowanie substancji o właściwościach sorpcyjnych lub reaktywnych chemicznie, które fizycznie lub chemicznie wiążą jony fosforanowe, a po zdeponowaniu w osadach zapobiegają ich ponownej migracji do toni (Lin i in. 2011). Na uwagę zasługują związki lantanu (preparat Phoslock®) i glinki bentonitowe modyfikowane związkami metali wiążących fosfor (żelazo, wapń, magnez), w tym preparat Sinobent® opracowany w Zakładzie Ochrony Wód UAM w Poznaniu (Dondajewska i in. 2010; Gołdyn i in. 2010).

Stosunkowo najbardziej popularnym i skutecznym sposobem usunięcia jonów fosforanowych z toni wodnej jest ich chemiczna inaktywacja za pomocą soli metali żelaza, glinu i wapnia, a ostatnio również magnezu (Gołdyn i in. 2014). W tej grupie metod wykorzystuje się fakt, że mineralne związki fosforu, w przeciwieństwie do związków azotu, są dość trudno rozpuszczalne, co umożliwia ich wytrącanie z wody i deponowanie w osadach dennych. Preparaty oparte na solach żelaza i glinu, głównie chlorki i siarczany, stosuje się w postaci kwaśnych roztworów dozowanych bezpośrednio do wody (Zamparas, Zacharias 2014). W kontakcie z wodą jeziorną, której odczyn jest znacznie wyższy, sole ulegają hydrolizie, a powstające wodorotlenki metali wytrącają się, tworząc kłaczkę o dużej powierzchni, koagulujące zawiesinę z toni wodnej i sedymentujące w osadach dennych. Powstająca w ten sposób na powierzchni osadu mikrowarstwa bogata w metale wiążące fosfor stanowi też barierę dla fosforanów wtórnie uwalnianych z osadów dennych. Preparaty koagulujące mają bardzo kwaśny odczyn, co w celu zminimalizowania negatywnych skutków ekologicznych wymusza konieczność jak najszybszego wymieszania z wodą (Sobczyński, Joniak 2010).

O efekcie związania fosforu przez sole żelaza i glinu decyduje pH wody jeziornej. W razie zastosowania soli glinu optymalny przebieg następuje w przedziale pH 6–8. W przypadku kwaśnego odczynu wody ($\text{pH} \leq 4$) w roztworze dominuje toksyczna dla organizmów forma Al^{3+} . Przy odczynie alkalicznym ($\text{pH} \geq 8$), co w jeziorach eutroficznych bardzo często się obserwuje, zwiększa się rozpuszczalność amfoterycznego wodorotlenku glinu $\text{Al}(\text{OH})_3$, a skuteczność inaktywacji

fosforanów maleje (Cooke i in. 2005; Drábková 2007). Znacznie mniejszy wpływ odczynu wody ma miejsce przy inaktywacji za pomocą soli żelaza – proces przebiega efektywnie w szerszym przedziale pH, a produkty hydrolizy nie są tak toksyczne jak związki glinu (Immers i in. 2013). Mankamentem koagulacji fosforu tymi solami jest duża wrażliwość na spadek potencjału redox. W warunkach redukcyjnych, gdy w strefie naddennej stężenie tlenu rozpuszczonego spada praktycznie do zera, żelazo staje się akceptorem elektronów, Fe(III) ulega redukcji do Fe(II) i następuje uwalnianie fosforanów do toni wodnej. Zjawisko to jest obserwowane również w warunkach naturalnych, gdy znaczna część fosforu w osadach dennych związana jest z żelazem (Sobczyński, Joniak 2009). Oznacza to, że beztlenowość wód powszechnie notowana w strefie naddennej lub w całym hypolimnionie stratyfikowanych jezior eutroficznych i hypereutroficznych stymuluje uwalnianie fosforu z osadów dennych i powoduje nieskuteczność zabiegów inaktywacji.

Utrzymywanie w wodzie nadosadowej potencjału redox na poziomie wystarczającym do zablokowania redukcji żelaza i uwalniania fosforu do toni można osiągnąć poprzez natlenianie wód przydennych metodą z zaburzeniem stratyfikacji termicznej (wiele niekorzystnych efektów ekologicznych w następstwie wynoszenia wód przydennych na powierzchnię) lub bez burzenia stratyfikacji termicznej (woda zaczerpnięta z hypolimnionu po natlenieniu jest wprowadzana tam ponownie). Obecnie stosuje się dwa rodzaje aeratorów – napędzane prądem elektrycznym (gwarancja stałej i wydajnej pracy przez całą dobę) i siłą wiatru (brak gwarancji pracy w okresach bezwietrznych i w akwenach osłoniętych). Opinie na temat wydajności i efektów napowietrzania jezior metodą aeracji wiatrowej są podzielone (Sobczyński i in. 2012; Osuch i in. 2015). Poza metodami bezpośredniego napowietrzania wód nadosadowych badano możliwość wzbogacenia preparatów wiążących fosforany na drodze reakcji z żelazem w obecności azotanów będących akceptorem elektronów dla heterotroficznych bakterii denitryfikacyjnych. Zakładano, że zapobiegnie to redukcji żelaza do Fe(II), ale jak eksperymentalnie wykazano, trudno przewidzieć kierunek takich przemian w środowisku (Dondajewska i in. 2010). Efekt pozytywny osiągnięto, wprowadzając do jeziora chłodne, dobrze natlenione wody strumienia wzbogacone w azotany (Dondajewska i in. 2013).

Z analizy literatury na temat rekultywacji jezior wynikają dwie strategie stosowania metody chemicznej inaktywacji fosforu przy użyciu koagulantów: klasyczna z jednorazowym lub dwukrotnym (wczesną wiosną i/lub późną jesienią) użyciem dawki wystarczającej do strącenia mineralnych fosforanów oraz zrównoważona z wielokrotnym zadawaniem w ciągu całego roku małych dawek (tab. 1). Według twórców strategii zrównoważonej (Gołdyn i in. 2014) ogranicza ona ingerencję człowieka w ekosystem jeziora do minimum niezbędnego do inicjacji naturalnych mechanizmów odnowy jakości wody i nieprzewidywalne, a bywa, że nieodwracalne straty ekologiczne. Została ona zastosowana w wielu zdegradowanych jeziorach (np. Dondajewska i in. 2013; Kozak, Gołdyn 2014; Rosińska i in. 2018), w tym w Jeziorze Durowskim (Pojezierze Chodzieskie), gdzie inaktywacji fosforanów siarczanem żelaza towarzyszyło napowietrzanie wód przydennych za pomocą 2 aeratorów napędzanych energią wiatru. Równoległe do

Tabela 1. Dane literaturowe o wielkości i krotności dawki koagulantu żelazowego (siarczan lub chlorek) według strategii rekultywacji
Table 1. Literature data on the size and multiplicity of the iron coagulant dose (sulphate or chloride) according to the restoration strategy

Jezioro	Powierzchnia (ha)	Aplikacja	Dawka (kg ha ⁻¹)	Autor	Strategia
Lillesjon	4		15 696	Ripl (1976)	
Groot Vogelenzang	18	1–2-krotna	10 800	Boers i in. (1994)	klasyczna
Alte Donau	158		31 709	Donabaum i in. (1999)	
Lac Heney	1232		1 944	Carignan (2014)	
Malta	62		46	Gołdyn i in. (2014)	zrównoważona
Uzarzewskie	11	wielokrotna	72	Kowalczevska-Madura i in. (2008)	
Durowskie	144		61	Kozak, Gołdyn (2014)	
				Gołdyn i in. (2013, 2014)	

metody chemicznej prowadzono biomanipulację polegającą na zarybieniu narybkiem gatunków drapieżnych w celu zmniejszenia populacji ryb planktonożernych i zwiększenia presji zooplanktonu na fitoplankton (Gołdyn i in. 2015). Wieloletnie badania monitoringowe wykazały powolną poprawę stanu ekologicznego jeziora (Gołdyn i in. 2013).

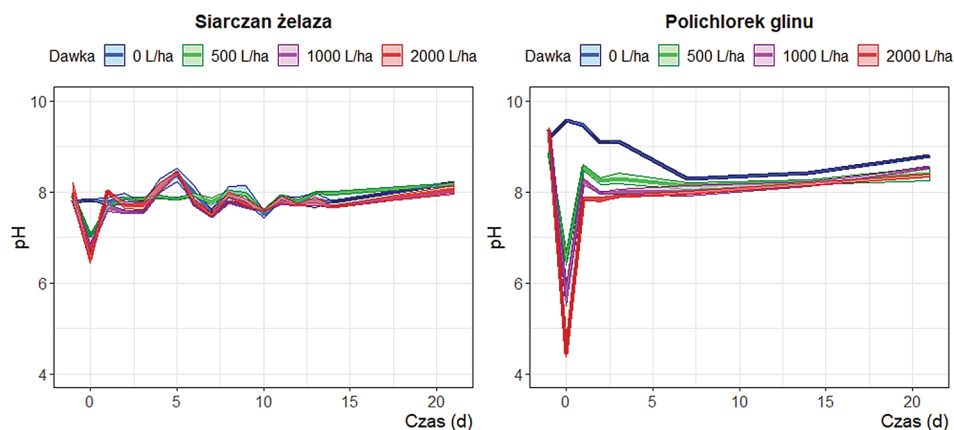
ZAGROŻENIA WYNIKAJĄCE Z CHEMICZNEJ REKULTYWACJI JEZIOR

Badania ekologiczne ekosystemów jeziornych skoncentrowane na diagnozie stanu ekologicznego wód i wyznaczeniu sposobów zmniejszenia lub eliminacji nadmiernego tempa eutrofizacji oraz zaburzeń wynikających z antropopresji prowadzą się finalnie do wyznaczenia sposobu przywrócenia bądź utrzymania przynajmniej stanu dobrej jakości wód. Mimo ograniczonego spektrum metod odnowy jezior w drodze rekultywacji, stale poszukuje się nowych i modernizuje istniejące. Potrzebą chwili jest dążenie do maksymalizacji bezpieczeństwa ekologicznego metod rekultywacji, tak by ewentualne straty i zmiany środowiska wodnego podlegały naturalnej kompensacji.

Badania monitoringowe towarzyszące rekultywacji koncentrują się na ocenie skuteczności metody i wyrażane są najczęściej w postaci wartości indeksów obrazujących zmiany jakości wody i struktury biocenoz w okresie przed rekultywacją i po, bądź w jej poszczególnych etapach. Wszystkie te aspekty analizowane są holistycznie i mają za zadanie jasno określić reakcje ekosystemu i skuteczność zabiegów. W przypadku metod chemicznych elementem słabo zbadanym, mimo rozwoju technologii i ogólnej wiedzy o zakresie reakcji ekosystemu jeziornego na zabiegi rekultywacyjne, są skutki wpływu koagulantów na gatunki tworzące

biocenozy, zwłaszcza hydromakrofity. Tymczasem z perspektywy skuteczności rekultywacji kluczowa jest wiedza o reakcjach pojedynczych osobników, gdyż pozwala poznać mechanizmy oddziaływania i przewidywać reakcje całych zbiorowisk. Jest to szczególnie ważne w przypadku rekultywacji chemicznej, która wpływa znacząco na właściwości fizykochemiczne wód i osadów dennych. Zaburzone zostają w środowisku wodnym naturalne cykle biogeochemiczne, co prowadzi do zmian stechiometrii makroelementów (Lürling, Oosterhout 2013).

Jednym z głównych skutków aplikacji koagulantów fosforanów, z powodu ich niskiego pH, jest zakwaszenie wody jeziora. Spadek pH ściśle koreluje z zastosowanym stężeniem koagulantu oraz nawiązuje do zdolności buforowych wód zbiornika. Z badań porównawczych zmian pH w rezultacie użycia jednakowej dawki siarczanu żelaza i chlorku poliglinu (ryc. 1) wynika, że koagulant glinowy powoduje znacznie większy spadek odczynu (Rybak i in. 2019). Efektem zakwaszenia są wielokierunkowe zmiany chemizmu środowiska poprzez zwiększenie rozpuszczalności i toksyczności metali, ich uwalnianie z osadów dennych oraz przesunięcie równowagi węglowej w kierunku dwutlenku węgla (Brouwer i in. 2002). W przypadku występowania w jeziorze makroglonów i roślin mających inkrustację, kwaśny odczyn powoduje jej rozpuszczenie i uwolnienie do wody jonów wapnia i magnezu. Jest to proces niebezpieczny zwłaszcza dla ramienic (Characeae, Charophyta), gdyż inkrustacja buduje strukturę plech, zabezpieczając jednocześnie przed uszkodzeniami mechanicznymi i promieniowaniem nadfioletowym (Coletta i in. 2001). Zwiększona w wodzie koncentracja jonów wapnia i magnezu prowadzi do zaburzeń stężeń barwników fotosyntetycznych i zmniejsza wydajność procesu fotosyntezy u makroglonów i roślin naczyniowych (Gomes, Asaeda 2010). Paradoksalnie, zastosowanie dużej dawki siarczanu żelaza (ok. 2700 kg ha⁻¹) może wywołać proces odwrotny, tzn. zmniejszyć ilość



Ryc. 1. Czasowe zmiany pH wody po aplikacji siarczanu żelaza i polichlorku glinu (za: Rybak i in. 2019, zmienione)

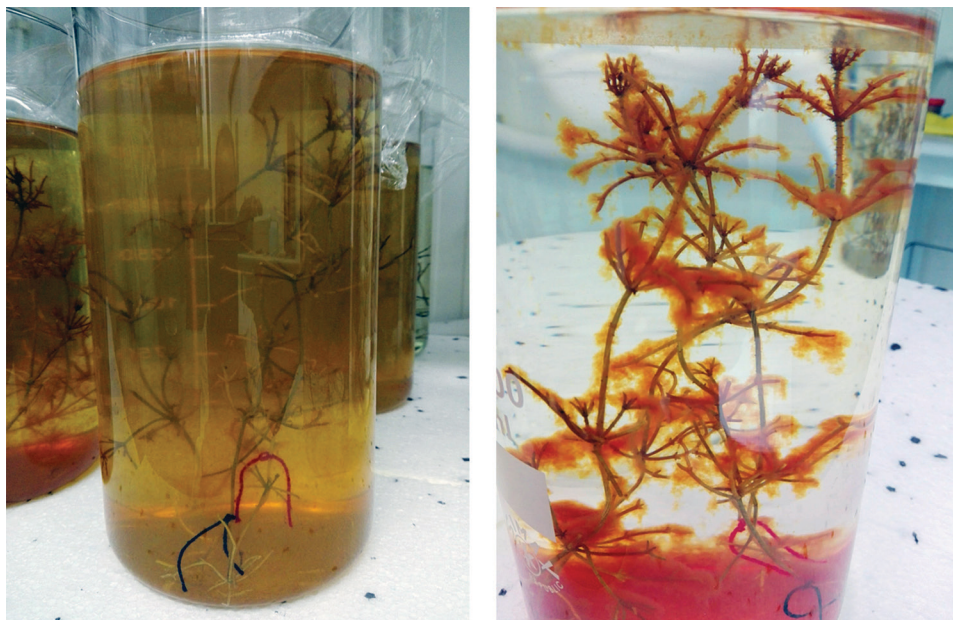
Fig. 1. Temporary change of water pH after application of iron(III) sulphate (left side) and polyaluminium chloride (right side) (after Rybak et al. 2019, changed)

rozpuszczonego wapnia w wodzie. Badania prowadzone *in situ* w zbiorowisku ramienic dowiodły, że w sytuacji wysokiego stężenia jonów siarczanowych oraz podaży jonów wapniowych następuje przekroczenie iloczynu rozpuszczalności siarczanu wapnia, a w konsekwencji wytrącenie trudno rozpuszczalnej soli i nieodwracalne zubożenie puli wapnia w środowisku. Taki rodzaj dekalcyfikacji skutkuje zachwianiem równowagi wapniowej wód jeziora (Rybak i in. 2019). Jest wysoce prawdopodobne, że w następstwie zakwaszenia analogiczne procesy następują w osadach dennych, zwłaszcza typu gytia.

Aplikacja koagulantu wywołuje wzrost barwy i mętności wody. Badania prowadzone w Jeziorze Góreckim wykazały 3-krotny wzrost w stosunku do stanu sprzed zabiegu, wykonanego w okresie homotermii, zarówno w przypadku barwy pozornej (zmętnienie powstałe wskutek strącenia fosforanów i eliminacji fitoplanktonu), jak i rzeczywistej (substancje rozpuszczone). Okres podwyższonej barwy wody utrzymał się 3 tygodnie w całym przekroju pionowym jeziora (Rybak, Joniak 2013). Kluczowe dla krótkiego czasu występowania zmian jakościowych wody, głównie zmętnienia potęgującego barwę pozorną, było przeprowadzenie zabiegu rekultywacji w okresie homotermii, gdy nie istniało uwarstwienie termiczne mogące blokować swobodną sedymentację zawiesin. Przez analogię można wnioskować, że zupełnie inna sytuacja występuje, gdy zabiegi wykonuje się w okresie stratyfikacji z częstotliwością średnio co 3 tygodnie, czyli tak jak w pierwszych latach rekultywacji Jeziora Strzeszyńskiego. Zacienieniu toni wodnej przez fitoplankton musi w takiej sytuacji towarzyszyć spotęgowana barwa, a w efekcie zwielokrotniona jest siła redukcji dostępności promieniowania fotosyntetycznie aktywnego dla hydromakrofitów (Joniak i in. 2013).

Krótko po aplikacji koagulantu w wyniku procesów koagulacji i flokulacji powstaje zawiesina, której sedymentacja powoduje pokrycie roślin lepkim, koloidalnym osadem (fot. 1). Ilość zawiesiny i jej barwa jest ściśle skorelowana z rodzajem i stężeniem koagulantu – jasno- do ciemnobrązowej po aplikacji koagulantu żelazowego, kremowożółta i opalizująca po aplikacji koagulantu glinowego. Jak wykazały badania w siedlisku ramienic, ten typ transformacji środowiska wywołuje zmianę morfologii osobników poniesioną kosztem rozmnażania (Immers i in. 2013; Rybak i in. 2017a; Rybak, Joniak 2018). Powodem jest ograniczenie dostępności światła, początkowo poprzez wzrost barwy i mętności, a następnie pokrycie plech opadłą zawiesiną. Reakcje obronne ramienic polegają na szybkiej elongacji plechy ku powierzchni wody, co jest typową odpowiedzią na zacienienie, a alternatywnie na zwiększeniu powierzchni asymilacyjnej poprzez rozwój rozgałęzień bocznych, co jest mechanizmem nowo opisanym (Rybak i in. 2017a). Zmiany te następują w warunkach zupełnego braku biodostępnych fosforanów i wymuszają alokację energii z kosztownego energetycznie procesu rozmnażania, w konsekwencji znacznie zmniejszając ilość wytworzonych oospor (Rybak i in. 2017a).

Czynnikiem, który bezwzględnie trzeba wziąć pod uwagę przy wyborze chemicznej rekultywacji wód, jest toksyczność użytych substancji dla organizmów. W przypadku koagulantów fosforanów produkowanych na bazie kwasu siarkowego zwraca się uwagę na toksyczność wynikającą z wprowadzenia do wody tego właśnie kwasu oraz zagrożenia związanego z redukcją siarczanów do siarczków



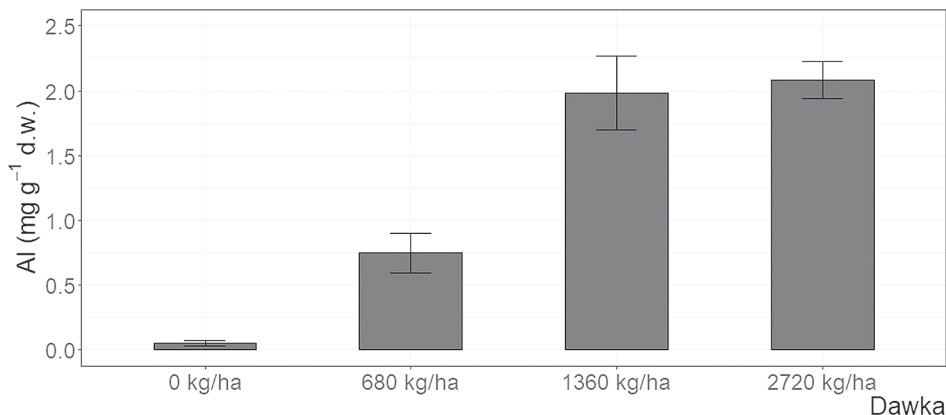
Fot. 1. Barwa i mętność wody po aplikacji chlorku żelaza(III) (lewa strona) i ramienice pokryte koloidalną zawiesiną (prawa strona)

Phot. 1. Water colour and turbidity after application of iron(III) chloride (left side) and charophytes covered with a colloidal suspension (right side)

w warunkach beztlenowych. Jon siarczkowy (S^{2-}) jest toksyczny sam w sobie, ale również poprzez tworzenie kompleksów z metalami. Wzrost stężenia siarczków ogranicza dostępność żelaza dla roślin, wywołuje rozkład korzeni, redukcję wzrostu, a wysokie stężenie może spowodować ich obumieranie. U bezkręgowców wodnych siarczki blokują oddychanie beztlenowe poprzez hamowanie oksydazy mitochondrialnej cytochromu c (Wang, Chapman 1999; van der Welle i in. 2006). Ponadto suplementacja ekosystemu siarczanami stymuluje rozkład materii organicznej, uwalnianie fosforanów i jonów amonowych, potęgując zasilanie wewnętrzne z osadów dennych (Cirkel i in. 2014). Podobnie toksyczne reakcje ze strony kwasu nie następują w efekcie zastosowania koagulantów produkowanych na bazie kwasu solnego.

Użycie kwaśnych koagulantów fosforanów zawierających związki glinu, metalu w warunkach neutralnych obojętnego dla środowiska, w następstwie zakwaszenia wody po zabiegu powoduje spotęgowanie jego biotoksycznego oddziaływania (Gensemer, Playle 1999). Badania nad wpływem polichlorku glinu na ramienicę *Chara hispida* L. wykazały uszkodzenia struktur wewnątrzkomórkowych (redukcja chloroplastów), odrywanie komórek okorowania, ogólne osłabienie i zwiótczenie nibyłodygi. Symptomy toksycznego wpływu glinu pojawiają się niemal natychmiast po aplikacji i występują już przy zastosowaniu niskich dawek koagulantu (ok. 680 kg ha^{-1}). Mechanizmem, który wywołuje uszkodzenia są zaburzenia właściwości i spójności błon komórkowych (Ahn i in. 2002),

a bezpośrednim skutkiem rozpad chloroplastów i w konsekwencji chlorozy i nekrozy na powierzchni plech oraz redukcja zawartości pigmentów fotosyntetycznych (Rybak i in. 2016). Glin jest aktywnie akumulowany w plechach, ale przy stężeniu $2,0 \text{ mg g}^{-1}$ s.m. (ryc. 2) przyswajanie zostaje zahamowane (Rybak i in. 2017b).



Ryc. 2. Zawartość glinu w plechach *Chara hispida* zależnie od dawki polichlorku glinu w 72 h po aplikacji (za: Rybak i in. 2017b, zmienione; wąsy – błąd standardowy)

Fig. 2. Dose-dependent variation in aluminium content in the *Chara hispida* thalli 72 h after application (cf. Rybak et al. 2017b, changed; whiskers – standard error)

Spośród organizmów zwierzęcych bezkręgowce wodne są stosunkowo odporne na działanie glinu. Uważa się, że toksyczne działanie metalu wynika z jego zdolności jonoregulacyjnych i ogólnie jest addytywne do jonów wodorowych. Działanie metalu na drogi oddechowe u bezkręgowców wodnych jest jednak rzadkie prawdopodobnie dlatego, że amoniak nie jest uwalniany przez skrzela, więc nie następuje wytrącanie glinu wokół tych narządów. U ryb glin zaburza jonoregulację i wymianę oddechową. Mechanizm oddziaływania odpowiada toksyczności jonów wodorowych, a mianowicie glin zastępuje jony wapnia w połączeniach błon skrzelowych i zakłóca aktywność N- oraz K-ATPazy. Należy zaznaczyć, że działanie na drogi oddechowe występuje w warunkach umiarkowanie niskiego odczynu ($\text{pH} > 5-6$). Mechanizm działania polega na wytrącaniu i polimeryzacji glinu na skrzelach, co powoduje blokadę wymiany jonowej i oddychania (Gensemer, Playle 1999).

Również stosowanie koagulantów fosforanów zawierających związki żelaza niesie ze sobą zagrożenie dla ekosystemu wynikające z właściwości chemicznych tego pierwiastka. Żelazo może tworzyć wiązania z wieloma makro- i mikroelementami, w tym fosforem, potasem, wapniem, magnezem, cynkiem, i prowadzić do ograniczenia ich biodostępności (Wheeler i in. 1985). Wysokie stężenie żelaza w wodzie wywołuje u roślin stres oksydacyjny na poziomie komórkowym i zaburza integralność błon komórkowych oraz dezorganizuje białka, fitopigmenty i DNA, prowadząc do śmierci (Keller i in. 2012). Żelazo może bezpośrednio

wpływać na produktywność biologiczną poprzez zmniejszenie wielkości liści i pędów, tworzenie chloroz i nekroz, a także indukowanie wiotkości korzeni i redukcję ich rozgałęzień (van der Welle i in. 2006). U zwierząt wysokie stężenia żelaza wywołują uszkodzenia na poziomie komórkowym podobne do roślin. Ponadto żelazo oddziałuje na zachowanie i zmianę strategii cyklu życiowego oraz zmniejsza liczbę potomstwa i jego żywotność. Poprzez zakłócenie procesów trawienia zmniejsza efektywność pobierania składników odżywczych (van Anholt i in. 2002). Bezpośrednie badania nad wpływem koagulantów żelazowych i glinowych na embriogenezę szczupaka (*Esox lucius* L.) wykazały istotne hamowanie rozwoju oraz zmniejszenie ilości żywych zarodków i deformację larw (Bonisławska i in. 2012).

LITERATURA

- Ahn S.J., Sivaguru M., Chung G.C., Rengel Z., Matsumoto H. 2002: Aluminium-induced growth inhibition is associated with impaired efflux and influx of H⁺ across the plasma membrane in root apices of squash (*Cucurbita pepo*). *Journal of Experimental Botany*, 53: 1959–1966.
- Boers P., van der Does J., Quak M., van der Vlugt J. 1994: Phosphorus fixation with iron(III) chloride: a new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes? *Archiv für Hydrobiologie*, 129: 339–351.
- Bonisławska M., Tański A., Nędzarek A., Tórz A. 2012: Effect of the coagulants PAX and PIX on the embryonic development of pike (*Esox lucius* L.). *Limnological Review*, 12: 125–132.
- Brouwer E., Bobbink R., Roelofs J.G.M. 2002: Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: An overview. *Aquatic Botany*, 73: 405–431.
- Carignan R. 2014: Évolution de la qualité des eaux au lac Heney entre mars 2007 et mars 2014. Université de Montréal, Montréal.
- Cirkel D.G., van Beek C.G.E.M., Witte J.P.M., van der Zee S.E.A.T.M. 2014: Sulphate reduction and calcite precipitation in relation to internal eutrophication of groundwater fed alkaline fens. *Biogeochemistry*, 117: 375–393.
- Coletta P., Pentecost A., Spiro B. 2001: Stable isotopes in charophyte incrustations: relationships with climate and water chemistry. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 173: 9–19.
- Cooke G., Welch E., Peterson S., Nichols S. 2005: Restoration and management of lakes and reservoirs. 3rd ed. Taylor & Francis, Boca Raton.
- Donabaum K., Schagerl M., Dokulil M.T. 1999: Integrated management to restore macrophyte domination. *Hydrobiologia*, 395/396: 87–97.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Kozak A., Podsiadłowski S., Gruza A. 2010: Ograniczenie wydzielania fosforu z osadów dennych oraz zmiany w składzie fitoplanktonu pod wpływem nowych preparatów chemicznych w warunkach in-situ. W: R. Wiśniewski (red.), Ochrona i rekultywacja jezior. PZliTS, Toruń: 31–43.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kozak A., Kowalczevska-Madura K., Koźlik K. 2013: Zmiany jakości wody Jeziora Uzarzewskiego na skutek zabiegów rekultywacyjnych. W: R. Wiśniewski (red.), Ochrona i rekultywacja jezior. PZliTS, Toruń: 47–54.

- Drábková M. 2007: Methods for control of the cyanobacterial blooms development in lakes. Masaryk University, Brno.
- Faithfull C., Hamilton D., Burger D., Dugan I. 2005: Waikato peat lakes sediment nutrient removal scoping exercise. Centre for Biodiversity and Ecology Research, Hamilton.
- Feuchtmayr H., Moran R., Hatton K., Connor L., Heyes T., Moss B., Harvey I., Atkinson D. 2009: Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, 46: 713–723.
- Gensemer R.W., Playle R.C. 1999: The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29: 315–450.
- Gołdyn R., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K. 2010: Wpływ nowych preparatów chemicznych na ograniczenie wydzielania fosforu z osadów dennych. W: G. Malina (red.), *Rekultywacja i rewitalizacja terenów zdegradowanych*. PZLiTS, Poznań: 53–64.
- Gołdyn R., Messyas B., Domek P., Windhorst W., Huguenschmidt C., Nicoara M., Plavan G. 2013: The response of Lake Durowskie ecosystem to restoration measures. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8: 43–48.
- Gołdyn R., Messyas B., Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Cerbin S. 2015: Efekty rekultywacji Jeziora Durowskiego. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. PZLiTS, Toruń: 189–201.
- Gołdyn R., Podsiadłowski S., Dondajewska R., Kozak A. 2014: The sustainable restoration of lakes-towards the challenges of the water framework directive. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 14: 68–74.
- Gomes P.I.A., Asaeda T. 2010: Impact of calcium and magnesium on growth and morphological acclimations of *Nitella*: implications for calcification and nutrient dynamics. *Chemistry and Ecology*, 26: 479–491.
- Immers A.K., van der Sande M.T., van der Zande R.M., Geurts J.J.M.M., van Donk E., Bakker E.S. 2013: Iron addition as a shallow lake restoration measure: Impacts on charophyte growth. *Hydrobiologia*, 710: 241–251.
- Izydorczyk K., Frątczak W., Drobniwska A., Badowska M., Zalewski M. 2010: Zastosowanie stref ekotonowych w ograniczaniu zanieczyszczeń obszarowych. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. PZLiTS, Toruń: 63–71.
- Joniak T., Jabłeczki M., Sobczyński T., Klimasyk P. 2010: Zmiany jakości wody w Samicy Stęszewskiej w kontekście przekształceń infrastruktury wodno-ściekowej miasta i gminy Stęszew. W: Z. Ziętkowiak (red.), *Woda – Środowisko – Zmiany. Zanieczyszczenie i ochrona wód powierzchniowych*. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań: 31–43.
- Joniak T., Jakubowska N., Szelaż-Wasielewska E. 2013: Degradation of the recreational functions of urban lake: A preliminary evaluation of water turbidity and light availability (Strzeszyńskie Lake, western Poland). *Polish Journal of Natural Science*, 28(1): 43–51.
- Joniak T., Rybak M., Sprawka M. 2014: Ocena przestrzennego zróżnicowania właściwości fizyczno-chemicznych wody w rzekach Wełnie i Flincie. Stan jakościowy wód a potencjalne i rzeczywiste źródła zanieczyszczeń. W: J. Bator, M. Gąbka, E. Jakubas (red.), *Koncepcja lasu modelowego w zarządzaniu i ochronie różnorodności biologicznej rzek Wełny i Flinty (Wielkopolska)*. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań: 43–56.
- Joniak T., Sobczyński T.: Stan ekologiczny rzeki Samicy Stęszewskiej w gminie Stęszew i w Wielkopolskim Parku Narodowym – stan obecny i zagrożenia. *Ekologia i Technika*, 19(4): 208–213.
- Keller A.A., Garner K., Miller R.J., Lenihan H.S. 2012: Toxicity of nano-zero valent iron to freshwater and marine organisms. *PLoS ONE*, 7: 43983.

- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2008: Influence of iron treatment on phosphorus internal loading from bottom sediments of the restored lake. *Limnological Review*, 8: 177–182.
- Kozak A., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Holona T. 2013: Water quality and phytoplankton community in selected recreational lakes and reservoirs under restoration measures in Western Poland. *Polish Journal of Natural Science*, 28 (2): 217–226.
- Kozak A., Gołdyn R. 2014: Variation in phyto- and zooplankton of restored Lake Uzarzewskie. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23: 1201–1209.
- Lin J., Zhan Y., Zhu Z. 2011: Evolution of sediment capping with active barrier systems (ABS) using calcite/zeolite mixtures to simultaneously manage phosphorus and ammonium release. *Science of the Total Environment*, 409: 638–646.
- Lossow K. 1998: Ochrona i rekultywacja jezior – teoria a praktyka. W: M. Kraska (red.), *Bioróżnorodność w środowisku wodnym. Idee Ekologiczne*, 13, 7: 55–70.
- Lürling M., van Oosterhout F. 2013: Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research*, 47: 6527–6537.
- Osuch E., Osuch A., Podsiadłowski S., Przybył J., Ratajczak J. 2015: Efekty rekultywacji Jeziora Strzeszyńskiego. W: A.E. Ławniczak (red.), *Sposoby ochrony i rekultywacji jezior poznańskich*. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań: 41–49.
- Ripl W. 1976: Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate – a new lake restoration method. *Ambio*, 5: 132–135.
- Rosińska J., Kozak A., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R. 2018: Water quality response to sustainable restoration measures – Case study of urban Swarzędzkie Lake. *Ecological Indicators*, 84: 437–449.
- Rybak M., Joniak T. 2013: Wpływ rekultywacji na cechy abiotyczne jeziora: fluktuacje pozornej i rzeczywistej barwy wody. W: J. Garbacz (red.), *Diagnozowanie stanu środowiska. Metody badawcze – prognozy*. Pr. Kom. Ekol. i Ochr. Środ., 7: 271–275.
- Rybak M., Joniak T. 2018: Changes in *Chara hispida* L. morphology in response to phosphate aluminium coagulant application. *Limnological Review*, 18: 31–37.
- Rybak M., Joniak T., Gąbka M., Sobczyński T. 2017a: The inhibition of growth and oospores production in *Chara hispida* L. as an effect of iron sulphate addition: Conclusions for the use of iron coagulants in lake restoration. *Ecological Engineering*, 105: 1–6.
- Rybak M., Joniak T., Sobczyński T. 2019: Experimental investigation into disturbance of Ca-Mg equilibrium and consequences for charophytes after iron and aluminium coagulants application. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28: 1887–1895.
- Rybak M., Joniak T., Sobczyński T., Gąbka M., Ratajczak I. 2016: Ecological implications the use of chemical methods in lakes restoration: Impact of aluminium coagulants on stoneworts. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management*, Albena, 28 czerwca–7 lipca 2016. SGEM, Sofia: 271–278.
- Rybak M., Kołodziejczyk A., Joniak T., Ratajczak I., Gąbka M. 2017b: Bioaccumulation and toxicity studies of macroalgae (Charophyceae) treated with aluminium: Experimental studies in the context of lake restoration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145: 359–366.
- Sobczyński T., Joniak T. 2009: Differences of the composition and contribution of phosphorus fractions in the bottom sediments of Góreckie Lake (Wielkopolska National Park). *Environment Protection Engineering*, 35: 89–95.
- Sobczyński T., Joniak T. 2010: Aspekty środowiskowe rekultywacji jezior metodą inaktywacji fosforu – Jezioro Witobelskie (Wielkopolski Park Narodowy). *Ekologia i Technika*, 18,5: 243–250.

- Sobczyński T., Joniak T., Pronin G. 2012: Assessment of the multi-directional experiment of restoration of Lake Góreckie (western Poland) with particular focus to oxygen and light conditions: first results. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21: 1025–1031.
- van Anholt R.D., Spanings F.A.T., Knol A.H., van der Velden J.A., Wendelaar Bonga S.E. 2002: Effects of iron sulfate dosage on the water flea (*Daphnia magna* Straus) and early development of carp (*Cyprinus carpio* L.). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42: 182–192.
- van der Welle M.E.W., Cuppens M., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M. 2006: Detoxifying toxicants: Interactions between sulfide and iron toxicity in freshwater wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 1592.
- Wang F., Chapman P.M. 1999: Biological implications of sulfide in sediment – A review focusing on sediment toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 2526–2532.
- Wawrzynkowski J., Kaczorkiewicz M., Heese T. 2013: Rozpoznanie możliwości wykorzystania piasków w technice tzw. „cappingu”, celem ograniczenia resuspensji biogenów. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. PZTiS, Toruń: 215–226.
- Wheeler B.D., Al-Farraj M.M., Cook R.E.D. 1985: Iron toxicity to plants in base-rich wetlands: comparative effects on the distribution and growth of *Epilobium hirsutum* L. and *Juncus subnodulosus* Schrank. *New Phytologist*, 100: 653–669.
- Wiśniewski R. 2009. Propozycje dotyczące działań rekultywacyjnych w rejonie wyrobisk w Zatoce Puckiej uwzględniające dotychczasową wiedzę o sposobach rekultywacji zdegradowanych akwenów. W: L. Kruk-Dawigałło, R. Opióła (red.), *Program rekultywacji wyrobisk w Zatoce Puckiej. Przyrodnicze podstawy i uwarunkowania*. ZWN Instytutu Morskiego w Gdańsku, Gdańsk: 267–284.
- Zamparas M., Zacharias I.: 2014. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. *Science of the Total Environment*, 496: 551–562.

Katarzyna Kowalczevska-Madura,
Renata Dondajewska-Pielka, Ryszard Gołdyn

WYMIANA FOSFORU W INTERFAZIE OSAD–WODA W BADANIACH EKSPERYMENTALNYCH *EX SITU*

PHOSPHORUS EXCHANGE AT THE SEDIMENT-WATER
INTERFACE IN *EX-SITU* EXPERIMENTS

*Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań*

SUMMARY

The paper presents the methodology employed in *ex situ* experiments with the use of intact bottom sediment cores in order to determine the direction and intensity of phosphorus exchange between bottom sediments and the water column in aquatic ecosystems. The most important results of the study carried out in the Department of Water Protection of Adam Mickiewicz University in 2001–2016 are also presented. The experiments have shown that the internal phosphorus loading within one water body has both spatial and temporal differentiation, and allows to determine the role of various factors (morphometric, physico-chemical, biological) in the accumulation or release of phosphorus from bottom sediments. These were mainly the depth of the reservoir, concentration of dissolved oxygen by the bottom, presence of submerged macrophytes, filamentous macroalgae and the type of the neighbouring catchment area or quality of the inflowing water. The studies have also contributed a more detailed analysis of the impact of the applied restoration methods (type and intensity) on the process of phosphorus release or accumulation in bottom sediments

WSTĘP

Eksperymenty *ex situ* dotyczące zasilania wewnętrznego w fosfor z osadów dennych zapoczątkowano w Zakładzie Ochrony Wód Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu w roku 2001. Były one prowadzone w wielu aspektach, zarówno w jeziorach naturalnych, jak i zbiornikach zaporowych. Badane zbiorniki wodne różniły się stanem troficznym (od mezotroficznym, poprzez eutroficzne, po hypertroficzne), wielkością (od 1,5 ha do 143 ha), maksymalną głębokością (od 0,8 m do 25,9 m) oraz sposobem użytkowania zlewni (od leśnej, przez rolniczą, po miejską z zabudową mieszkaniową i przemysłową) (tab. 1). Ponadto pięć z analizowanych jezior poddanych zostało różnym zabiegom rekultywacyjnym, a prowadzone w nich badania miały charakter wieloletni.

Tabela 1. Parametry morfometryczne, stan troficzny (M – mezotroficzne, M-E – mezoeutroficzne, E – eutroficzne, H – hypertroficzne) badanych jezior oraz publikacje zawierające wyniki eksperymentów *ex situ*

Table 1. Morphometric parameters, trophic state (M – mesotrophic, M-E – mesoeutrophic, E – eutrophic, H – hypertrophic) of the studied lakes and publications containing results of *ex situ* experiments

Jezioro	Powierzchnia (ha)	Głębokość maks. (m)	Głębokość średnia (m)	Trofia	Publikacja
Baba	2,2	6,0	–	E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Cyganek	1,7	3,4	–	E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Brzostek	6,0	7,8	4,5	M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a
Dębiniac	15,0	7,4	3,4	E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a
Dobre	12,0	15,0	6,4	E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a
Durowskie	143,0	14,6	4,6	E	Kowalczevska-Madura i in. 2018
Góra	37,8	3,0	1,3	E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Góreckie	101	16,6	8,5	E	Dondajewska i in. 2013
Jarosławieckie	11,8	4,5	2,2	E	Kowalczevska-Madura i in. 2009b
Kazanie	1,8	6,0	–	M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a
Lewe	2,2	6,6	–	E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Lipno	9,0	9,5	5,6	E	Kowalczevska-Madura i in. 2009b
Lusowskie	121,9	19,5	8,6	M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a, 2019a
Łekneńskie	85,2	2,8	1,6	H	Dondajewska i in. 2019
Nowogardzkie	100	10,9	5,2	E	Dondajewska 2015
Ósemka	1,5	1,3	–	M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Piaseczno Duże	58,7	25,9	7,6	M	Kowalczevska-Madura i in. 2009a
Prawe	3,1	6,2	–	M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a, 2019a
Raczyńskie	84,4	5,8	2,7	H	Dondajewska i in. 2017

Jezioro	Powierzchnia (ha)	Głębokość maks. (m)	Głębokość średnia (m)	Trofia	Publikacja
Strzeszyńskie	34,9	17,8	8,2	M/ M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a, 2015, 2019b
Swarzędzkie	93,7	7,2	2,6	H	Kowalczevska-Madura, Gołdyn 2009; Kowalczevska-Madura i in. 2019c
Tuczno	12,7	4,0	2,0	E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a
Uli	6,4	6,5	–	M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Uzarzewskie	10,6	7,5	3,4	H	Kowalczevska-Madura i in. 2008, 2010a, c, 2015, 2017
Wójtostwo	9,2	5,7	2,7	E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Wronczyńskie Wielkie	39,9	4,7	2,3	M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a
Zbęchy	108,9	8,5	4,3	M-E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a
Zbiornik Antoninek	7,2	0,8	0,5	E	Dondajewska 2008; Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Zbiornik Maltański	67,5	3,7	2,8	E	Kowalczevska-Madura i in. 2010a
Zbiornik Rusalka	36,7	9,0	1,9	E	Kowalczevska-Madura i in. 2009a, 2010b, 2011

Fosfor to jeden z najważniejszych czynników mających wpływ na jakość wód ekosystemów wodnych (Jeppesen i in. 1991; Gonsiorczyk i in. 1997). Pierwiastek ten zgromadzony w osadach dennych jest następnie bardzo często uwalniany do wody naddennej, stając się w ten sposób źródłem ładunku wewnętrznego (Søndergaard i in. 2001; Malmaeus, Rydin 2006). Osady denne mogą więc stanowić pułapkę bądź przeciwnie – mogą być nieograniczonym źródłem fosforu i jego związków dla wód jeziora, zwłaszcza w sytuacji silnego przeżyźnienia (Boström i in. 1988; Golterman 1995; Wang i in. 2003).

Transport pierwiastka z osadów do wody naddennej, przewyższający w kategoriach ilościowych wytrącanie go z wody do osadów, jest określany jako „uwalnianie z osadów” lub „zasilanie wewnętrzne” (Boström i in. 1988). Powrót fosforu do obiegu w toni wodnej jest wynikiem wielu wzajemnie powiązanych ze sobą procesów biologicznych (np. wiązanie i uruchamianie biologiczne), fizyczno-chemicznych (np. desorpcja, rozpuszczanie) i fizycznych (np. dyfuzja) (Wiśniewski 1995; Kentzer 2001). Ponadto jest on uzależniony od wielu czynników: biologicznych (aktywność bakterii odpowiedzialnych za procesy mineralizacji, ryb i fauny dennej wpływających na resuspensję i mieszanie osadów), chemicznych (koncentracja tlenu rozpuszczonego w wodzie, potencjał oksydoredukcyjny, odczyn, stosunek Fe:P) oraz fizycznych (temperatura, resuspensja i mieszanie osadów przez wiatr) (Søndergaard i in. 2001, 2002; Kleeberg i in. 2013). Ogólnie uwalnianie fosforu z osadów dennych jest różnicą pomiędzy przepływem „skierowanym

w dół”, spowodowanym przez sedymentację cząsteczek stale produkowanych w toni wodnej (glony, detrytus) i przepływem „skierowanym w górę”, czyli uwalnianiem fosforu w wyniku rozkładu materii organicznej, gradientem fosforu oraz mechanizmami transportu w osadach (Søndergaard i in. 2002).

Celem prowadzonych przez 16 lat eksperymentów *ex situ* w Zakładzie Ochrony Wód było określenie:

- możliwości uwalniania bądź kumulacji fosforu w osadach dennych profundalu jezior różnej trofii w okresie letnim,
- zmienności sezonowej tych procesów w poszczególnych porach roku w profundalu i litoralu jezior, zróżnicowanych pod względem troficznym oraz morfometrycznym,
- zróżnicowania przestrzennego badanego procesu w różnych strefach jeziora,
- wieloletnich zmian procesu wydzielania fosforu lub jego kumulacji w osadach dennych w jeziorach poddanych różnym zabiegom rekultywacyjnym.

Wyniki tych badań opublikowano w 20 artykułach naukowych (tab. 1).

TEREN I METODY BADAŃ

Początkowo niezaburzone rdzenie osadów dennych pobierano na jednym stanowisku badawczym (głęбочek) w zbiorniku, w okresie letnim. Takie badania przeprowadzono w 21 jeziorach oraz 3 zbiornikach zaporowych na terenie zachodniej Polski, różniących się wielkością, głębokością maksymalną, rodzajem zlewni oraz stanem troficznym (Kowalczevska-Madura i in. 2009a, b, 2010a, 2020) (tab. 1).

Kolejnym aspektem badań była analiza zmienności tego procesu w czasie i przestrzeni. Przeprowadzono więc badania zasilania wewnętrznego w fosfor na jednym (głęбочek) lub dwóch stanowiskach badawczych (głęбочek i litoral na głębokości ok. 2 m) w czterech porach roku. Dotyczyły one zróżnicowanych pod względem troficznym jezior, od mezotroficznych po hypetroficzne: Strzeszyńskiego, Prawego, Lusowskiego, Łekneńskiego, Uzarzewskiego i Raczyńskiego, oraz zbiornika Rusałka (Kowalczevska-Madura i in. 2010b, c, 2015, 2019a, 2020; Dondajewska i in. 2017, 2019) (tab. 1).

Zmienność sezonowa omawianego procesu analizowana była również na kilku stanowiskach badawczych w jednym zbiorniku wodnym, różniących się nie tylko głębokością i związanymi z nią warunkami tlenowymi, ale również rodzajem sąsiadującej zlewni czy dopływów oraz występowaniem makrofitów i glonów nitkowatych. Badania takie przeprowadzono w Jeziorze Swarzędzkim (7 stanowisk) oraz Jeziorze Strzeszyńskim (5 stanowisk), a także w zbiorniku Antoninek (3 stanowiska) (Dondajewska 2008; Kowalczevska-Madura, Gołdyn 2009; Kowalczevska-Madura i in. 2019b, 2020) (tab. 1).

Kolejnym aspektem badań była analiza zmian zasilania wewnętrznego w jeziorach rekultywowanych w ujęciu wieloletnim. Zagadnienie dotyczące wpływu zrównoważonej rekultywacji na ograniczenie zasilania wewnętrznego w fosfor realizowane było w jeziorach: Uzarzewskim, Durowskim, Swarzędzkim,

Nowogardzkim oraz w zbiorniku Rusałka (Kowalczevska-Madura i in. 2008, 2011, 2017, 2018, 2019c, 2020; Dondajewska 2015) (tab. 1).

Na potrzeby eksperymentów *ex situ* do przezroczystych rur wykonanych z PUMA (polimetakrylanu metylu) pobierano niezaburzone rdzenie osadów dennych wraz z wodą nadosadową za pomocą zmodyfikowanego rurowego chwytacza dna typu Kajak (fot. 1A). W rurach o średnicy 6 cm, zamykanych z obu stron gumowymi korkami, znajdowało się około 25 cm wody i około 15 cm osadu dennego (fot. 1B). Z każdego stanowiska badawczego pobierano rdzeń osadu w 3 lub 4 powtórzeniach. Po przewiezieniu do laboratorium rdzenie osadów umieszczone w statywie eksponowano w komorach termostatycznych, w ciemności, w stałych warunkach termicznych, dostosowanych do panujących w jeziorze (fot. 1C). W zależności od warunków tlenowych w strefie naddennej jeziora eksperymenty

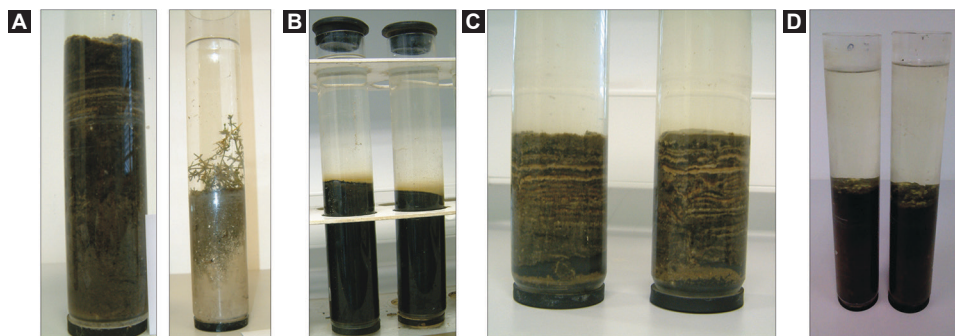


Fot. 1. Zmodyfikowany rurowy czerpacz dna typu Kajak (A), niezaburzone rdzenie osadu dennego z wodą nadosadową (B), komplet rdzeni do eksperymentu w statywie (C) (fot. K. Kowalczevska-Madura, R. Dondajewska)

Phot. 1. Modified Kajak sediment sampler (A), intact sediment cores with overlying water (B), intact sediment cores in a stand (C) (photo: K. Kowalczevska-Madura, R. Dondajewska)

prowadzono w obecności lub braku tlenu. W przypadku gdy podczas eksperymentu koncentracja tlenu w wodzie nadosadowej rdzeni obniżała się poniżej $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, rozpoczynano sztuczne napowietrzanie. W trakcie eksperymentu analizowano stężenie fosforu ogólnego w wodzie nadosadowej, pobieranej z każdej rury co 2–3 dni. Próbkę wody nadosadowej do analiz (50 ml) pobierano po dowolnym jej zamieszaniu, z ustalonej głębokości 5 cm pod powierzchnią. Objętość wody w każdym rdzeniu uzupełniano następnie 50 ml wody z jeziora, pobranej na tym samym stanowisku badawczym z warstwy naddennej, o znanym stężeniu fosforu. Woda ta była przechowywana wraz z rdzeniami osadów dennych. Wykorzystywana do uzupełnień woda nie była filtrowana, podobnie jak woda z rdzeni, aby jak najdokładniej naśladować warunki *in situ*. Stężenie fosforu analizowano metodą spektrofotometryczną z kwasem askorbinowym jako reduktorem (Elbanowska i in. 1999).

Każdorazowo przed pobraniem próbek wody nadosadowej z rur mierzono temperaturę wody, stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, odczyn i przewodność elektrolityczną przy użyciu miernika WTW Multi 350i. Pobrane niezaburzone rdzenie osadów dennych pozwoliły również na ocenę parametrów osadu w danym jeziorze: rodzaju osadu, obecności laminacji i pęcherzyków gazu (fot. 2). Każdy eksperyment trwał 2–3 tygodnie, co pozwoliło na przeanalizowanie zmian w stężeniu fosforu zachodzących w wodzie nadosadowej oraz określenie średniego wydzielenia lub kumulowania fosforu w przeliczeniu na m^2 osadu w ciągu doby.



Fot. 2. Niezaburzone rdzenie osadów dennych z różnych typów jezior: J. Strzeszyńskie (A, B), J. Uzarzewskie (C), J. Durowskie (D) (fot. K. Kowalczevska-Madura)

Phot. 2. Intact sediment cores of bottom sediments from different lake types: Strzeszyńskie Lake (A, B), Uzarzewskie Lake (C), Durowskie Lake (D) (photo: K. Kowalczevska-Madura)

Na podstawie uzyskanych wyników badań obliczono uwolniony/zaadsorbowany fosfor ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) dla poszczególnych rdzeni. Zawartość fosforu ogólnego (TP) w wodzie nad rdzeniem osadu obliczono na podstawie zmierzonego jego stężenia (mg P L^{-1}) oraz objętości wody (obliczonej w oparciu o długość słupa wody przed pobraniem próbek i średnicę rdzenia). Z różnicy w zawartości TP w wodzie w dwóch kolejnych poborach wody nadosadowej oszacowano ładunek

TP i obliczono go ponownie dla jednej doby (mg P d^{-1}). Była to wypadkowa pomiędzy zachodzącymi procesami akumulacji i uwalniania. Gdy uzyskana wartość była dodatnia, wzrost był wynikiem przewagi procesu uwalniania, natomiast wartość ujemna była efektem przewagi procesu akumulacji P w osadach. Znając powierzchnię styku osadu z wodą nadosadową, otrzymany wynik przeliczono w celu uzyskania wartości TP uwolnionego lub zakumulowanego na jednostkę powierzchni dna w $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$. W ostatnim etapie obliczano średnią ważoną dla całego eksperymentu, uwzględniając czas między kolejnymi poborami prób wody nadosadowej do analiz TP. Ładunki dobowe sumowano i dzielono przez liczbę dni doświadczenia, uzyskując w ten sposób średni ładunek TP uwolnionego lub zgromadzonego w rdzeniu. Średnia wartość dla trzech rdzeni została obliczona dla każdego eksperymentu i dla każdego stanowiska badawczego.

Badania eksperymentalne *ex situ* dotyczące zasilania wewnętrznego w fosfor przeprowadzone zostały dzięki funduszom pozyskanym z grantów: KBN 3PO-4FO1724, KBN 3T09D01527, MNiSW N305 108 31/3632, MNiSW NN305 372838, Funduszom Statutowym Zakładu Ochrony Wód Wydziału Biologii, Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu oraz funduszom pozyskanym od jednostek samorządu lokalnego (Wągrowiec, Swarzędz, Poznań, Zaniemyśl i Nowogard).

WYNIKI I DYSKUSJA

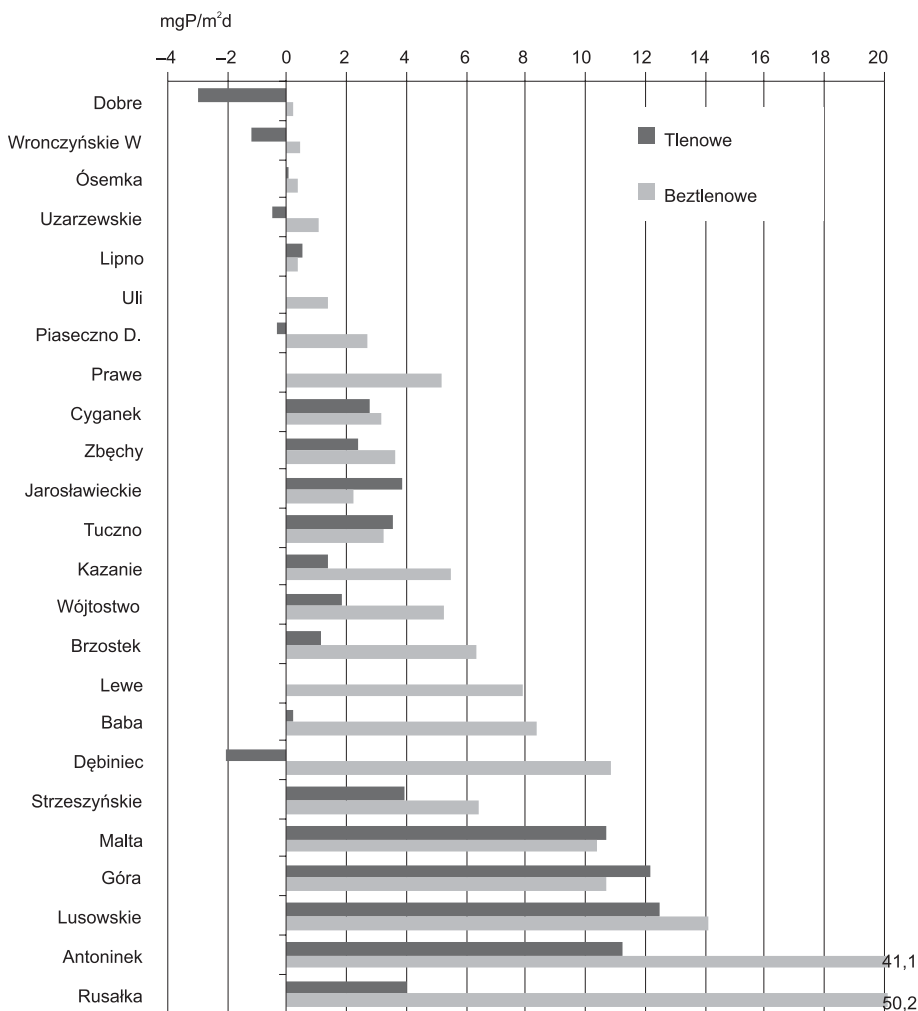
MOŻLIWOŚCI UWALNIANIA BĄDŹ KUMULACJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH PROFUNDALU JEZIOR RÓŻNEJ TROFII W OKRESIE LETNIM

W przeprowadzonych dla 21 jezior oraz 3 zbiorników zaporowych, które różniły się stanem troficznym (od mezoeutroficznych po hypertroficzne), głębokością (od 0,8 m do 25,9 m) oraz powierzchnią (od 1,5 ha do 121,9 ha), eksperymentach *ex situ* wszystkie rdzenie osadów dennych pobrano w lecie z głębozczków i ekspozowano w jednakowej temperaturze (16°C), jednocześnie w warunkach tlenowych (2 rdzenie) oraz beztlenowych (2 rdzenie) przez okres 2 tygodni. Eksperymenty *ex situ* symulowały warunki letnie i pozwalały określić zbliżone do maksymalnych możliwości uwalniania fosforu z osadów. Wyeliminowano w ten sposób wpływ temperatury na badany proces, a zwrócono uwagę przede wszystkim na znaczenie koncentracji tlenu oraz stanu troficznego zbiornika.

Badania pozwoliły stwierdzić, że uwalnianie fosforu z osadów dennych do wody nadosadowej w jeziorach następowało zarówno w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych i w większości przypadków było ono wyższe w środowisku anaerobowym (jeziora: Zbęchy, Brzostek, Kazanie, Strzeszyńskie, Lusowskie, Wójtostwo, Cyganek). Związane to było z uwalnianiem fosforu zaadsorbowanego wcześniej na wytrąconych związkach metali (głównie żelaza) w wyniku ich redukcji i rozpuszczenia. Znaczną przewagę procesu uwalniania fosforu nad jego kumulacją w warunkach beztlenowych odnotowano w silnie eutroficznych zbiornikach zaporowych: Rusalka ($50,2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) oraz Antoninek ($41,4 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$),

a niewielką w mezoeutroficznych jeziorach Ósemka i Lipno ($0,4 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) oraz słabo zeutrofizowanym jeziorze Dobre ($0,2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (ryc. 1). Potwierdzono zatem zależność badanego procesu od stanu troficznego jeziora.

W płytkim, niewielkim zbiorniku zaporowym Antoninek znaczna przewaga uwalniania fosforu nad jego kumulacją była spowodowana mikrobiologicznym rozkładem dużej ilości materii organicznej, pochodzącej z glonów nitkowatych pokrywających dno zbiornika w przeważającej jego części. Z kolei w płytkim,



Ryc. 1. Przewaga uwalniania (wartości dodatnie) lub kumulacji (wartości ujemne) fosforu w osadach dennych w warunkach tlenowych i beztlenowych w lecie (za: Kowalczevska-Madura i in. 2009a, b, 2010a, zmienione)

Fig. 1. Predominance of phosphorus release (positive values) or accumulation (negative values) in bottom sediments in aerobic and anaerobic conditions in the summer (after Kowalczevska-Madura et al. 2009a, b, 2010a, modified)

zdominowanym przez ramienice jeziorze Ósemka panowały stabilne warunki tlenowe w ciągu całego roku, co sprzyjało procesom akumulacji fosforu w osadach dennych. W innych jeziorach przewaga uwalniania fosforu nad jego kumulacją obserwowana była także w warunkach tlenowych, ale osiągała ona niższe wartości aniżeli w środowisku beztlenowym. Odnotowano ją w dość płytkich eutroficznych zbiornikach, w których woda naddenna w lecie charakteryzowała się dość wysoką temperaturą, co skutkowało mineralizacją materii organicznej pochodzącej z intensywnie rozwijającego się fitoplanktonu oraz mat glonów nitkowatych, a w konsekwencji wyczerpywaniem się tlenu w osadach i przewagą uwalniania fosforu nad jego kumulacją. Dodatkowo odtlenienie osadów wspomagało uwalnianie pęcherzyków gazów, co również przyczyniało się do zwiększenia ilości wydzielanego fosforu (Kowalczevska-Madura i in. 2009a, b, 2010a).

ZMIENNOŚĆ SEZONOWA PROCESÓW UWALNIANIA BĄDŹ KUMULACJI FOSFORU W POSZCZEGÓLNYCH PORACH ROKU W PROFUNDALU I LITORALU JEZIOR, ZRÓŻNICOWANYCH POD WZGLĘDEM TROFICZNYM ORAZ MORFOMETRYCZNYM

W badaniach przeprowadzonych w 6 jeziorach, od mezo- do hypertroficznych (tab. 2), w których niezaburzone rdzenie osadów pobierano w każdej porze roku

Tabela 2. Zmiany sezonowe przewagi uwalniania (wartości dodatnie) bądź kumulacji (wartości ujemne) fosforu ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) w profundalu i litoralu jeziora (G – głęboczek, L – litoral, M – mezotrofia, M-E – mezoeutrofia, E – eutrofia, H – hypertrofia)

Table 2. Seasonal changes in phosphorus release (positive values) or accumulation (negative values) in $\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in the profundal and littoral zones (G – deepest place in the lake, L – littoral, M – mesotrophy, M-E – mesoeutrophy, E – eutrophy, H – hypertrophy)

Jezioro	Trofia	Stanowisko	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	Średnia	Literatura
Strzeszyńskie	M	G (17,8 m)	2,69	2,43	1,72	2,81	2,41	Kowalczevska-Madura i in. 2015
		L (2 m)	0,24	1,28	0,26	-0,13	0,41	
Prawe	M-E	G (6,2 m)	2,53	4,88	6,04	3,01	4,11	Kowalczevska-Madura i in. 2019a
		L (2 m)	0,03	0,09	-0,15	0,16	0,003	
Lusowskie	M-E	G (19,5 m)	2,59	2,01	1,16	2,56	2,08	Kowalczevska-Madura i in. 2019a
		L (2 m)	0,46	1,67	0,11	0,19	0,61	
Łekneńskie	E	G (2,8 m)	6,0	12,6	3,0	2,2	5,96	Dondajewska i in. 2019
Raczyńskie	H	G (5,8 m)	3,6	7,41	11,2	-	6,43	Dondajewska i in. 2017
Uzarzewskie	H	G (7,3 m)	0,84	12,59	44,7	-0,33	14,55	Kowalczevska-Madura i in. 2015
		L (2 m)	0,89	3,28	6,78	-0,62	2,58	

z jednego (głęбочek) lub dwóch stanowisk badawczych, zlokalizowanych w profundalu (głęбочek jeziora) oraz litoralu (głęбочość ok. 2 m), a eksperymenty *ex situ* prowadzono w warunkach termicznych oraz tlenowych, zbliżonych do panujących na danym stanowisku badawczym w danej porze roku, potwierdzono wyraźną zależność badanego procesu od stanu troficznego, a także od głęбочości wody.

W badanych typach troficznych jezior więcej fosforu docierało do toni wodnej z osadów profundalu aniżeli litoralu. Jeziora silnie zeutrofizowane wykazywały również większe zróżnicowanie sezonowe zasilania wewnętrznego w fosfor, od najniższych wartości w zimie, po najwyższe w lecie lub jesienią. W jeziorach o niższej trofii przewaga uwalniania fosforu nad jego kumulacją w osadach dennych osiągała zbliżone wartości w ciągu całego roku. Niewielką przewagę kumulacji fosforu nad jego uwalnianiem obserwowano jesienią lub zimą zarówno w jeziorach o niskiej trofii, jak i hypertroficznych (tab. 2).

Badania wykazały również, że o proporcji ładunku fosforu pochodzącego z zasilania wewnętrznego decyduje powierzchnia dna w danej strefie jeziora (litoral, profundal). W jeziorach, w których litoral zajmuje znaczną powierzchnię, ładunek omawianego pierwiastka może przewyższać jego ilość docierającą z profundalu (Kowalczevska-Madura i in. 2015, 2019a; Dondajewska i in. 2017, 2019).

ZRÓŻNICOWANIE PRZESTRZENNE PROCESU WYDZIELANIA BĄDŹ KUMULACJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH W OBRĘBIE STREF ZALEŻNYCH OD GŁĘBOCZOŚCI WODY, RODZAJU OSADÓW, OBECNOŚCI ROŚLINNOŚCI ZANURZONEJ, GLONÓW NITKOWATYCH I RODZAJU ZLEWNI ORAZ WÓD DOPIŁYWAJĄCYCH O RÓŻNEJ JAKOŚCI

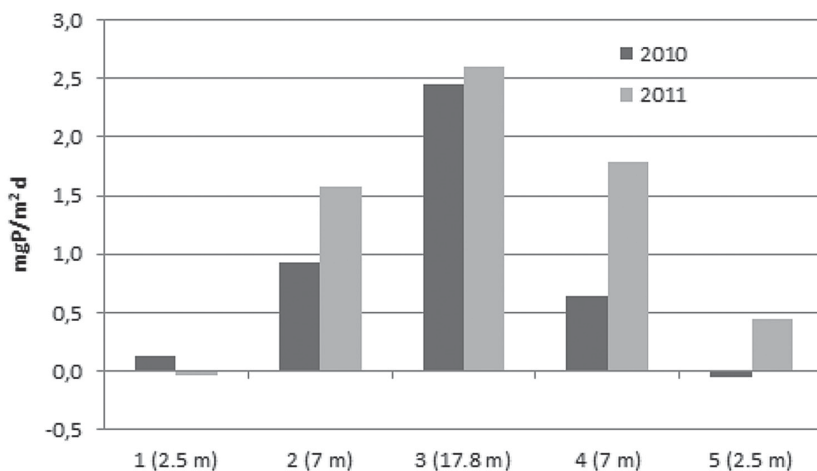
Aby zrealizować ten cel badawczy, eksperymenty *ex situ* przeprowadzono w Jeziorze Strzeszyńskim i Swarzędzkim oraz zbiorniku Antoninek (Dondajewska 2008; Kowalczevska-Madura, Gołdyn 2009; Kowalczevska-Madura i in. 2019b).

W słabo zeutrofizowanym, mezoeutroficznym Jeziorze Strzeszyńskim niezaburzone rdzenie osadów dennych pobierano w okresie 2-letnim w transekcie na 5 wyznaczonych stanowiskach badawczych: 2 zlokalizowano w strefie litoralu na głęбочości około 2,5 m, 2 na głęбочości około 7 m i 1 w strefie profundalu na głęбочoczku jeziora – 17,8 m. Stanowiska badawcze różniły się nie tylko głęбочością oraz związanym z nią natlenieniem wody i obecnością makrofitów (Charophyceae), ale również sposobem użytkowania sąsiadującej z nimi zlewni (leśnej bądź użytkowanej rekreacyjnie). W celu określenia wpływu rodzaju zlewni na proces zasilania wewnętrznego w jeziorze wyznaczono 3 strefy: rekreacyjną (część jeziora sąsiadująca z obszarem wykorzystywanym do rekreacji; stan. 1 i 2; stan. 1 – Charophyceae), leśną (część jeziora granicząca z terenami leśnymi; stan. 4 i 5; stan. 5 – Charophyceae) oraz najgłębszą związaną z profundalem jeziora (stan. 3).

Największą przewagę uwalniania fosforu nad jego kumulacją stwierdzono w najgłębszej, odtlenionej strefie jeziora (głęбочek, stan. 3), gdzie osiągała ona średnio ponad $2,4 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Niższe uwalnianie wystąpiło w strefie zlokalizowanej na głęбочości 7 m (stan. 2 i 4), gdzie nie przekraczało $2,0 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, a najniższe w litoralu (2,5 m, stan. 1 i 5) – do $0,4 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (ryc. 2). Ponadto w najpłytszej strefie stwierdzono również okresową (wiosna i jesień)

przewagę kumulacji fosforu w osadach dennych, która dochodziła średnio do $0,05 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Uzyskane wyniki pozwoliły stwierdzić, że natlenienie strefy kontaktowej osad–woda jest najważniejszym czynnikiem różnicującym wielkość zasilania wewnętrznego. Było to powiązane z wyższą zawartością fosforu w wodach interstycjalnych i naddennych oraz ilością fosforu ogólnego i materii organicznej w osadzie strefy profundalu w porównaniu do litoralu. Ponadto w litoralu, na stanowisku, gdzie stwierdzono obecność ramienic, obserwowano nieco mniejsze zasilanie wewnętrzne w fosfor aniżeli w tej samej strefie pozbawionej makrofitów. Mniejsze znaczenie miały inne czynniki, np. typ sąsiadującej zlewni. Wykazano, że sąsiedztwo zlewni leśnej wpływa na nieco większą zawartość materii organicznej i fosforu w osadach dennych i zwiększa zasilanie toni wodnej w fosfor wydzielany z osadów, w stosunku do zlewni zajętej przez tereny rekreacyjne z trawiastą plażą i kąpieliskami (Kowalczevska-Madura i in. 2019b).

Z kolei w silnie zeutrofizowanym (hypertroficznym) Jeziorze Swarzędzkim badania przeprowadzono na 7 stanowiskach badawczych zlokalizowanych na różnych głębokościach (głęboczek – 7 m, głębszy litoral – 4 m oraz litoral – 1 i 2 m) w kilku strefach jeziora różniących się obecnością dopływów (rzeka Cybina, rów Mielcuch) czy porośniętych makrofitami (wypłycona część jeziora). Wykazały one, że w tym płytkim polimiktycznym jeziorze najwyższe uwalnianie fosforu z osadów dennych odnotowano na głęboczku w lecie – powyżej $25 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Na dwóch stanowiskach zlokalizowanych w metalimnionie było ono uzależnione



Ryc. 2. Przewaga uwalniania (wartości dodatnie) bądź kumulacji fosforu (wartości ujemne) w osadach dennych Jeziora Strzeszyńskiego na 5 wyznaczonych stanowiskach badawczych (stan. 1 i 2 – zlewnia rekreacyjna, stanowisko 3 – profundal, stan. 4 i 5 – zlewnia leśna; stan. 1 i 5 – Charophyceae) (za: Kowalczevska-Madura i in. 2019b, zmienione)

Fig. 2. Predominance of phosphorus release (positive values) or accumulation (negative values) in bottom sediments of Strzeszyńskie Lake in five research stations (stations 1 and 2 – recreational catchment area, station 3 – profundal, stations 4 and 5 – forest catchment area; stations 1 and 5 – Charophyceae) (cf. Kowalczevska-Madura et al. 2019b, modified)

od temperatury. Z kolei w strefie litoralu o dobrych warunkach tlenowych przewaga uwalniania fosforu nad jego kumulacją była niższa, a często odnotowywano także przewagę jego kumulacji w osadach. Znaczne uwalnianie wystąpiło z kolei na stanowisku położonym w pobliżu ujścia zanieczyszczonego cieku Mielcuch (powyżej $50 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). W skali całego jeziora uwalnianie fosforu z osadów dennych odgrywało istotną rolę w płytkiej części akwenu (0–3 m), gdzie stanowiło ono aż 63% rocznego ładunku. Głębsze partie jeziora, które w lecie ulegały odtlenieniu, obejmujące 45% powierzchni dna, dostarczały tylko 37% ładunku fosforu (Kowalczevska-Madura, Gołdyn 2009).

W płytkim zbiorniku Antoninek uwalnianie fosforu z osadów dennych wahało się od 23,7 do 66,6 $\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ i było bardziej intensywne w miesiącach wiosennych, co spowodowane było mikrobiologicznym rozkładem świeżej materii organicznej, na którą składały się mineralizowane glony nitkowate z poprzedniego sezonu wegetacyjnego. Zróżnicowanie przestrzenne wynikało z różnic w głębokości wody między stanowiskami oraz w biomacie glonów nitkowatych (Dondajewska 2008).

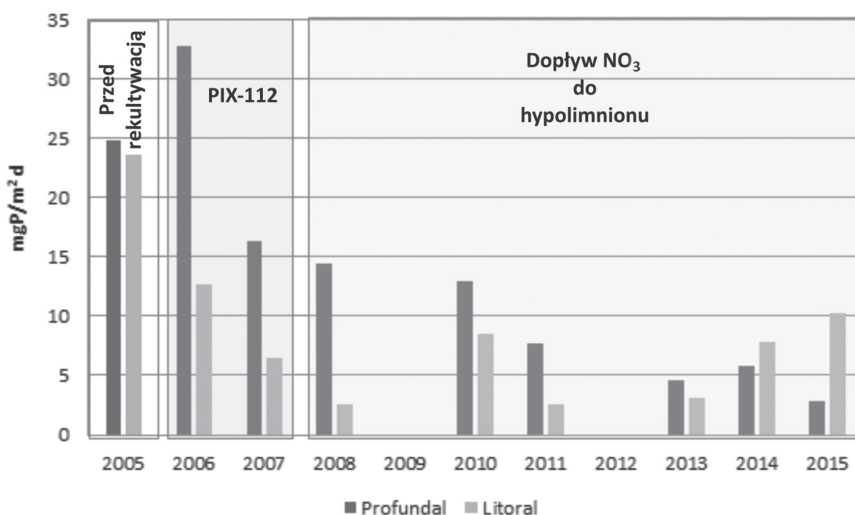
WIELOLETNIE ZMIANY PROCESU WYDZIELANIA FOSFORU LUB JEGO KUMULACJI W OSADACH DENNYCH W JEZIORACH PODDANYCH RÓŻNYM ZABIEGOM REKULTYWACYJNYM

W jeziorach: Durowskim, Swarzędzkim oraz Nowogardzkim wprowadzono tzw. zrównoważoną rekultywację będącą połączeniem 3 wspierających się wzajemnie metod, stymulujących naturalne zdolności regulacyjne ekosystemu jeziornego. Pierwszą z nich było napowietrzanie odtlenionej w okresie letnim wody naddennej za pomocą aeratorów zlokalizowanych na głęboczkach jezior. Drugą stanowiła inaktywacja fosforu przy użyciu małych dawek związków chemicznych (siarczanu żelaza i chlorku magnezu) wprowadzanych przez specjalne urządzenie pływające. Ostatnią była biomanipulacja, polegająca na zarybieniu jeziora rybami drapieżnymi. Z kolei w Jeziorze Uzarzewskim i zbiorniku Rusalka zastosowano inaktywację fosforu przy użyciu niewielkich dawek siarczanu żelaza PIX-112. W kolejnych latach w Jeziorze Uzarzewskim wprowadzono innowacyjną metodę rekultywacji, polegającą na skierowaniu wód dwóch niewielkich naturalnych dopływów jeziora do jego strefy naddennej. Doprowadzenie natlenionych, bogatych w azotany wód do odtlenionego hypolimnionu miało na celu zwiększenie potencjału oksydoredukcyjnego osadów oraz poprawienie ich zdolności wiązania fosforu.

Przeprowadzone badania wykazały stopniowe zmniejszanie się ładunku fosforu pochodzącego z osadów dennych w kolejnych latach prowadzenia zabiegów rekultywacyjnych we wszystkich badanych jeziorach. Ładunek ten w przypadku Jeziora Uzarzewskiego został zredukowany o około 88%. W strefie profundalu, gdzie średnie uwalnianie fosforu z osadów dennych przeważało nad jego kumulacją przez cały rok, uległo ono zmniejszeniu z $24,9 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ w 2005 roku do $2,81 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ w roku 2015. Z kolei w litoralu, mimo że w chłodniejszych porach roku obserwowano przewagę kumulacji fosforu w osadach, ładunek tego pierwiastka początkowo zmniejszył się z $23,6 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ w 2005 roku do $2,61 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ w roku 2011, a następnie zwiększał się systematycznie do

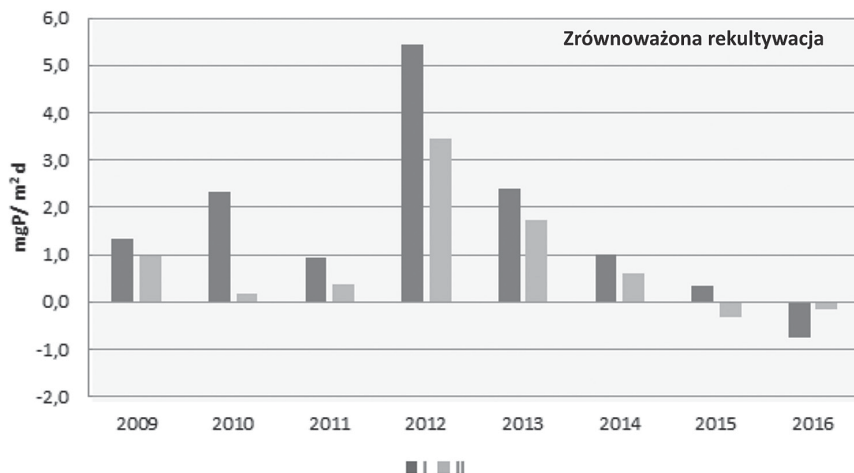
10,24 mg P m⁻² d⁻¹ w roku 2015 (ryc. 3). Tak więc dostarczanie natlenionych wód bogatych w azotany w strefę profundalu w kolejnych latach badań efektywnie zmniejszyło intensywność uwalniania fosforu z osadów dennych tylko w tej strefie. W litoralu natomiast obserwowano ponowne zwiększanie się zasilania wewnętrznego, co świadczy o dalszym eutrofizowaniu się epilimnionu jeziora, pomimo zmniejszenia ładunków fosforu w obrębie hypolimnionu. Całkowite zasilanie wewnętrzne w fosfor w Jeziorze Uzarzewskim, pomimo jego zwiększenia się w litoralu, jest mniejsze, co związane jest z mniejszym udziałem dna w zasięgu litoralu niż profundalu (Kowalczevska-Madura i in. 2008, 2010c, 2015, 2017).

W rekultywowanym Jeziorze Durowskim w pierwszych 4 latach od wprowadzenia zabiegów analizowany proces ulegał wyraźnym wahaniom. Przewaga uwalniania fosforu nad jego kumulacją w osadach dennych dochodziła średnio do 5,45 mg P m⁻² d⁻¹ na głębszym stanowisku I (14 m) i do 3,45 mg P m⁻² d⁻¹ na nieco płytszym stanowisku II (12 m) w roku 2012 (ryc. 4). Wartości najwyższe obserwowano w lecie, a niższe w chłodniejszych porach roku. Z kolei od 2013 roku stwierdzono nie tylko wyraźne zmniejszenie ilości fosforu uwalnianego z osadów dennych do 0,33 mg P m⁻² d⁻¹ na stanowisku I w roku 2015, ale również przewagę jego kumulacji w latach 2015–2016 (do 0,74 mg P m⁻² d⁻¹ na stan. I i do 0,31 mg P m⁻² d⁻¹ na stan. II) (ryc. 4). Mniejsza ilość materii organicznej pochodzącej z fitoplanktonu docierająca do osadów dennych w kolejnych latach prowadzenia zabiegów rekultywacyjnych, skutkowała mniejszym zużyciem tlenu i lepszym natlenieniem warstw naddennych wody, zwłaszcza w okresach



Ryc. 3. Średnie wartości uwalniania fosforu z osadów dennych Jeziora Uzarzewskiego przed rekultywacją i w jej trakcie w latach 2005–2015 (za: Kowalczevska-Madura i in. 2008, 2010c, 2015, 2017, zmienione)

Fig. 3. Mean values of phosphorus release from the bottom sediments of Uzarzewskie Lake before and during restoration in 2005–2015 (cf. Kowalczevska-Madura et al. 2008, 2010c, 2015, 2017, modified)

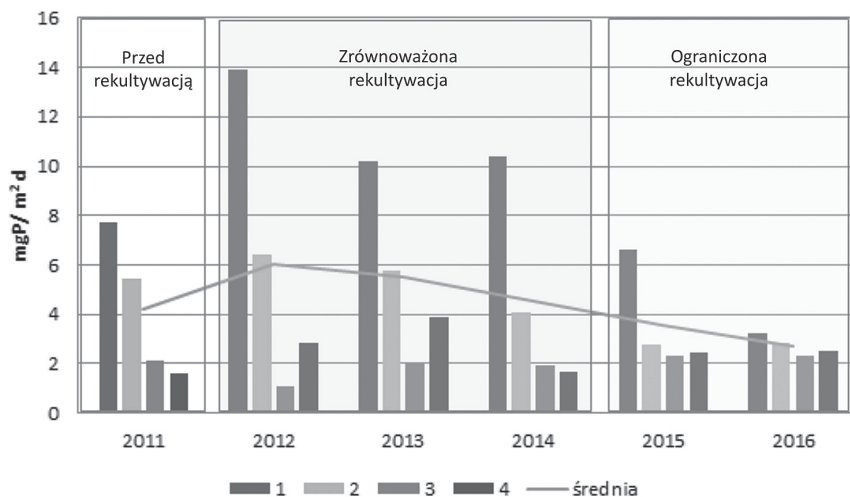


Ryc. 4. Średnie wartości uwalniania lub kumulacji fosforu w osadach dennych Jeziora Durowskiego w trakcie zrównoważonej rekultywacji w latach 2009–2016 na dwóch stanowiskach badawczych (za: Kowalczevska-Madura i in. 2018, zmienione)

Fig. 4. Mean values of phosphorus release or accumulation in the bottom sediments of Durowskie Lake during sustainable restoration in 2009–2016 in two research stations (cf. Kowalczevska-Madura et al. 2018, modified)

wiosennych i zimowych. Wprowadzenie zrównoważonej rekultywacji przyczyniło się do wzrostu kompleksu sorpcyjnego osadów i immobilizacji fosforu w osadach oraz do wyraźnego obniżenia wewnętrznego ładunku fosforu pochodzącego z osadów dennych (Kowalczevska-Madura i in. 2018).

Badania eksperymentalne *ex situ* w Jeziorze Swarzędzkim (przed, w trakcie i po ograniczeniu zabiegów rekultywacyjnych z trzech do jednej metody) wykazały, że w pierwszym roku wprowadzenia rekultywacji nastąpił wzrost zasilania wewnętrznego w fosfor, a w kolejnych latach rekultywacji jego systematyczne obniżanie. Największe uwalnianie fosforu z osadów dennych stwierdzono w profundalu (stan. 1), gdzie w okresach letnich dochodziło ono do $29,2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (średnio $13,9 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ w roku 2012). Najmniejsze obserwowano w strefie litoralu (stan. 3 i 4), do głębokości 3 m, gdzie nie przekraczało średnio $4 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (ryc. 5). Z tej strefy pochodziło 31% całego ładunku P uwalnianego z osadów dennych. Analiza zmienności średniego uwalniania fosforu w poszczególnych latach rekultywacji wykazała, że wzrosła ona o 26% w 2012 roku, a następnie powoli ulegała obniżeniu w kolejnych latach, aż do 32% w ostatnim roku badań w porównaniu z 2011 rokiem, tj. przed wprowadzeniem zabiegów. Zrównoważona rekultywacja tego jeziora przyczyniła się do wyraźnego zmniejszenia wewnętrznego zasilania fosforem, zwłaszcza z osadów w głębszej części jeziora. Było ono zmienne w czasie, ponieważ jego wzrost na początku rekultywacji, zwłaszcza w okresach letnich, wynikał prawdopodobnie ze zwiększonej sedymentacji materii organicznej i jej intensywnej mineralizacji związanej z dostarczaniem tlenu przez aerator. W kolejnych latach rekultywacji obserwowano



Ryc. 5. Średnie wartości uwalniania fosforu z osadów dennych Jeziora Swarzędzkiego przed, w trakcie i po ograniczeniu zrównoważonej rekultywacji w latach 2011–2016 na czterech stanowiskach badawczych (stan. 1 – głęboczek 7 m, stan. 2 – głębszy litoral, głębokość 4 m, stan. 3 – litoral, głębokość 2 m, stan. 4 – litoral, głębokość 2 m w wypłyconej części jeziora) (za: Kowalczevska-Madura i in. 2019c, zmienione)

Fig. 5. Mean values of phosphorus release from the bottom sediments of Swarzędzkie Lake before, during and after limitation of sustainable restoration in 2011–2016 in four research stations (station 1 – the deepest place, 7 m deep, station 2 – deeper littoral, 4 m deep, station 3 – littoral, 2 m deep, station 4 – littoral, 2 m deep in the shallow part of the lake) (cf. Kowalczevska-Madura et al. 2019c, modified)

istotny spadek zasilania wewnętrznego, ponieważ zrównowazona rekultywacja zwiększyła kompleks sorpcyjny osadów dennych i zintensyfikowała chemiczne wiązanie fosforu. Konieczne jest kontynuowanie zrównoważonej rekultywacji przez dłuższy okres w celu utrzymania trendu zmniejszania wewnętrznego obciążenia fosforem, a tym samym poprawy jakości wody w jeziorze (Kowalczevska-Madura i in. 2019c).

W rekultywowanym Jeziorze Nowogardzkim badania eksperymentalne *ex situ* prowadzono tylko w lecie. Na głęboczku jeziora stwierdzono wysokie uwalnianie fosforu z osadów dennych w roku poprzedzającym wprowadzenie zabiegów, przekraczające $24 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. W pierwszym roku rekultywacji zasilanie wewnętrzne spadło do około $13 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, w drugim roku procesów naprawczych stwierdzono przewagę wiązania fosforu w osadzie nad jego uwalnianiem dochodzącą do $2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Badania osadów Jeziora Nowogardzkiego wskazują na zachodzenie w nich pozytywnych zmian na skutek zrównoważonej rekultywacji. Wyraźnemu zmniejszeniu uległa zawartość fosforu w wodzie interstycjalnej, zaś udział frakcji fosforu związanego z żelazem w osadzie zwiększył się, co wskazuje na wzrost pojemności sorpcyjnej osadów. Skutkiem tego zjawiska jest proces wiązania fosforu w osadzie, który zastąpił intensywne uwalnianie tego pierwiastka notowane w latach wcześniejszych (Dondajewska 2015).

Inaktywacja fosforu za pomocą związków żelaza w zbiorniku Rusałka również przyczyniła się do znacznego obniżenia zasilania wewnętrznego z osadów dennych. Przed wprowadzeniem zabiegów średnie uwalnianie fosforu osiągało wartość $9,07 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, w pierwszym roku rekultywacji zmniejszyło się do $4,36 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, a w drugim do $2,28 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Redukcja wewnętrznego ładunku fosforu wyniosła więc 75% w stosunku do roku wyjściowego (Kowalczevska-Madura i in. 2011).

Badania procesu zasilania wewnętrznego prowadzone w jeziorach poddanych różnym zabiegom rekultywacyjnym w ramach tzw. zrównoważonej rekultywacji wykazały, że w jeziorach hipertroficznym poprawa jakości wody to proces długotrwały, w dużej mierze zależny od zasilania wewnętrznego z osadów dennych. Działania naprawcze powinny być kontynuowane do czasu ustabilizowania się zmian zachodzących w ekosystemie.

PODSUMOWANIE

Wieloletnie, prowadzone w różnych aspektach badania eksperymentalne *ex situ* dotyczące zasilania wewnętrznego w fosfor w różnych typach zbiorników wodnych pozwoliły stwierdzić, że proces ten w okresie letnim najintensywniej zachodził w warunkach beztlenowych w wyniku uwalniania fosforu zaadsorbowanego na związkach żelaza. Przewagę procesu uwalniania fosforu nad jego kumulacją stwierdzono jednak także w większości przypadków w warunkach aerobowych. Z kolei przewaga akumulacji tego pierwiastka nawet w okresie letnim charakterystyczna była dla niewielkiego, słabo zeutrofizowanego jeziora, w którym występowały ramienice (Charophyceae). Stwierdzono również wyraźną zmienność sezonową i przestrzenną procesu zasilania wewnętrznego oraz jego zależność od typu troficznego jeziora. Większą przewagę uwalniania fosforu nad jego kumulacją odnotowano w zbiornikach hipertroficznym niżeli mezotroficznym, a także więcej fosforu ulegało uwolnieniu do wód naddennych w profundalu jezior niżeli w płytkiej strefie litoral. Ponadto najintensywniej proces ten zachodził w lecie oraz jesienią. Większe różnice pomiędzy poszczególnymi porami roku odnotowywano w jeziorach o wyższej trofii. Proces zasilania wewnętrznego cechował się także zróżnicowaniem przestrzennym analizowanym na przykładzie wielu jezior oraz płytkiego, niewielkiego zbiornika zaporowego, w których wyznaczono strefy różniące się głębokością (głęboczek, głębszy litoral, płytki litoral), koncentracją tlenu rozpuszczonego, obecnością makrofitów (Charophyceae), mat glonów nitkowatych oraz rodzajem użytkowania zlewni sąsiadującej z linią brzegową czy sąsiedztwem dopływów o zróżnicowanej jakości wody. Wykazano, że najistotniejszym czynnikiem wpływającym na wymianę fosforu w strefie kontaktowej osad-woda była koncentracja tlenu rozpuszczonego, co związane było przede wszystkim z głębokością wody. Ponadto obecność makrofitów w litoralu przyczyniała się do przewagi kumulacji tego pierwiastka w osadach dennych. Biorąc pod uwagę sposób użytkowania zlewni jeziora, wykazano, że nieco większe

zasilanie wewnętrzne występowało w strefie związanej ze zlewnią leśną aniżeli użytkowaną rekreacyjnie, pokrytą przez trawnik. Uzyskane wyniki miały także wymiar praktyczny. Pozwoliły one stwierdzić, że prawidłowo zaplanowane zabiegi rekultywacyjne przyczyniają się do zmniejszenia zasilania wewnętrznego w fosfor z osadów dennych. To z kolei prowadzi do poprawy jakości wody widocznej w postaci zwiększonej przezroczystości, niższej koncentracji chlorofilu-*a* oraz obniżenia stężeń fosforu w toni wodnej, zwłaszcza w jego strefie naddennej.

LITERATURA

- Boström B., Andersen J.M., Fleischer S., Jansson M. 1988: Exchange of phosphorus across the sediment – water interface. *Hydrobiologia*, 170: 229–244.
- Dondajewska R. 2008: Internal phosphorus loading from bottom sediments of a shallow preliminary reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37(2): 89–97.
- Dondajewska R. 2015: Zasilanie wewnętrzne w fosfor z osadów dennych rekultywowanego Jeziora Nowogardzkiego. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Toruń*: 57–64.
- Dondajewska R., Banaszkiwicz D., Szczepaniak S., Tomkowiak A. 2013: Internal phosphorus loading from sediments of Góreckie Lake (Wielkopolski National Park) – implications for the aquatic ecosystem and possibilities of its reduction. W: J. Rosińska, M. Neumann (red.), *The functioning and protection of water ecosystem. Threats, protection and management of water resources. Department of Water Protection, Faculty of Biology, Adam Mickiewicz University, Poznań*: 126–137.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K., Kozak A., Kuczyńska-Kippen N. 2017: Program rekultywacji Jeziora Raczyńskiego (centralna Wielkopolska) w świetle obciążenia jego wód ładunkami azotu i fosforu ze źródeł zewnętrznych i wewnętrznych W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Toruń*: 145–154.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Messyasz B., Kowalczevska-Madura K., Cerbin S. 2019: A shallow lake in an agricultural landscape – water quality, nutrient loads, future management. *Limnological Review*, 19(1): 25–35.
- Elbanowska E., Zerbe J., Siepak J. 1999: *Fizykochemiczne metody badania wód*. Wydawnictwo Naukowe UAM.
- Golterman H.L. 1995: The role of ironhydroxyde-phosphate-sulphide system in the phosphate exchange between sediments and overlying water. *Hydrobiologia*, 297: 43–54.
- Gonsiorczyk T., Casper P., Koschel R. 1997: Variations of phosphorus release from sediments in stratified lakes. *Water, Air and Soil Pollution*, 99: 427–434.
- Jeppesen E., Kristensen P., Jensen J.P., Sondergaard M., Mortensen E., Lauridsen T. 1991: Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell’Istituto Italiano di Idrobiologia*, 48: 127–148.
- Kentzer A. 2001: Fosfor i jego biologicznie dostępne frakcje w osadach jezior różnej trofii. Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Kleeberg A., Herzog Ch., Hupfer M. 2013: Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration. *Water Research*, 47: 1491–1502.

- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2008: Influence of iron treatment on phosphorus internal loading from bottom sediments of the restored lake. *Limnological Review*, 8(4): 177–182.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2009a: Possibilities of phosphorus release/accumulation in the bottom sediments of chosen Wielkopolska and Pomerańian Lakes. W: W. Marszelewski (red.), *Anthropogenic and natural transformations of lakes*. Vol. 3. PTLim, Toruń: 129–134.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2010a: Internal phosphorus loading in selected lakes of the Cybina River valley. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 39(3): 35–45.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2011: Seasonal changes of phosphorus release from the bottom sediments of Rusalka Lake during the restoration process. *Ecological Chemistry and Engineering A*, 18(2): 219–224.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2020: Internal phosphorus loading in eutrophic lakes in Western Poland. W: E. Korzeniewska, M. Harnisz (red.), *Polish River Basins and Lakes*. Pt 1. Hydrology and Hydrochemistry. Springer Nature Switzerland AG: 277–303.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R., Kozak A., Messyasz B. 2018: Internal phosphorus loading from bottom sediments of a dimictic lake during its sustainable restoration. *Water, Air and Soil Pollution*, 229: 280.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R., Podsiadłowski S. 2017: The influence of restoration measures on phosphorus internal loading from the sediments of a hypereutrophic lake. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 14417–14429.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R., Rosińska J., Podsiadłowski S., 2019c: Internal phosphorus loading as the response to complete and then limited sustainable restoration of a shallow lake. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 55: 4.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Kozak A., Gołdyn R. 2009b: Fitoplankton oraz właściwości fizyczno-chemiczne wody i osadów dennych jezior Lipno i Jarosławieckiego. W: B. Walna, L. Kaczmarek, M. Lorenc, R. Dondajewska (red.), *Wielkopolski Park Narodowy w badaniach przyrodniczych*. Poznań, Jezioro: 83–94.
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R. 2009: The internal loading of phosphorus from the sediments of Swarzędzkie Lake (Western Poland). *Polish Journal of Environmental Studies*, 18(4): 635–643.
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Bogucka J., Strzelczyk K. 2019b: Impact of environmental variables on spatial and seasonal internal phosphorus loading in a mesoeutrophic lake. *International Journal of Sediment Research*, 34(1).
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Dera M. 2015: Spatial and seasonal changes of phosphorus internal loading in two lakes with different trophic status. *Ecological Engineering*, 74: 187–195.
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Dondajewska R. 2010b: Phosphorus release from the bottom sediments of Lake Rusalka (Poznań, Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 39(4): 135–144.
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Dondajewska R. 2010c: The bottom sediments of Lake Uzarzewskie – a phosphorus source or sink? *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 39(3): 81–91.
- Kowalczevska-Madura K., Kozak A., Dera M., Gołdyn R. 2019a: Internal loading of phosphorus from bottom sediments of two meso-eutrophic lakes. *International Journal of Environmental Research*, 13: 235–251.

- Malmaeus J.M., Rydin E. 2006: A time-dynamic phosphorus model for the profundal sediments of Lake Erken, Sweden. *Aquatic Sciences*, 68: 16–27.
- Søndergaard M., Jensen J.P., Jeppensen E. 2001: Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. Review Article, *The Scientific World*, 1: 427–442.
- Søndergaard M., Rippl W., Wolter K.D. 2002: Chemical treatment of water and sediments with special reference to lakes. W: M.R. Perrow, A.J. Davy (red.), *Handbook of Ecological Restoration*. Cambridge University Press: 184–205.
- Wang H., Appan A., Gulliver J.S. 2003: Modelling of phosphorus dynamics in aquatic sediments: I-model development. *Water Research*, 37(16): 3928–3938.
- Wiśniewski R.J. 1995: Rola zasilania wewnętrznego w eutrofizacji zbiorników zaporowych. W: M. Zalewski (red.), *Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych. Materiały z Konferencji Grupy Roboczej Narodowego Komitetu UNESCO MAB-5 „Ekosystemy wodne”*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź.

Renata Dondajewska-Pielka¹,
Katarzyna Kowalczevska-Madura¹, Anna Kozak¹,
Agnieszka Budzyńska¹, Ryszard Gołdyn, Beata Messyasz²,
Stanisław Podsiadłowski³

ZRÓWNOWAŻONA REKULTYWACJA JEZIORA JAKO DŁUGOTERMINOWA STRATEGIA POPRAWY JAKOŚCI JEGO WÓD

SUSTAINABLE LAKE RESTORATION AS A LONG-TERM
STRATEGY FOR WATER QUALITY IMPROVEMENT

¹Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań, gawronek@amu.edu.pl

²Zakład Hydrobiologii, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań

³Instytut Inżynierii Biosystemów, Wydział Rolnictwa i Bioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy
w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 50, 60-627 Poznań

SUMMARY

Sustainable lake restoration is defined as simultaneous application of several environmentally-oriented, non-aggressive methods which prevent feedback mechanisms in the ecosystem. Inactivation of phosphorus in the water column using small doses of magnesium chloride or iron sulphate, hypolimnetic aeration by means of wind-driven aerator, biomanipulation and nitrate treatment are among the methods underpinning the sustainable approach. This article presents the results of innovative restoration of two lakes (Durowskie and Uzarzewskie) in

Wielkopolska, carried out over a long time and thoroughly monitored. A multiannual program of multiple in-lake techniques was applied in both lakes, and while the total external loading has not been reduced, progressive eutrophication has been suppressed.

WSTĘP

Wieloletnie próby rekultywacji jezior wskazują, że najlepsze rezultaty daje kombinacja kilku technik (Jeppesen i in. 2017), zaś pierwszą należy zastosować tzw. kontrolę od podstaw piramidy troficznej (*bottom-up*), czyli obniżenie stężeń związków biogennych w wodzie oraz ograniczenie roli zasilania wewnętrznego z osadów dennych (Søndergaard i in. 2002), co prowadzi do zmniejszenia produkcji pierwotnej fitoplanktonu, w tym sinic. W podejście to wpisuje się wiele metod rekultywacji, spośród których kilka znalazło uznanie na świecie z uwagi na ich skuteczność, np. usuwanie wód hypolimnionu zaproponowane w latach 50. ubiegłego wieku przez prof. Olszewskiego z Olsztyna (Dunalska i in. 2007; Nürnberg 2009) czy zastosowane po raz pierwszy na szwedzkim jeziorze Trummen usuwanie osadów dennych (Bengtsson i in. 1975). Popularnością na świecie cieszy się również metoda inaktywacji fosforu, zmierzająca do zmniejszenia ilości tego pierwiastka w toni wodnej jeziora, głównie na drodze jego strącenia z toni wodnej, odprowadzenia do osadu dennego i trwałej depozycji w tym medium (Søndergaard i in. 2002). Dotychczas odbywało się to na drodze skoagulowania całej zawiesiny planktonu, zaadsorbowania przez powstające flokuły jonów fosforu obecnych w toni wodnej i ich sedymentacji na powierzchni osadów dennych. Takie podejście generowało wysokie koszty, skutkowało nadmiarem materii organicznej na powierzchni osadu dennego, której rozkład sprzyjał ponownemu uwalnianiu fosforu do toni wodnej (Gołdyn i in. 2010, 2014). Na tym tle postawiona została hipoteza, zmierzająca do odpowiedzi na pytanie, czy możliwe jest dodanie niewielkich ilości związków chemicznych, efektywnie zwiększających kompleks sorpcyjny powierzchniowej warstwy osadów w stosunku do fosforu, co zmniejszy zasilanie wewnętrzne w fosfor z osadów dennych i skutecznie, acz stopniowo ograniczy rozwój fitoplanktonu. Tego typu podejście wpisuje się w tzw. *nature-based solutions*, czyli rozwiązania zmierzające do stopniowej rekonstrukcji struktury i funkcjonowania ekosystemu bez konieczności podejmowania zbyt głęboko ingerujących działań. Tak rozumiana rekultywacja powinna być dostosowana do warunków lokalnych, a przede wszystkim ma prowadzić do utrzymania bioróżnorodności jako ważnego czynnika wpływającego na adaptację ekosystemu do indukowanych w nim zmian (Dondajewska i in. 2019, 2020).

Mianem zrównoważonej rekultywacji określono równoczesne zastosowanie kilku proekologicznych, nieagresywnych metod, przeciwdziałających powstawaniu sprzężeń zwrotnych w ekosystemie. Główną metodą jest inaktywacja fosforu w toni wodnej przy użyciu chlorku magnezu lub siarczanu żelaza w niewielkich dawkach, nieprzekraczających 15 kg ha^{-1} , których aplikacja w jeziorze jest możliwa

dzięki zastosowaniu mobilnego aeratora pulweryzacyjnego (MAP), dawującego ilość koagulantu dostosowaną do aktualnej koncentracji fosforu w jeziorze (Podsiadłowski 2008). Liczbę i wielkość dawek determinują dopływające do jeziora ładunki zewnętrzne (np. podczas letnich ulewnych deszczy) oraz wewnętrzne (zasilanie wewnętrzne w okresie wysokich temperatur). Rozłożenie dawek w czasie w sezonie wegetacyjnym tworzy stałą presję na zbiorowiska fitoplanktonu. Umożliwia to jego stopniową przebudowę, a przede wszystkim redukcję biomasy sinic, ograniczających bezpieczne korzystanie z wód jezior przez człowieka.

Tak zaplanowana inaktywacja fosforu wspierana jest innymi technicznymi metodami rekultywacji, takimi jak np. natlenianie hypolimnionu lub dostarczanie azotanów do strefy naddennej, celem tworzenia warunków sprzyjających wiązaniu fosforu, co jest szczególnie istotne przy zastosowaniu koagulantów żelazowych. Napowietrzanie wód hypolimnionu w podejściu zrównoważonym może być realizowane za pomocą urządzenia napędzanego energią wiatru. Jego skuteczność potwierdzono w kilku rekultywowanych jeziorach w Wielkopolsce (Podsiadłowski i in. 2015). Poprawa warunków tlenowych sprzyja zwiększeniu wiązania fosforu w osadzie dennym i wpływa pozytywnie na habitat organizmów zasiedlających jezioro, w tym ryb i makrobezkręgowców. Istotnym wspomaganie metod technicznych w zrównoważonej rekultywacji są też metody biologiczne, szczególnie biomanipulacja, z uwagi na konieczność wywierania dwukierunkowej presji na zgrupowanie fitoplanktonu – zmiana struktury ichtiofauny w kierunku zwiększenia obsady ryb drapieżnych stanowi oddziaływanie *top-down*, wspierające *bottom-up* (Taylor i in. 2015).

Niniejszy manuskrypt przedstawia dwa przykłady wieloletniej rekultywacji jezior, będące innowacyjnym podejściem w tym zakresie, opartym na metodach wykorzystujących naturalne zasoby środowiska, generujących przebudowę ekosystemu w kierunku poprawy stanu ekologicznego, zgodnego z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej.

JEZIORO DUROWSKIE – TRZY METODY REKULTYWACJI JEZIORA RYNNOWEGO

Jeziora głębokie są z reguły bardziej odporne na degradację w porównaniu do ekosystemów płytkich, lecz wieloletnie nadmierne obciążenie związkami biogennymi także w nich manifestuje się zakwitami wody i innymi niekorzystnymi zmianami w strukturze i funkcjonowaniu. Zjawiska takie odnotowane zostały w Jeziorze Durowskim, wchodzącym w skład systemu jezior rynnowych, połączonych Strugą Gołaniecką, przepływającą przez obszar powiatu wągrowieckiego w Wielkopolsce. W zlewni rzeki dominują grunty orne, podobnie jak w zlewni bezpośredniej jeziora, zajmującej powierzchnię 15,81 km² (58%). Powierzchnia samego jeziora sięga 143,7 ha, jego głębokość maksymalna 14,6 m, a średnia – 4,6 m (Dondajewska i in. 2019). Mieszkańcy położonego wokół południowej części jeziora miasta Wągrowca korzystają z licznych plaż i basenów kąpielowych

oraz promenady ciągnącej się wzdłuż brzegu akwenu, dodatkowo jezioro jest eksploatowane rybacko (Gołdyn, Messyasz 2008), zatem jego degradacja przynosi wymierne skutki gospodarcze. Zasilanie Jeziora Durowskiego wodami rzecznyymi o znacznej żyzności przyczyniło się do systematycznego pogarszania się stanu jego wód, manifestującego się w latach 2005–2006 zakwitami wody, wywołanymi przez sinice, głównie gatunku *Limnothrix redekei* (Goor) Meffert (Gołdyn, Messyasz 2008), a w roku 2008 – *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek (Gołdyn i in. 2009). Ich intensywnemu namnażaniu sprzyjała zdolność do wiązania azotu N_2 i regulacja pławności komórek, a także właściwości samego ekosystemu jeziornego, tj. wysokie koncentracje związków biogenych, słaba miksja, odtleniony hypolimnion i słabo natleniony metalimnion. W rezultacie przezroczystość wody wyniosła w roku 2008 średnio zaledwie 1,05 m, a koncentracje chlorofilu-*a* sięgały niemal 60 mg m^{-3} (Gołdyn i in. 2009).

Z uwagi na systematyczne regulowanie gospodarki wodno-ściekowej w zlewni Strugi Gołanieckiej powyżej jeziora oraz zagrożenie dla ludności korzystającej z wód akwenu, płynące ze strony zakwitów wywołanych przez sinice, w roku 2009 zapoczątkowano trwającą do dzisiaj rekultywację przy użyciu trzech wzajemnie wspierających się metod (ryc. 1). Główną z nich stanowi inaktywacja fosforu niewielkimi dawkami siarczanu żelaza ($4\text{--}15 \text{ kg ha}^{-1}$) dawkowanego za pomocą mobilnego aeratora pulweryzacyjnego celem zmniejszenia stężeń jonów fosforanowych. W ostatnich latach oprócz związków żelaza zastosowanie znajduje także chlorek magnezu ($\text{MgCl}_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$) służący do jednoczesnej redukcji zawartości jonów fosforanowych i amonowych na drodze wytrącania tzw. struwitu. Do poprawy warunków wiązania fosforu z żelazem w strefie hypolimnionu przyczynia się praca dwóch aeratorów pulweryzacyjnych z napędem wietrznym (Osuch, Podsiadłowski

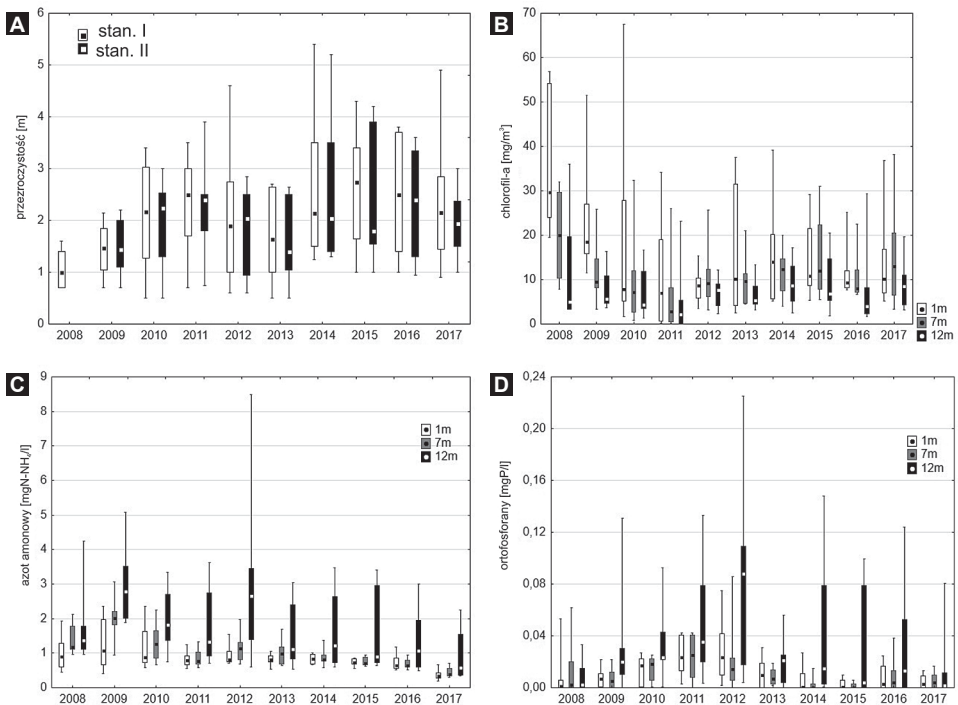


Ryc. 1. Metody rekultywacji Jeziora Durowskiego (fot. R. Dondajewska, R. Gołdyn, K. Kowalczevska-Madura)

Fig. 1. Methods of Lake Durowskie restoration (photo: R. Dondajewska, R. Gołdyn, K. Kowalczevska-Madura)

2012; Podsiadłowski i in. 2018), zaś całość procesu wspomaga metoda biologiczna – biomanipulacja (zarybianie narybkiem sandacza i szczupaka).

Pierwsze pozytywne rezultaty zaobserwowano już w okresie 3 lat od rozpoczęcia rekultywacji na poziomie struktury zgrupowania fitoplanktonu. Zmniejszeniu uległa biomasa ogólna fitoplanktonu oraz udział w niej sinic na korzyść bruzdnic, okrzemek i złotowiciowców. Pozwoliło to na redukcję koncentracji chlorofilu-*a* do średnio 9–14 mg m⁻³, a tym samym zwiększenie przezroczystości do około 2 m (ryc. 2). Wzrost odnotowano także w odniesieniu do powierzchni zajmowanej przez makrofitę zanurzoną, szczególnie zbiorowisko *Potamogeton perfoliati* (W. Koch) Pass. (Gołdyn i in. 2013). O wyraźnej poprawie jakości wody świadczy również peryfitonowy krasnorost *Hildenbrandia rivularis*, zasiedlający od 2010 roku kamienie w litoralu jeziora. Ten wskaźnik czystych, dobrze natlenionych wód często występuje w potokach podgórskich, rzadziej w rzekach i jeziorach Pomorza, a bardzo rzadki jest w Wielkopolsce (Messyasz i in. 2012).



Ryc. 2. Wieloletnia zmienność przezroczystości wody (A) oraz koncentracji chlorofilu-*a* (B), azotu amonowego (C) i fosforanów rozpuszczonych (D) w wodach Jeziora Durowskiego (za: Dondajewska i in. 2019, zmienione)

Fig. 2. Long-term variability of water transparency (A) and concentrations of chlorophyll-*a* (B) ammonium N (C) and orthophosphates (D) in Lake Durowskie (according to Dondajewska et al. 2019, amended)

Tlen dostarczany przez aeratory był wykorzystywany w procesie mineralizacji materii organicznej, wtórnie go intensyfikując, zatem w pierwszych latach rekultywacji odnotowano nawet pogorszenie warunków tlenowych. W miarę upływu czasu zarówno okres występowania, jak i zasięg strefy beztlenowej ulegał ograniczeniu, co wynikało ze zmniejszającej się ilości świeżej materii organicznej. Ta zmiana determinowana była redukcją biomasy fitoplanktonu, wyrażającą się w niższych koncentracjach chlorofilu-*a* i wzrastającej przezroczystości wody (ryc. 2). Jej przyczyną były powtarzane 3–5 razy w sezonie wegetacyjnym zabiegi strącania jonów fosforanowych z toni wodnej. Niewątpliwie sprzyjają im zmiany w strukturze ichtiofauny i zooplanktonu na skutek corocznego zarybiania narybkiem ryb drapieżnych (Dondajewska i in. 2019). Jednocześnie mniejsza ilość materii organicznej na powierzchni osadów dennych przełożyła się na ograniczenie intensywności zasilania wewnętrznego osadów dennych w fosfor, a nawet jego akumulację w osadzie w latach 2015–2016 (Kowalczevska-Madura i in. 2018, 2020). Dalszemu obniżaniu ilości fosforu sprzyjało zwiększanie się zawartości tlenu w strefie naddennej dzięki prowadzonej aeracji pulweryzacyjnej (Dondajewska i in. 2019).

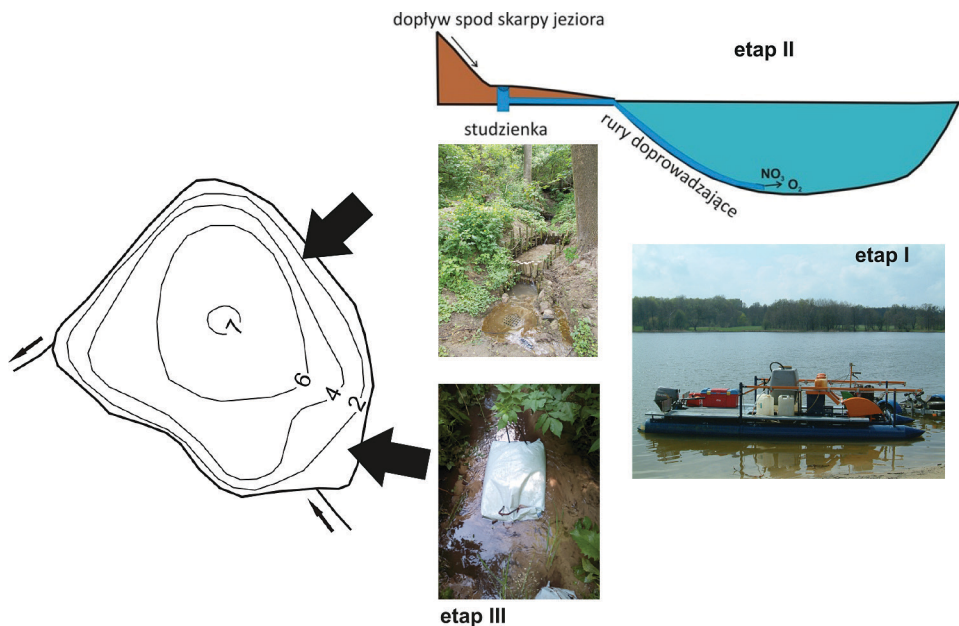
Skuteczna inaktywacja jonów fosforanowych i amonowych na drodze aplikacji chlorku magnezu spowodowała obniżenie ich stężeń (ryc. 2). W hypolimnionie przemiany związków azotu były także determinowane zmieniającymi się koncentracjami tlenu rozpuszczonego. Przy niskich jego ilościach następowało utlenianie azotu amonowego (nityfikacja), a następnie denityfikacja, o czym świadczyło całkowite wyczerpanie azotanów przy zmniejszającej się zawartości azotu amonowego. Zwiększanie się zasobów tlenu w hypolimnionie prowadzi do zmniejszenia roli denityfikacji na korzyść nityfikacji, czego dowodzą rosnące stężenia azotanów w kolejnych latach. Mają one ogromne znaczenie dla utrzymania potencjału oksydoredukcyjnego w interfejsie osad–woda na wysokim poziomie, co tworzy warunki do wiązania jonów fosforanowych z żelazem, dawkowanym w procesie inaktywacji. W rezultacie dwie zastosowane metody, tj. natlenianie i strącanie fosforu, potęgują wzajemnie swoje oddziaływanie, sprzyjając efektywnemu ograniczeniu koncentracji fosforu w toni wodnej (Dondajewska i in. 2019). Całość wspiera biomanipulacja, oddziałując na strukturę zgrupowań planktonowych.

JEZIORO UZARZEWSKIE – NIETYPOWE ZASTOSOWANIE AZOTANÓW Z ROLNICTWA

Dominujące rolnicze zagospodarowanie zlewni oraz obecność kompleksów stawów hodowlanych przyczyniają się do znacznego obciążenia wód rzeki Cybiny związkami biogennymi i materią organiczną (Gołdyn, Grabia 1998; Gołdyn i in. 2005). Retencjonowanie żyznych wód w naturalnych jeziorach położonych w biegu rzeki sprzyja zakwitom wody wywołanym przez fitoplankton, w tym również sinice, eliminując funkcje rekreacyjne tych zbiorników. Zjawisko to dotyczy

zarówno jezior dużych, nad którymi zlokalizowane są ośrodki miejskie (J. Swarzędzkie), jak i mniejszych akwenów, użytkowanych przez lokalną społeczność. Należy do nich Jezioro Uzarzewskie, niewielki, o powierzchni zaledwie 10,6 ha, zbiornik w kształcie kociołka (ryc. 3), w środkowym biegu Cybiny, na terenie gminy Swarzędz. Jego głębokość maksymalna sięga obecnie 7,3 m, średnia natomiast 3,4 m (Kowalczevska-Madura i in. 2017), lecz dno jest silnie zamulone, a warstwa osadów, szacowana na 4,5 m, stanowi rezultat dopływu zawieszin w okresie jesienno opróżniania usytuowanych wyżej stawów rybnych (Gołdyn, Grabia 1998). Położone w głęboko wciętej dolinie rzecznej, otoczone lasami jezioro ma charakter dimiktyczny i bradymiktyczny, a mieszanii wiatrowemu podlega warstwa wody do głębokości 2–3 m (Dondajewska i in. 2013). Oprócz dopływającej od strony południowo-wschodniej Cybiny jezioro zasilane jest wodami niewielkiego dopływu od strony północnej, do którego do roku 2015 odprowadzane były oczyszczone ścieki bytowo-gospodarcze z oczyszczalni mechaniczno-biologicznej dla wsi Uzarzewo (Dondajewska i in. 2018). Zlewnia bezpośrednia jeziora zajmuje obszar 2,25 km² i jest w około 80% zagospodarowana rolniczo (Kowalczevska-Madura i in. 2017).

Badania przeprowadzone w roku 2005 wykazały, że – z uwagi na naturalne cechy morfometryczne oraz obciążenie materią organiczną – aż 68% dna jeziornego



Ryc. 3. Plan batymetryczny Jeziora Uzarzewskiego z zaznaczeniem miejsc wprowadzania wód bogatych w azotany (etap II) i ekspozycji chlorku magnezu (etap III) oraz mobilny aerator pulweryzacyjny (etap I) (fot. R. Dondajewska, R. Gołdyn)

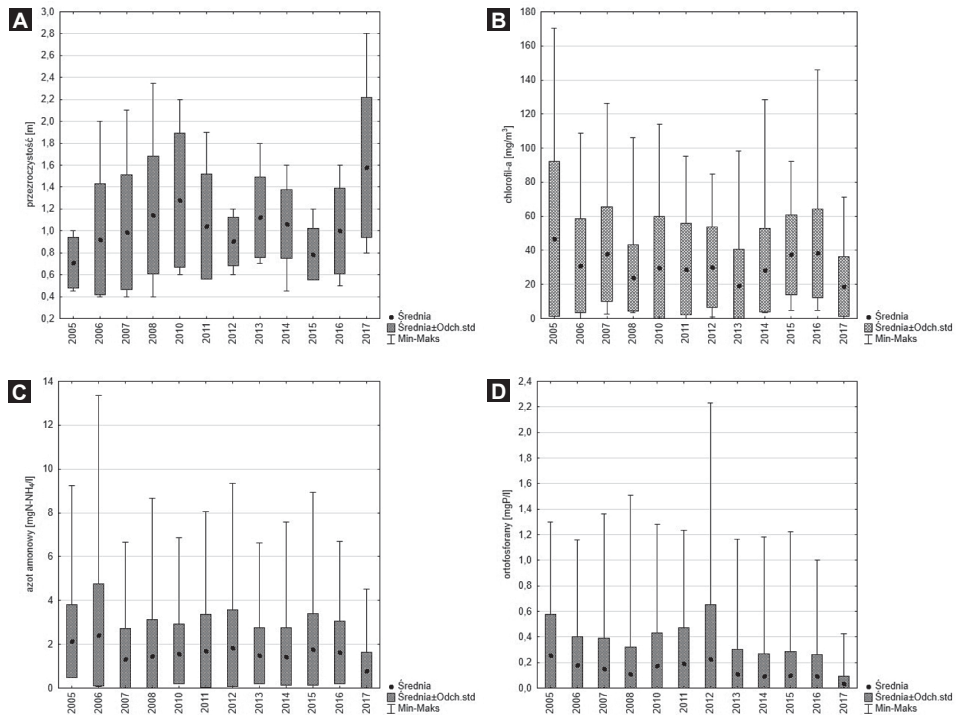
Fig. 3. Bathymetric plan of Lake Uzarzewskie with marks, indicating the places of nitrate-rich water direction (phase II), magnesium chloride exposition (phase III), and the mobile pulverising aerator (phase I) (photo: R. Dondajewska, R. Gołdyn)

pokrywają wody odtlenione przez większą część sezonu wegetacyjnego. Obszar ten jest niedostępny dla ryb bentosożernych, zatem intensywnie wyżerają one makrobezkręgowce w strefie dna aktywnego (Gołdyn i in. 2007), przyczyniając się do resuspensji osadów i zasilania wewnętrznego w fosfor, sięgającego nawet $62,3 \text{ mg P m}^{-2}$ na dobę, w porównaniu do maksymalnie $35,4 \text{ mg P m}^{-2}$ na dobę w profundalu (Kowalczevska-Madura i in. 2008, 2010). Znaczne ilości fosforu w toni wodnej (blisko $0,5 \text{ mg P L}^{-1}$) sprzyjały namnażaniu fitoplanktonu, co wyrażały wysokie koncentracje chlorofilu-*a* (do 170 mg m^{-3}) i bardzo mała przezroczystość wody (minimalnie $0,45 \text{ m}$). Podwyższone stężenia azotu amonowego, na poziomie ponad $1 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$ przez większą część okresu badawczego, dodatkowo faworyzowały obecność sinic w zgrupowaniu fitoplanktonu, szczególnie *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R. Willame, P.Hrozuzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen, *Dolichospermum spiroides* (Kleban) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek i *Planktothrix aghardii* (Gołdyn i in. 2007, 2010; Budzyńska i in. 2009).

Z uwagi na rolę zasilania wewnętrznego z osadów dennych w utrzymywaniu hypertroficznego stanu jeziora, podjęto decyzję o zastosowaniu inaktywacji fosforu niewielkimi dawkami koagulantu żelazowego jako metody rekultywacji. Winna ona być wsparta biomanipulacją z uwagi na rolę ryb planktonożernych w utrwalaniu stanu silnej trofii, lecz z powodu braku możliwości współpracy z rybackim użytkownikiem jeziora nie została wprowadzona. Proces inaktywacji opierał się na małych dawkach siarczanu żelaza (PIX-112), rozprowadzanych równomiernie na całej powierzchni przy użyciu mobilnego aeratora pulweryzacyjnego (ryc. 3). Jednorazowa dawka preparatu wynosiła 6 kg ha^{-1} w roku 2006 (łącznie podano 380 kg koagulantu podczas 6 zabiegów strącania), zwiększając się do 17 kg ha^{-1} w roku 2007 (łącznie 540 kg podczas 3 zabiegów).

Wprowadzenie do osadów jeziora koagulantu żelazowego pozwoliło zwiększyć kompleks sorpcyjny osadów dennych i ograniczyć intensywność zasilania wewnętrznego w fosfor. W strefie litoralu zmniejszyło się ono do maksymalnie $26,8 \text{ mg P m}^{-2}$ na dobę, zaś w profundalu do $30,4 \text{ mg P m}^{-2}$ na dobę, przy czym w strefie tej po raz pierwszy odnotowano niewielką akumulację fosforu w osadzie (na poziomie $1,6 \text{ mg P m}^{-2}$ na dobę) wiosną 2007 roku. Przeliczenie ładunku powracającego do toni wodnej z osadów dennych dla całego jeziora pozwoliło oszacować redukcję zasilania wewnętrznego w stosunku do roku wyjściowego o 41% (Kowalczevska-Madura i in. 2008). Obniżenie to nie przełożyło się jednak na wyraźną poprawę jakości wody, choć zaobserwowano ją szczególnie w okresie chłodniejszym. Średnia zawartość fosforanów w wodzie uległa redukcji o 42%, a fosforu ogólnego o 36%, co pozwoliło na zwiększenie przezroczystości średnio o 20% (ryc. 4) (Gołdyn i in. 2010). Wciąż jednak utrzymywały się zakwity wody, wywołane przez sinice z dominującymi *Planktothrix aghardii* i *Limnothrix redekei* (Budzyńska i in. 2009; Dondajewska i in. 2018). Utrzymujące się w okresie lata niedobory tlenu w hypolimnionie, a nawet w metalimnionie, powodowały, że sedymentujące kłaczkki z zaadsorbowanymi fosforanami ulegały w tej strefie rozpuszczeniu, a ponadto wciąż na wysokim poziomie utrzymywało się zasilanie w fosfor z osadów dennych. Konieczne było zatem zastosowanie rozwiązania

zmierzającego do zwiększenia potencjału oksydoredukcyjnego w interfejsie osad-woda, aby zapewnić warunki do skutecznego wiązania fosforu z wprowadzonym do jeziora żelazem. W tym celu w roku 2008 do hypolimnionu jeziora skierowano wykonane z plastiku rury, którymi doprowadzano wody wypływające z dwóch źródeł, położonych na skarpie sąsiadującej z jeziorem (ryc. 3). Cechują się one niską temperaturą (średnio 9,5°C), dobrym natlenieniem (średnio 11,5 mg O₂ L⁻¹) i wysoką zawartością azotanów (średnio 36,9 mg N-NO₃ L⁻¹), których źródłem są nawożone od wielu lat grunty orne, sąsiadujące z jeziorem od strony północno-wschodniej (Dondajewska i in. 2018). Azotany są akceptorem elektronów dla heterotroficznych bakterii denitryfikacyjnych, dzięki czemu nie dochodzi do redukcji żelaza występującego w osadzie (Ripl 1976). Ponadto azotany umożliwiają eliminację siarkowodoru z wody (Søndergaard i in. 2002), będącego gazem toksycznym dla większości organizmów, oraz redukcję zawartości związków azotu na skutek denitryfikacji. Azotany cechuje lepsza rozpuszczalność w wodzie aniżeli tlenu oraz zdolność do głębszego penetrowania osadów dennych (Hansen i in. 2003), co umożliwiła zwiększenie puli utlenionej formy żelaza zawartej w osadach



Ryc. 4. Wieloletnia zmienność przezroczystości wody (A) oraz koncentracji chlorofilu-a (B), azotu amonowego (C) i fosforanów rozpuszczonych (D) w wodach Jeziora Uzarzewskiego (za: Dondajewska i in. 2018, 2020, zmienione)

Fig. 4. Long-term variability of water transparency (A) and concentrations of chlorophyll-a (B) ammonium N (C) and orthophosphates (D) in Lake Uzarzewskie (according to Dondajewska et al. 2018, 2020, amended).

dennych. Taka metoda rekultywacji (tzw. *nitrate treatment*) została zastosowana po raz pierwszy i cechuje się wysoką innowacyjnością. Jej ogromną zaletą jest niska kosztowność oraz ciągła dostawa azotanów do strefy hypolimnionu.

W okresie odtlenienia osadów dennych w miesiącach letnich głównym procesem odpowiedzialnym za transformację związków azotu w strefie naddennej jest denitryfikacja, prowadzona przez heterotroficzne bakterie wykorzystujące azotany jako akceptor elektronów i skutkująca uwalnianiem azotu w formie gazowego N_2 . Zgodnie z założeniami proces denitryfikacji uniemożliwia redukcję żelaza do formy dwuwartościowej, niezdolnej do adsorbowania fosforu. W konsekwencji koncentracje zarówno fosforanów, jak i fosforu ogólnego uległy istotnemu obniżeniu w hypolimnionie i w płytszych warstwach wody (Dondajewska i in. 2018) (ryc. 4) na skutek około 10-krotnie niższego zasilania w fosfor z osadów dennych profundalu jeziora (Kowalczevska-Madura i in. 2010, 2018, 2020).

Istotny wpływ na jakość wód jeziornych, zwłaszcza warstwy powierzchniowej, miała jakość wód dopływających ciekami, do którego odprowadzane były oczyszczone ścieki z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni dla wsi Uzarzewo. Ilości wnoszonego tą drogą fosforu wynosiły średnio ponad 1 mg P L^{-1} , lecz maksymalnie sięgały nawet 3 mg P L^{-1} (np. w sierpniu 2012 roku), co niewątpliwie znacząco stymulowało rozwój fitoplanktonu (Dondajewska i in. 2013). W rezultacie notowano okresowe obniżenie przezroczystości wody do około 60 cm i wzrost koncentracji chlorofilu-a do ponad 100 mg m^{-3} (ryc. 4). Dopływ ścieków został wyeliminowany w roku 2015, a od roku 2017 wprowadzono trzecią metodę rekultywacji, nakierowaną na redukcję stężeń jonów fosforanowych i amonowych w wodach powierzchniowych, nieobjętych wpływem *nitrate treatment*. Chlorek magnezu jest dawkowany w ilości 25 kg na miesiąc do wód jednego z niewielkich dopływów, za którego pośrednictwem środek ten wprowadzany jest do wód jeziora celem jednoczesnego wytrącenia jonów fosforanowych i amonowych w postaci struwitu, opadającego na dno akwenu (Dondajewska i in. 2020). Równoczesne obniżanie zawartości fosforanów i azotu amonowego doprowadziło do redukcji biomasy sinic, szczególnie gatunków wykorzystujących to źródło azotu, tj. *Dolichospermum flos-aquae*, *Planktothrix agardhii*, *Limnothrix redekei*, co manifestowało się zarówno w zwiększonej przezroczystości wód, jak i niższych koncentracjach chlorofilu-a, a towarzyszyły temu zmiany w strukturze fitoplanktonu, polegające na zwiększeniu udziału okrzemek – szczególnie w tzw. latach mokrych, oraz kryptofitów – typowych przedstawicieli fitoplanktonu dla niestabilnych warunków środowiskowych (Kozak, Gołdyn 2014; Dondajewska i in. 2018, 2020). Zmienność dominujących grup w kolejnych latach wskazuje na zmieniające się warunki w jeziorze, wynikające jednocześnie z prowadzonej rekultywacji i z wpływu warunków pogodowych, takich jak wysoka temperatura czy zwiększone natężenie opadów atmosferycznych. Wspólne oddziaływanie tych presji, skutkujące zwiększeniem różnorodności biologicznej zgrupowania fitoplanktonu, wpisuje się w hipotezę umiarkowanych zakłóceń (Padisák i in. 1993), wskazując na występowanie w jeziorze wewnątrzsystemalnych procesów, których pobudzeniu służy zrównoważona rekultywacja.

PODSUMOWANIE

Proces zrównoważonej rekultywacji jezior, niezależnie od specyfiki podejmowanych działań i zastosowanej metody, wpływa zarówno na fizyczno-chemiczne cechy wód jeziornych, jak i na elementy łańcucha troficznego, co wzajemnie oddziałuje na funkcjonowanie ekosystemu jeziornego. Połączenie inaktywacji fosforu z dostawą azotanów do hypolimnionu pozwoliło na skuteczne obniżenie stężeń związków fosforu i azotu na drodze odpowiednio zwiększonego wiązania w osadach dennych oraz denitryfikacji. Zmniejszające się stopniowo koncentracje związków biogenych działały na zasadzie umiarkowanych zakłóceń, którym podlegało zbiorowisko fitoplanktonu, reagujące zmianami w swojej strukturze. Jednoczesne zastosowanie trzech metod rekultywacji, tj. inaktywacji fosforu, natleniania hypolimnionu oraz biomanipulacji, wpłynęło na ograniczenie dostawy na powierzchnię osadów dennych świeżej materii organicznej poprzez limitowanie zawartości jonów fosforanowych w toni wodnej. Wraz z poprawiającymi się stopniowo warunkami tlenowymi umożliwiło to zmniejszenie zawartości fosforu w hypolimnionie poprzez ograniczenie zasilania wewnętrznego. Obniżeniu uległy także zawartości azotu amonowego na drodze strącania wraz z jonami fosforanowymi (struwit) oraz utlenieniu do azotanów. Ich koncentracje w hypolimnionie jeziora zwiększały się, tworząc w kolejnych latach rekultywacji warunki coraz bardziej sprzyjające wiązaniu fosforu w osadzie. Powyższe zmiany skutkowały ograniczeniem rozwoju fitoplanktonu, zmniejszeniem koncentracji chlorofilu-*a* i wyraźnym wzrostem przezroczystości wody. Czynnikiem dodatkowo stymulującym niższą produktywność była biomanipulacja, której sukces wzrasta wraz z poprawą warunków tlenowych w strefie naddennej.

LITERATURA

- Bengtsson L., Fleischer S., Lindmark G., Rippl W. 1975: Lake Trummen restoration project. I. Water and sediment chemistry. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 19: 1080–1087.
- Budzyńska A., Gołdyn R., Zagajewski P., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K. 2009: The dynamics of *Planktothrix agardhii* population in shallow dimictic lake. Oceanological and Hydrobiological Studies, 33(2): 7–12.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K., Kozak A., Romanowicz-Brzozowska W., Rosińska J., Budzyńska A., Podsiadłowski S. 2020: Hypertrophic lakes and the results of their restoration in Western Poland. W: E. Korzeniewska, M. Harnisz (red.), The Handbook of Environmental Chemistry. Polish River Basins and Lakes. Pt II. Biological Status and Water Management, Springer Nature Switzerland AG: 373–399.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kozak A., Kowalczevska-Madura K., Koźlik K. 2013: Zmiany jakości wody Jeziora Uzarzewskiego na skutek zabiegów rekultywacyjnych. W: R. Wiśniewski (red.), Ochrona i rekultywacja jezior. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział Toruń: 47–54.

- Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Kozak A., Messyasz B., Cerbin S. 2019: Long-term water quality changes as a result of sustainable restoration – a case study of dimictic Lake Durowskie. *Water*, 11: 616.
- Dondajewska R., Kozak A., Kowalczevska-Madura K., Budzyńska A., Gołdyn R., Podsiadłowski S., Tomkowiak A. 2018: The response of a shallow hypertrophic lake to innovative restoration measures – Uzarzewskie Lake case study. *Ecological Engineering*, 121: 77–82.
- Dunalska J.A., Wiśniewski G., Mientki C. 2007: Assessment of multi-year (1956–2003) hypolimnetic withdrawal from Lake Kortowskie, Poland. *Lake and Reservoir Management*, 23: 377–387.
- Gołdyn R., Grabia J. 1998: Program ochrony wód rzeki Cybiny. Urząd Miasta Poznania, Wydział Ochrony Środowiska, Poznań.
- Gołdyn R., Jackowiak B., Błoszyk J. (red.) 2005: Walory przyrodnicze doliny Cybiny i ich ochrona. Wydawnictwo Kontekst, Poznań.
- Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Budzyńska A., Domek P., Romanowicz W. 2007: Functioning of hypertrophic Uzarzewskie Lake ecosystem. Proceedings of the 12th World Lake Conference Taal 2007, Jaipur: 2007.
- Gołdyn R., Messyasz B. 2008: Stan jakości wód i możliwości rekultywacji Jeziora Durowskiego. Wydział Biologii UAM (maszynopis).
- Gołdyn R., Messyasz B., Domek P., Windhorst W., Hugenschmidt C., Nicoara M., Plavan G. 2013: The response of Lake Durowskie ecosystem to restoration measures. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8(3): 43–48.
- Gołdyn R., Messyasz B., Kowalczevska-Madura K. 2009: Stan jakości wód Jeziora Durowskiego w roku 2008. Wydział Biologii UAM (maszynopis).
- Gołdyn R., Podsiadłowski S., Dondajewska R., Kozak A. 2014: The sustainable restoration of lakes – towards challenges of the water framework directive. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(1): 68–74.
- Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Kozak A., Budzyńska A. 2010: Efekty rekultywacji metodą inaktywacji fosforu w trzech jeziorach Wielkopolski. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. Toruń: 51–62.
- Hansen J., Reitzel K., Jensen H.S., Andersen F.Ø. 2003: Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiologia*, 492: 139–149.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Liu Z. 2017: Lake restoration. W: S.K. Allison, S.D. Murphy (red.), *Routledge handbook of ecological and environmental restoration*. Routledge, London–New York: 226–242.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2008: Influence of iron treatment on phosphorus internal loading from bottom sediments of the restored lake. *Limnological Review*, 8(4): 177–182.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2010: Zmienność koncentracji fosforu w Jeziorze Uzarzewskim w latach 2005–2008. W: Z. Zietkowiak (red.), *Zanieczyszczenie i ochrona wód powierzchniowych. Woda – Środowisko – Zmiany*. Studia i Prace z Geografii i Geologii 12: 45–56.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R. 2020: Internal phosphorus loading in eutrophic lakes in Western Poland. W: E. Korzeniewska, M. Harnisz (red.), *The Handbook of Environmental Chemistry. Polish River Basins and Lakes. Pt I. Hydrology and Hydrochemistry*. Springer Nature Switzerland AG: 277–303.
- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R., Kozak A., Messyasz B. 2018: Internal phosphorus loading from bottom sediments of a dimictic lake during its sustainable restoration. *Water, Air and Soil Pollution*, 229: 280.

- Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R., Podsiadłowski S. 2017: The influence of restoration measures on phosphorus internal loading from the sediments of the hypereutrophic lake. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(16): 14417–14429.
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Dondajewska R. 2010: The bottom sediments of Lake Uzarzewskie – a phosphorus source or sink? *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 39(3): 81–91.
- Kozak A., Gołdyn R. 2014: Variation in phyto- and zooplankton of restored Lake Uzarzewskie. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(4): 1201–1209.
- Messyasz B., Kowalczevska-Madura K., Cerbin S. 2012: Jezioro Durowskie jako przykład wielostronnej rekultywacji (natlenienie, immobilizacja fosforu, biomanipulacja). W: A.M. Wyrwa (red.), *Ryby w kulturze i rekultywacja środowiska przyrodniczego. Szkic historyczny i badania hydrobiologiczne*. Wydawnictwo Pejzaż, Bydgoszcz: 59–93.
- Nürnberg G. 2009: Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal treatments. *Lake and Reservoir Management*, 23: 388–409.
- Osuch E., Podsiadłowski S. 2012: Efficiency of pulverizing aeration on Lake Panieńskie. *Limnological Review*, 12(3): 139–145.
- Padisak J., Reynolds C.S., Sommer U. (red.) 1993: *Development in Hydrobiology*. Vol. 81. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London (przedruk z czasopisma *Hydrobiologia*, 249).
- Podsiadłowski S. 2008: Method of precise phosphorus inactivation in lake waters. *Limnological Review*, 8(1–2): 51–56.
- Podsiadłowski S., Osuch E., Osuch A. 2015: Metody rekultywacji jezior na przykładzie jezior wielkopolskich. W: A.E. Ławniczak (red.), *Sposoby ochrony i rekultywacji jezior poznańskich*. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań: 101–107.
- Podsiadłowski S., Osuch E., Przybył J., Osuch A., Buchwald T. 2018: Pulverizing aerator in the process of lake restoration. *Ecological Engineering*, 121: 99–103.
- Ripl W. 1976: Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate – a new restoration method. *Ambio*, 5: 132–135.
- Søndergaard M., Wolter K.-D., Ripl W. 2002: Chemical treatment of water and sediments with special reference to lakes. W: M.R. Perow, A.J. Davy (red.), *Handbook of ecological restoration*. Cambridge University Press: 184–205.
- Taylor J.M., Vanni M.J., Flecker A.S. 2015: Top-down and bottom-up interactions in freshwater ecosystems: emerging complexities. W: T.C. Hanley, K.J. La Pierre (red.), *Trophic ecology: bottom-up and top-down interactions across aquatic and terrestrial systems*. Cambridge University Press: 55–85.

Anna Kozak¹, Agnieszka Budzyńska¹, Joanna Rosińska²,
Ryszard Gołdyn¹

ZBIOROWISKA PLANKTONOWE W JEZIORACH PODDANYCH ZRÓWNOWAŻONEJ REKULTYWACJI

PLANKTON COMMUNITIES IN LAKES SUBJECTED TO
SUSTAINABLE RESTORATION

¹Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań

²Zakład Medycyny Środowiskowej, Uniwersytet Medyczny w Poznaniu, ul. Rokietnicka 8,
60-806 Poznań

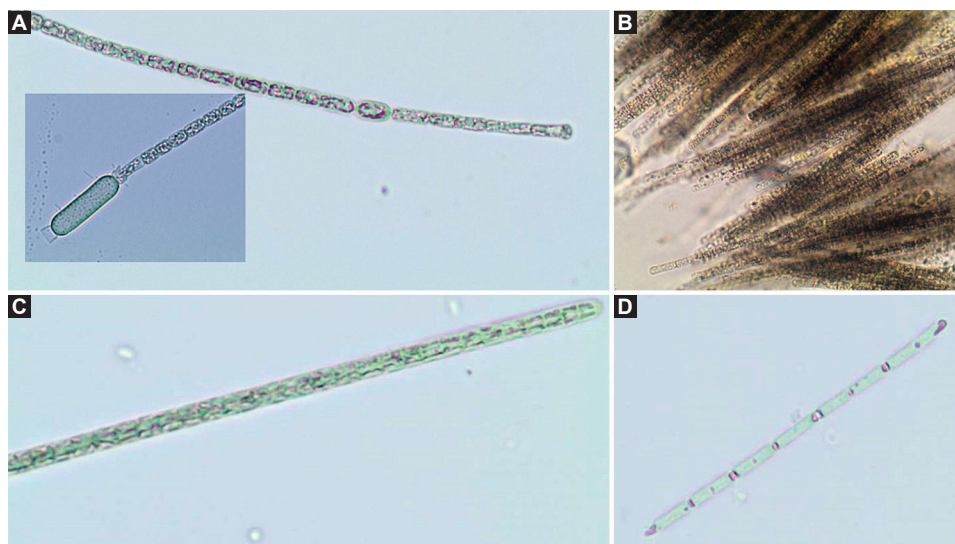
SUMMARY

By resorting to examples of several lakes subjected to sustainable restoration, it has been found that treatments such as phosphorus precipitation, oxygenation and biomanipulation, affect phytoplankton. By creating favourable conditions for the development of crustacean zooplankton, especially large filtrators effectively controlling the development of phytoplankton, the indirect influence of biomanipulation on phytoplankton has been noticed. The higher number of zooplankton taxa in the reservoir, subjected to biomanipulation treatments, is evidence of the method's significant impact on zooplankton. The abundance of taxa controlling the development of phytoplankton is of special importance. Zooplankton can affect the species' composition and abundance of phytoplankton, causing decrease of cyanobacteria and algae abundance. Notably, the ecosystem subjected to the restoration activities is very unstable. Changes to the composition and abundance of phytoplankton in these lakes are very intense under the influence of

the varying environmental factors. Therefore, restoration activities do not affect long-term reduction in phytoplankton abundance but contribute to its adaptation to the environmental conditions in a lake.

WSTĘP

W ostatnich latach coraz częściej podejmowane są wysiłki zmierzające do poprawy jakości wody w jeziorach silnie zeutrofizowanych. Obserwowane w takich zbiornikach zakwitły wody wywołane przez sinice są poważnym problemem dla użytkowników jezior. Częstotliwość zakwitów sinicowych zwiększa się, co jest spowodowane działaniami człowieka (Kobos i in. 2013). Zarówno rodzime gatunki sinic, takie jak *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek, *Aphanizomenon gracile* Lemm., *A. flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault czy *Limnothrix redekei* (Goor) Meffert (fot. 1), notowane w jeziorach naszej strefy geograficznej (Stefaniak i in. 2005; Budzyńska i in. 2009; Kokociński i in. 2013; Jaworska i in. 2014; Kozak i in. 2019), jak i coraz częściej stwierdzane taksony inwazyjne, obce dla naszych wód, np. *Raphidiopsis raciborski* (Wołoszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique i Salerno (syn. *Cylindrospermopsis raciborski* (Wołoszynska) Seenaya and Subba Raju) (Stefaniak, Kokociński 2005; Stefaniak



Fot. 1. Gatunki sinic stwierdzone w zbiornikach poddanych działaniom rekultywacyjnym: A – *Aphanizomenon gracile* ze sporą, B – kolonia *A. flos-aquae*, C – *Planktothrix agardhii*, D – *Limnothrix redekei*

Phot. 1. Cyanobacteria species observed in lakes subjected to restoration: A – *Aphanizomenon gracile* with an akinete, B – *A. flos-aquae* colony, C – *Planktothrix agardhii*, D – *Limnothrix redekei*

i in. 2005; Pelechata i in. 2006; Kokociński i in. 2010; Kokociński, Soininen 2012; Budzyńska, Gołdyn, 2017; Rzymski i in. 2017; Dondajewska i in. 2019b), *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková i Komárková (Budzyńska i in. 2019) czy gatunki z rodzaju *Anabaenopsis* (Kozak, Graf 2013; Wilk-Woźniak, Najberek 2013), stanowią poważne zagrożenie dla użytkowników jezior. Produkowane przez te gatunki toksyny są niebezpieczne zarówno dla zwierząt, jak i dla ludzi (Zanhet i in. 2013; Solis i in. 2016). Substancje te mogą wywoływać zmiany biochemiczne, fizjologiczne i behawioralne u bezkręgowców i kręgowców (Bownik 2013; Wood 2016). Człowiek jest narażony na ich działanie przez bezpośredni kontakt z wodą w czasie rekreacji, ale także pośrednio, poprzez konsumowanie ryb czy bezkręgowców zawierających toksyny w mięśniach (Malbrouck, Kestemont 2006; Hardy 2008; Pawlik-Skowrońska, Toporowska 2011).

Wylimitowanie sinicowych zakwitów wody jest możliwe tylko wtedy, gdy zostaną zlikwidowane wszystkie źródła zanieczyszczeń, czyli zostanie uregulowana gospodarka wodno-ściekowa w zlewni. Ciekawym przykładem takich działań jest Jezioro Sławskie, w którego zlewni przeprowadzono bardzo intensywne prace regulujące gospodarkę wodno-ściekową. Doprowadziło to do widocznej poprawy jakości wody (Kozak i in. 2014b), co wykazały analizy fitoplanktonu oraz makrofitów (Kozak i in. 2012, 2015b). Zjawisko takie nazywamy autorekultywacją. Innym dobrym przykładem jest jezioro Bielsko, którego jakość wód, w związku z niewłaściwą gospodarką wodno-ściekową, znacznie się pogorszyła w ostatnim czasie i jego stan ekologiczny określono jako słaby (Dondajewska i in. 2017a). Jedną z propozycji poprawy jego stanu było usunięcie poza zlewnię jeziora rzutu oczyszczonych ścieków komunalnych (Dondajewska i in. 2018a).

Ponieważ odcięcie zewnętrznych źródeł zanieczyszczeń często nie wystarcza do poprawy jakości wód, opracowano wiele metod rekultywacji jezior. W niniejszej pracy skupiono się na działaniach rekultywacyjnych określanych jako zrównoważone. Jest to nowe podejście do ochrony i rekultywacji jezior, oparte na rozwiązaniach przyjaznych dla środowiska (Gołdyn 2012; Gołdyn i in. 2014; Podsiadłowski i in. 2015; Zalewski i in. 2016; Dondajewska i in. 2019a). W przeciwieństwie do radykalnych działań rekultywacyjnych, takich jak np. usuwanie osadów dennych lub też strącanie fosforu do osadów dennych przy użyciu wysokich dawek soli glinu (Dunalska 2002; Dunalska i in. 2014; Jurczak i in. 2018), zrównoważone metody jedynie inicjują i/lub wspierają naturalnie zachodzące procesy poprawy jakości wody. Warto też zwrócić uwagę, że wiele zabiegów rekultywacji zrównoważonej różnymi metodami prowadzi się równocześnie, żeby wyeliminować powstawanie sprzężeń zwrotnych w ekosystemie, dzięki czemu uzyskane efekty są bardziej trwałe (Gołdyn 2012; Gołdyn i in. 2014).

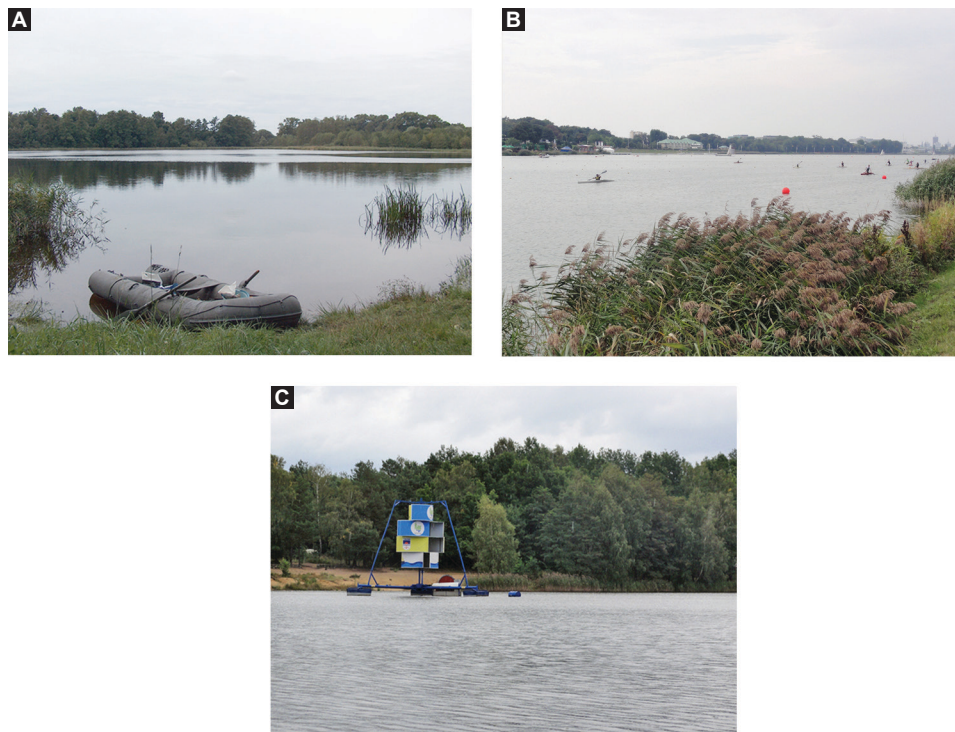
Wiele prac relacjonujących skuteczność rekultywacji koncentruje się szczególnie na fizyczno-chemicznych wskaźnikach jakości wody (Dunalska 2003; Osuch i in. 2015; Grochowska i in. 2017; Søndergaard i in. 2017), natomiast rzadziej na zbiorowiskach planktonowych, które najszybciej reagują na zmiany jakości wody, a zmiany w ich strukturze mają ogromny wpływ na cały ekosystem (Burchardt i in. 2006; Napiórkowska-Krzebietke, Hutorowicz 2006; Stefaniak i in.

2007; Wiśniewska, Luścińska 2012). Fitoplankton jest także podstawowym elementem biologicznym, brany pod uwagę w ocenie stanu ekologicznego jezior (Hutorowicz, Pasztaleniec 2011, 2014; Hutorowicz 2013). W niniejszej pracy przedstawiono zmiany w bogactwie gatunkowym i składzie taksonomicznym fitoplanktonu, obecność gatunków potencjalnie toksycznych oraz zmiany w składzie taksonomicznym zooplanktonu w kilku jeziorach poddanych zrównoważonej rekultywacji.

METODY ZRÓWNOWAŻONEJ REKULTYWACJI ZASTOSOWANE W ANALIZOWANYCH JEZIORACH

Jedną z często stosowanych metod zrównoważonej rekultywacji polega na strącaniu fosforu z toni wodnej do osadów za pomocą niewielkiej ilości związków chemicznych, głównie koagulantu PIX (Gołdyn i in. 2010a). Używanie małych dawek związków chemicznych wywołuje inaktywację fosforanów, przez co stają się one niedostępne dla fitoplanktonu, znacząco ograniczając jego rozwój. Jest to oddziaływanie pośrednie, w odróżnieniu od metod rekultywacji polegających na zastosowaniu dużych dawek związków chemicznych, które koagulują całą zawiesinę, w tym fitoplankton, powodując jego sedymentację na dnie jeziora. Metodę strącania fosforu przy użyciu koagulantu PIX zastosowano m.in. w Jeziorze Uzarzewskim (fot. 2A) (Budzyńska 2012), Jeziorze Swarzędzkim (Kowalczevska-Madura i in. 2017), Zbiorniku Maltańskim (fot. 2B) (Kozak i in. 2013a, 2014a), Jeziorze Strzeszyńskim (Szelaż-Wasielewska i in. 2016), Zbiorniku Średnim w Turawie (fot. 2C) (Kozak i in. 2017b) czy Jeziorze Głębokim w Szczecinie (Kozak i in. 2017a). Dodatkowo stosowane są metody natleniania wód naddennych w celu zapewnienia wysokiego potencjału redox, co zapobiega uwalnianiu fosforanów z dna zbiornika, np. w jeziorach: Durowskim (Messyasz in. 2012), Swarzędzkim (Rosińska i in. 2018), Głębokim (Kozak i in. 2017a) czy Średnim w Turawie (Kozak i in. 2017b). Bardzo często wykorzystywaną metodą wspomagającą rekultywację jest biomanipulacja, polegająca na wprowadzeniu do zbiornika gatunków ryb drapieżnych, a także odławianiu ryb planktonożernych, co ma zasadnicze znaczenie dla rozwoju dużych filtratorów zwłaszcza z rodzaju *Daphnia*. Gatunki z tego rodzaju są w stanie odfiltrowywać z wody duże kolonijne sinice, powodujące intensywne zakwity (Shapiro i in. 1975; Łotocka 2001; Kozak, Gołdyn 2004), pomimo że sinice nie są pokarmem preferowanym przez te drobne zwierzęta. Niska wartość odżywcza cyjanobakterii jako pokarmu może mieć negatywny wpływ na wzrost i rozwój przedstawicieli rodzaju *Daphnia* (Bednarska i in. 2014). Mimo to biomanipulacja jest użytecznym narzędziem w zarządzaniu jeziorem, prowadzącym do zmian w strukturze planktonu i zmniejszenia biomasy cyjanobakterii (Ekvall i in. 2014).

Bardzo pomocne w uzyskaniu długotrwałych efektów rekultywacji są makrofity (Gołdyn 2012; Kozak, Gołdyn 2016), które mogą samoistnie zasiedlać rekultywowane zbiorniki dzięki zwiększaniu się przezroczystości wody, a niekiedy są celowo nasadzone.



Fot. 2. Badane jeziora: (A) niewielkie Jezioro Uzarzewskie, (B) intensywnie wykorzystywany rekreacyjnie i sportowo Zbiornik Maltański oraz (C) Jezioro Średnie w Turawie – widok na aerator pulweryzacyjny, którego głównym celem jest natlenianie wód naddennych

Phot. 2. Studied lakes: (A) small Lake Uzarzewskie, (B) Malta Reservoir intensively used for recreation and sport and (C) Turawa Średnia Reservoir – view at a pulverizing aerator whose task is oxygenation of water above the bottom

ZMIANY SKŁADU TAKSONOMICZNEGO ORAZ LICZEBNOŚCI FITOPLANKTONU ZACHODZĄCE W ZWIĄZKU Z PROWADZONYMI DZIAŁANAMI REKULTYWACYJNYMI

Zmiany składu taksonomicznego oraz liczebności fitoplanktonu w jeziorach poddanych rekultywacji różnymi metodami zrównoważonymi prześlędzono na przykładzie wielu jezior, m.in. Jeziora Uzarzewskiego (Dondajewska i in. 2013, 2018b; Kozak, Gołdyn 2014), Jeziora Swarzędzkiego (Rosińska i in. 2013, 2017; Kowalczevska-Madura i in. 2017), Zbiornika Maltańskiego (Gołdyn i in. 1994, 1997a, b, 2003, 2009; Kozak i in. 2009, 2015a, 2017a, b), jeziora Konin (Dondajewska i in. 2019b), zbiornika Rusałka (Gołdyn i in. 2010b, 2015; Budzyńska 2012), Jeziora Raczyńskiego (Dondajewska i in. 2017b) czy Jeziora Durowskiego (Messyas i in. 2012; Dondajewska i in. 2019b), zlokalizowanych w Wielkopolsce,

oraz Jeziora Głębokiego w Szczecinie (Kozak i in. 2017a) i Zbiornika Średniego w Turawie (Kozak i in. 2017b).

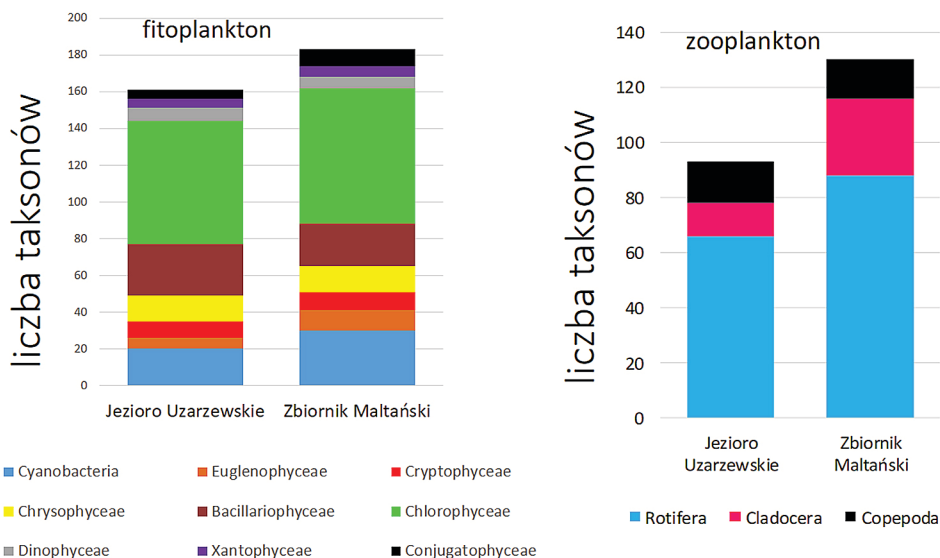
Istotną prawidłowością, stwierdzoną w przypadku fitoplanktonu, był wzrost jego różnorodności taksonomicznej w trakcie stosowania rekultywacji. Zmiany różnorodności taksonomicznej oraz liczby taksonów w kolejnych latach sezonu badawczego w analizowanych zbiornikach były zgodne z teorią umiarkowanych zakłóceń, zgodnie z którą umiarkowane zakłócenia w ekosystemie prowadzą do wzrostu różnorodności biologicznej (Connell 1978). Uruchomienie rekultywacji zrównoważonej, której celem jest stopniowa przebudowa ekosystemu, dostosowująca elementy biotyczne do obniżającej się trofii jezior, inicjuje naturalne procesy prowadzące do poprawy jakości wody. Niewielkie ingerencje w skład taksonomiczny planktonu to cecha odróżniająca rekultywacje zrównoważone od tych drastycznych, które doprowadzają do obniżenia bioróżnorodności (Gołdyn 2012). Jak wspomniano, w przypadku rekultywacji zrównoważonej stosuje się jednocześnie kilka metod wzajemnie się wspierających. Ma to bardzo duże znaczenie dla uzyskania wysokiej efektywności, co zostało wykazane na przykładzie Jeziora Swarzędzkiego. Wartość wskaźnika różnorodności fitoplanktonu w tym akwenie była najniższa w roku poprzedzającym rozpoczęcie działań rekultywacyjnych (Kozak i in. 2018). W procesie rekultywacji prowadzonym w tym jeziorze, zarówno w okresie, kiedy równocześnie stosowano trzy metody, tj. biomanipulację, inaktywację fosforu oraz natlenianie wód hypolimnionu, jak i podczas stosowania tylko jednej metody, tej ostatniej, bioróżnorodność fitoplanktonu była wyraźnie większa. W kolejnych latach badań wskaźniki Shannona dotyczące fitoplanktonu były istotnie statystycznie wyższe. Warto jednak nadmienić, że już w drugim roku ograniczonej rekultywacji stwierdzono spadek różnorodności, odzwierciedlający pogorszenie się jakości wody, co wskazywało na dużą niestabilność ekosystemu.

Analogiczną sytuację wzrostu bioróżnorodności fitoplanktonu w trakcie działań rekultywacyjnych stwierdzono w Jeziorze Głębokim w Szczecinie (Kozak i in. 2017a). Średnie wartości wskaźnika Shannona w kolejnych latach wyraźnie wzrosły, wynosząc odpowiednio: 1,22; 2,00; 2,03 oraz 2,32. W Jeziorze Uzarzewskim, rekultywowanym nowatorską metodą polegającą na natlenianiu wód hypolimnionu przez doprowadzenie nad dno jeziora wód dwóch jego dopływów, bioróżnorodność fitoplanktonu była zmienna. Średnie z roku wartości współczynnika Shannona wahały się w zakresie od 0,33 do 3,00 (Kozak, Gołdyn 2014). Spadek różnorodności manifestował zawsze pogorszenie jakości wody, jak np. w Zbiorniku Maltańskim, kiedy najniższą wartość wskaźnika Shannona (poniżej 1,0; Kozak i in. 2015a) stwierdzono, gdy w wyniku dodatkowego dopływu związków biogennych zaobserwowano długotrwałą i intensywny zakwit wody wywołany przez sinice. Wartości wskaźnika Shannona w zbiornikach zlokalizowanych na rzece Cybinie były nieco wyższe niż w Zbiorniku Maltańskim (rekultywowanym dwiema metodami) oraz w Jeziorze Uzarzewskim (rekultywowanym jedną metodą).

W trakcie rekultywacji zbiorników obserwowane jest zmniejszenie liczebności fitoplanktonu oraz przebudowa jego składu taksonomicznego (Kozak i in. 2015a; Pełechata i in. 2015; Rosińska i in. 2017). W Jeziorze Swarzędzkim w trakcie prowadzenia działań rekultywacyjnych, w porównaniu z okresem

przed ich zastosowaniem, stwierdzono wyraźny spadek liczebności fitoplanktonu, zwłaszcza sinic (Kozak i in. 2014c; Rosińska i in. 2018). Liczebność ta była bardzo wysoka przed rekultywacją, a maksymalna wartość wynosiła 70×10^3 org. mL⁻¹. W składzie taksonomicznym fitoplanktonu od czerwca do września dominowały sinice, a ich udział wynosił nawet 96%. Podczas rekultywacji trzema metodami liczebność fitoplanktonu spadła, a udział sinic drastycznie się zmniejszył. Dominujący udział w liczebności fitoplanktonu miały zielenice, złotowiciowce, kryptofity i okrzemki a największy udział miały: *Cryptomonas* spp., *Chrysococcus* sp., *Chrysochromulina parva* Lackey, *Dictiosphaerium* sp., *Dinobryon* spp., *Koliella longiseta* (Vischer) Hindák, *Monoraphidium contortum* (Thuret) Kom.-Legn., *Rhodomonas lacustris*, *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat oraz *Tetraedron minimum* (A. Braun) Hansgirg. Podobną tendencję stwierdzono w innych zbiornikach, np. Zbiorniku Maltańskim czy Jeziorze Uzarzewskim (Kozak i in. 2007, 2013b). W Zbiorniku Maltańskim liczba taksonów była wyższa niż w Jeziorze Uzarzewskim (ryc. 1).

W okresie letnim w fitoplanktonie Jeziora Głębockiego w Szczecinie, rekultywowanego jednocześnie trzema metodami, nie odnotowano wywołanych przez sinice zakwitów wody w okresie prowadzenia badań. Dominowały tam wówczas kryptofity, np. *Cryptomonas marssonii* Skuja, *C. reflexa* Skuja, zielenice, np. *Tetraedron minimum* (A. Braun) Hansgirg, okrzemki: *Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith, *Cyclotella* spp., *Stephanodiscus* spp., *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal, bruzdnice:



Ryc. 1. Liczba taksonów fitoplanktonu oraz zooplanktonu stwierdzona w Jeziorze Uzarzewskim i Zbiorniku Maltańskim (za: Kozak, Gołdyn 2014; Kozak i in. 2015a, zmienił)

Fig. 1. A number of phytoplankton and zooplankton taxa found in Lake Uzarzewskie and Malta Reservoir (cf. Kozak, Gołdyn 2014; Kozak et al. 2015a, changed)

Ceratium hirundinella (O.F. Müller) Dujardin lub złotowiciowce: *Chrysochromulina parva* Lackey, *Dinobryon sociale* (Ehrenberg) Ehrenberg czy sprzężnice: *Cosmarium bioculatum* var. *depressum* (Schaarschmidt) Schmidle (Kozak i in. 2017a). Liczebność fitoplanktonu spadła w stosunku do okresu przed rekultywacji.

W zbiornikach rekultywowanych zrównoważonymi metodami okresowo mogą zdarzać się sinicowe zakwity wody. Można to prześledzić na przykładzie Zbiornika Maltańskiego, w którym regularnie prowadzone są dwie metody rekultywacji, tj. biomanipulacja i strącanie chemiczne fosforu. Mimo tego w wyniku dopływu biogenów ze zlewni, niskiej liczebności wioślarek czy wyjątkowo korzystnych dla rozwoju sinic czynników atmosferycznych stwierdzone są intensywne, wywołane przez sinice zakwity wody, np. w roku 2011 (Kozak i in. 2014a). Sinicowy zakwit wody w tym akwenie obserwowano wówczas od czerwca aż do końca sezonu wegetacyjnego. Sinice, które wówczas dominowały, to m.in. *Aphanizomenon gracile*, *Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann) Komárek oraz *Limnothrix redekei*.

W przypadku Jeziora Uzarzewskiego rekultywowanego tylko jedną metodą (doprowadzenie wód dwóch dopływów bogatych w tlen i azotany nad dno jeziora) stwierdzono wahania liczebności i biomasy fitoplanktonu w kolejnych latach badań (Kozak i in. 2018). W okresach letnich notowano niekiedy duży udział sinic, takich jak: *Aphanizomenon gracile*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica* i *Limnothrix redekei*, a w innym czasie ich nieliczną obecność. W niektórych zbiornikach rekultywowanych metodami zrównoważonymi liczebność fitoplanktonu, w tym także sinic, na przemian rosła lub zmniejszała się w kolejnych sezonach (Kozak 2009, Kozak i in. 2018). Wynika to z faktu, że na liczebność sinic mają wpływ zarówno stosowane zabiegi, jak i czynniki klimatyczne.

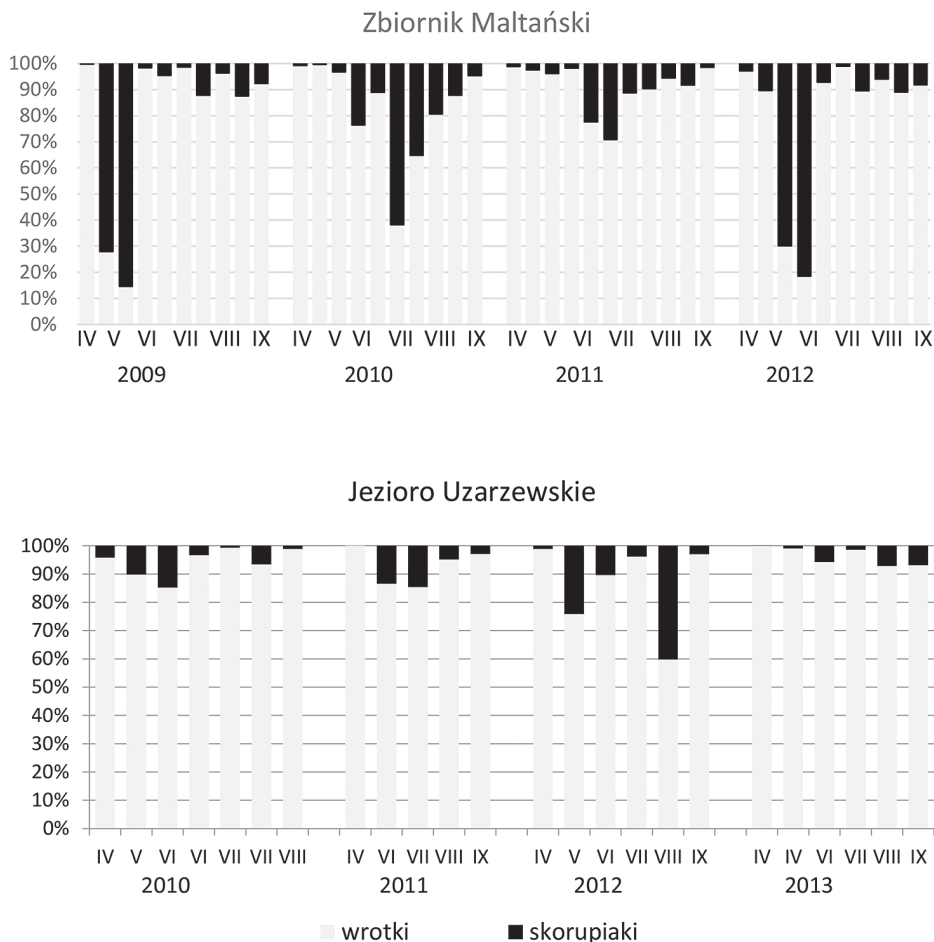
Niekiedy czynniki naturalne oddziałują w większym stopniu na zmiany ilościowo-jakościowe fitoplanktonu niż te wywołane przez omawiane działania rekultywacyjne (Kozak i in. 2015a).

LICZEBNOŚĆ I SKŁAD TAKSONOMICZNY ZOOPLANKTONU ZAOBSERWOWANE W ZWIĄZKU Z REKULTYWACJĄ

Zmiany w liczebności i składzie taksonomicznym zooplanktonu były analizowane w Jeziorze Uzarzewskim i w Zbiorniku Maltańskim. W Jeziorze Uzarzewskim stosowano jedną metodę rekultywacji, natlenianie wód hypolimnionu, niemającą bezpośredniego wpływu na zooplankton. W Zbiorniku Maltańskim wykorzystano biomanipulację, metodę nastawioną na stworzenie warunków dogodnych dla rozwoju zooplanktonu skorupiakowego, zwłaszcza dużych taksonów z rodzaju *Daphnia*. W przypadku obu jezior skład taksonomiczny zooplanktonu był zdominowany przez wrotki, tj. 66 taksonów w Jeziorze Uzarzewskim (Kozak, Gołdyn 2014) i 97 taksonów w Zbiorniku Maltańskim (Kozak i in. 2015a). Planktonowe skorupiaki były reprezentowane przez 27 taksonów wioślarek i 12 widłonogów w Jeziorze Uzarzewskim oraz odpowiednio 28 i 18 w Zbiorniku Maltańskim (ryc. 1). Większa liczba taksonów zooplanktonu w Zbiorniku Maltańskim,

poddawanym zabiegom biomanipulacji, świadczy o istotnym wpływie tej metody na zooplankton. Szczególnie ważna jest liczba taksonów wioślarek kontrolujących rozwój fitoplanktonu.

W przypadku liczebności zooplanktonu w obu zbiornikach również dominowały wrotki (ryc. 2). Najwyższa liczebność zooplanktonu w Jeziorze Uzarzewskim wynosiła 31×10^3 osobn. L^{-1} oraz ponad 25×10^3 osobn. L^{-1} w Zbiorniku Maltańskim (Kozak, Gołdyn 2014; Kozak i in. 2015a). Najliczniejszymi taksonami w obydwu jeziorach były: *Asplanchna priodonta* Gosse, *Anuraeopsis fissa* Gosse, *Brachionus angularis* Gosse, *Filinia longiseta* Ehrenberg, *F. terminalis* Plate, *Keratella*



Ryc. 2. Udział procentowy skorupiaków oraz wrotków z okresu wiosenno-letniego w zbiornikach położonych na rzece Cybinie (za: Kozak, Gołdyn 2014; Kozak i in. 2015a, zmienił)

Fig. 2. Percentage of crustaceans and rotifers in an abundance of zooplankton in the spring-summer period in lakes located on the Cybina River (after Kozak, Gołdyn 2014; Kozak et al. 2015a, changed)

cochlearis Gosse, *K. cochlearis* f. *tecta*, *Keratella quadrata* Müller, *Polyarthra dolichoptera* Idelson, *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, *Synchaeta* sp., *Trichocerca pusilla* Lauterborn oraz *T. ruosseleti* Voigt.

Widłonogi i wioślarki miały zdecydowanie większy udział procentowy w liczebności ogólnej zooplanktonu w Zbiorniku Maltańskim niż w Jeziorze Uzarzewskim. W Jeziorze Uzarzewskim dominowały jedynie drobne taksony, takie jak *Bosmina longirostris* O.F. Müller i *Bosmina (Eubosmina) coregoni* Barid, niebędące w stanie skutecznie kontrolować rozwoju fitoplanktonu. Z punktu widzenia poprawy przezroczystości wody wynikającej z wysokiej presji pokarmowej zooplanktonu na fitoplankton, szczególnie ważna w wodzie jezior jest obecność dużych filtratorów, takich jak wioślarki i filtrujące widłonogi. Do najliczniej reprezentowanych taksonów w Zbiorniku Maltańskim należały: *Bosmina longirostris*, *B. coregoni*, *Chydorus* sp., *Ch. sphaericus* O.F. Müller, *Daphnia cucullata* G.O. Sars, *Diaphanosoma brachyurum* Liévin, *Daphnia longispina* O.F. Müller oraz *D. hyalina* Leydig. Zwłaszcza trzy ostatnie charakteryzują się wysokim współczynnikiem filtracji i mogą skutecznie ograniczać liczebność fitoplanktonu, w tym sinic (Hawkins, Lampert 1989; Gliwicz 1990; Kurmayer 2001; Sarnelle 2007; Gołdyn, Kowalczywska-Madura 2008; Ger i in. 2016; Wejnerowski i in. 2016; Sikora, Dawidowicz 2017). Wśród widłonogów najliczniejsze były drapieżne taksony, zwłaszcza takie, jak: *Mesocyclops leuckarti* (Claus), *Thermocyclops oithonoides* (Sars), *Acanthocyclops vermicularis* (Kütz.) Grun., *Acanthocyclops* sp. oraz *Cyclops vicinus* (Ulyanin). Mniej liczne były widłonogi filtrujące, np. *Eudiaptomus gracilis* (Sars), notowane szczególnie od kwietnia do maja 2009 roku lub sporadycznie w innych okresach. W Zbiorniku Maltańskim, mimo regularnego zarybiania drapieżnymi gatunkami ryb, zdarzały się sytuacje okresowego zmniejszenia udziału dużych filtratorów, co wiąże się z tzw. reakcją sprzężenia zwrotnego, wynikającego z odpowiedzi ekosystemu na działania rekultywacyjne (Kozak, Gołdyn 2004; Kozak i in. 2015a).

Jak wykazały badania, zooplankton może bezpośrednio wpływać na skład i liczebność fitoplanktonu. Z jednej strony jest to wpływ polegający na redukcji liczebności fitoplanktonu poprzez presję pokarmową, co wykazano na przykładzie Zbiornika Maltańskiego (Kozak i in. 2015a). Z drugiej strony zooplankton może także stymulować rozwój fitoplanktonu, zwłaszcza sinic, poprzez dostarczanie produktów wydalania do toni wodnej, które są następnie mineralizowane i wykorzystywane przez fitoplankton (Kozak i in. 2018). Substancje odżywcze, wydzielane przyżyciowo przez te planktonowe zwierzęta, mogą być bardzo ważnym źródłem fosforu w wodzie jezior, a w pewnych okresach stanowią istotny czynnik oddziałujący na wzrost liczebności fitoplanktonu. Stwierdzono to np. w Jeziorze Uzarzewskim, w którym wystąpiła dodatnia korelacja pomiędzy liczebnością wioślarek oraz wrotków a liczebnością sinic (Kozak, Gołdyn 2014). Stwierdzono tam także dodatnie zależności pomiędzy wrotkami a zielenicami. W jeziorze tym nie występowały najbardziej pożądane taksony zooplanktonu, należące do efektywnych filtratorów, tj. duże gatunki z rodzaju *Daphnia*, np. *D. longispina*. Zatem liczebność fitoplanktonu nie była ograniczana przez zooplankton. Stymulujący wpływ drobnego zooplanktonu na rozwój sinic obserwowany w Jeziorze

Uzarzewskim świadczy o roli zooplanktonu w zasilaniu fitoplanktonu w fosfor, a ponadto o znaczeniu biomanipulacji jako metody wspomagającej inne działania rekultywacyjne.

PODSUMOWANIE

Zabiegi rekultywacyjne, takie jak strącanie fosforu, natlenianie oraz biomanipulacja, wpływają na fitoplankton. Poprzez stworzenie sprzyjających warunków dla rozwoju zooplanktonu skorupiakowego, a zwłaszcza dużych wioślarek, które mogą skutecznie kontrolować rozwój fitoplanktonu, daje się zauważyć pośredni wpływ biomanipulacji na fitoplankton. Zooplankton może skutecznie oddziaływać na skład gatunkowy i liczebność fitoplanktonu, powodując ustąpienie sinic i obniżenie liczebności glonów. Jednocześnie warto zwrócić uwagę na fakt, że poddawany działaniom rekultywacyjnym ekosystem jest bardzo niestabilny. Zmiany w składzie i liczebności fitoplanktonu w takich obiektach zachodzą bardzo intensywnie w konsekwencji zmieniających się czynników środowiskowych. Zatem działania rekultywacyjne nie wpływają na długotrwałe zmniejszenie liczebności fitoplanktonu, lecz powodują jego dostosowywanie się do warunków środowiskowych aktualnie występujących w jeziorze.

LITERATURA

- Bednarska A., Pietrzak B., Pijanowska J. 2014: Effect of poor manageability and low nutritional value of cyanobacteria on *Daphnia magna* life history performance. *Journal of Plankton Research*, 36(3): 838–847.
- Bownik A. 2013: Effects of cyanobacterial toxins, microcystins on freshwater invertebrates. *Polish Journal of Natural Science*, 28(2): 185–195.
- Budzyńska A. 2012: Zmiany w fitoplanktonie dwóch jezior pod wpływem rekultywacji z użyciem siarczynu żelaza. Praca doktorska UAM (maszynopis).
- Budzyńska A., Gołdyn R. 2017: Domination of invasive Nostocales (Cyanoprokaryota) at 52°N latitude. *Phycological Research*, 65(4): 322–332.
- Budzyńska A., Gołdyn R., Zagajewski P., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K. 2009: The dynamics of a *Planktothrix agardhii* population in a shallow dimictic lake. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38 (suppl. 2): 7–12.
- Budzyńska A., Rosińska J., Pelechata A., Toporowska M., Napiórkowska-Krzebietke A., Kozak A., Messyas B., Pęczuła W., Kokociński M., Szelaż-Wasielewska E., Grabowska M., Mądrecka B., Niedźwiecki M., Alcaraz Parraga P., Pelechaty M., Karpowicz M., Pawlik-Skowrońska B. 2019: Environmental factors driving the occurrence of the invasive cyanobacterium *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (Nostocales) in temperate lakes. *Science of the Total Environment*, 650: 1338–1347.
- Burchardt L., Messyas B., Stępnia A. 2006: Diversity of phytoplankton community in Borsusa and Grundela Ponds. *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego*, 3: 35–40.

- Connell J.H. 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199: 1302–1310.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Kowalczyńska-Madura K., Kozak A., Domek P. 2017a: Prze-strzenna zmienność jakości wód głębokiego rynnowego jeziora w aspekcie zewnętrznych źródeł zanieczyszczeń. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. PZiTS Oddział Toruń: 23–32.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Kowalczyńska-Madura K., Kozak A., Kuczyńska-Kippen N. 2017b: Program rekultywacji Jeziora Raczyńskiego (centralna Wielkopolska) w świetle obciążenia jego wód ładunkami azotu i fosforu ze źródeł zewnętrznych i wewnętrznych. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. PZiTS Oddział Toruń: 145–154.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kozak A., Kowalczyńska-Madura K., Koźlik K. 2013: Zmiany jakości wody Jeziora Uzarzewskiego na skutek zabiegów rekultywacyjnych. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. PZiTS Oddz. Toruń: 47–54.
- Dondajewska R., Kowalczyńska-Madura K., Gołdyn R., Kozak A., Messyasz B., Cerbin S. 2019a: Long-term water quality changes as a result of a sustainable restoration – a case study of dimictic Lake Durowskie. *Water*, 11: 616.
- Dondajewska R., Kozak A., Budzyńska A., Kowalczyńska-Madura K., Gołdyn R. 2018a: Nature-based solutions for protection and restoration of degraded Bielsko Lake. *Ecology & Hydrobiology*, 18: 401–411.
- Dondajewska R., Kozak A., Kowalczyńska-Madura K., Budzyńska A., Gołdyn R., Podsiadłowski S., Tomkowiak A. 2018b: The response of a shallow hypertrophic lake to innovative restoration measures – Uzarzewskie Lake case study. *Ecological Engineering*, 121: 72–82.
- Dondajewska R., Kozak A., Rosińska J., Gołdyn R. 2019b: Water quality and phytoplankton structure changes under the influence of effective microorganisms (EM) and barley straw – lake restoration case study. *Science of The Total Environment*, 660: 1355–1366.
- Dunalska J. 2002: Influence of limited water flow in a pipeline on the nutrients budget in a lake restored by hypolimnetic withdrawal method. *Polish Journal of Environmental Studies*, 6: 631–637.
- Dunalska J. 2003: Impact of the limited water flow in a pipeline on the thermal and oxygen conditions in a lake restored by hypolimnetic withdrawal method. *Polish Journal of Environmental Studies*, 4: 409–417.
- Dunalska J.A., Staehr P.A., Jaworska B., Górniak D., Gomułka P. 2014: Ecosystem metabolism in a lake restored by hypolimnetic withdrawal. *Ecological Engineering*, 73: 616–623.
- Ekvall M.K., Urrutia-Cordero P., Hansson L.-A. 2014: Linking cascading effects of fish predation and zooplankton grazing to reduced cyanobacterial biomass and toxin levels following biomanipulation. *PLoS ONE*, 9: (11) e112956.
- Ger K.A., Urrutia-Cordero P., Frost P.C., Hansson L.-A., Sarnelle O., Wilson A.E., Lürling M. 2016: The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae*, 54: 128–144.
- Gliwicz Z.M. 1990: Food thresholds and body size in cladocerans. *Nature*, 343: 638–640.
- Gołdyn R. 2012: Nowe metody rekultywacji jezior. W: A.M. Wyrwa (red.), *Ryby w kulturze i rekultywacja środowiska wodnego. Szkic historyczny i badania hydrobiologiczne*. Wydawnictwo Pejzaż: 51–57.
- Gołdyn R., Dondajewska R., Budzyńska A., Kowalczyńska-Madura K., Podsiadłowski S. 2015: Przyczyny zanieczyszczenia i możliwości rekultywacji zbiornika Rusalka. W: A.E.

- Ławniczak (red.), Sposoby ochrony i rekultywacji jezior poznańskich. Bogucki Wyd. Naukowe: 65–78.
- Gołdyn R., Joniak T., Kowalczevska-Madura K., Kozak A. 2003: Trophic state of a lowland reservoir during 10 years after restoration. *Hydrobiologia*, 506(1–3): 759–765.
- Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K. 2008: Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzędzkie Lake in western Poland. *Journal of Plankton Research*, 30(1): 33–42.
- Gołdyn R., Kozak A., Dondajewska R., Głowacka K. 2009: Jakość wody Zbiornika Maltańskiego w Poznaniu. W: M. Mickiewicz (red.), Stan i uwarunkowania rozwoju rybactwa śródlądowego. Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 91–105.
- Gołdyn R., Kozak A., Kostka K. 1994: Causes of changes in the water quality of the restored Maltanski Reservoir in Poznan, Protection of the Water of the Catchment Area of the River Cybina. *Prace Komisji Nauk Biologicznych Poznańskiego Towarzystwa Przyjaciół Nauk*, 74: 33–58.
- Gołdyn R., Kozak A., Romanowicz W. 1997a: Food-web manipulation in the Maltański Reservoir. *Hydrobiologia*, 342/343: 327–333.
- Gołdyn R., Kozak A., Romanowicz W., Grześkowiak K., Starczewska-Porada B. 1997b: Phytoplankton – zooplankton interaction in the newly – restored Maltanski Reservoir. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26(2): 483–486.
- Gołdyn R., Podsiadłowski S., Dondajewska R., Kozak A. 2014: The sustainable restoration of lakes – towards the challenges of the Water Framework Directive. *Ecology & Hydrobiology*, 14(1): 68–74.
- Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Kozak A., Budzyńska A. 2010a: Efekty rekultywacji metodą inaktywacji fosforu w trzech jeziorach Wielkopolski. W: R. Wiśniewski (red.), Ochrona i rekultywacja jezior. Wyd. PZITS, Oddział Toruń: 51–62.
- Gołdyn R., Szelaż-Wasielewska E., Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Budzyńska A., Podsiadłowski S., Domek P., Romanowicz-Brzozowska W. 2010b: Functioning of the Lake Rusałka ecosystem in Poznań (Western Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 39(3): 65–80.
- Grochowska J., Brzozowska R., Parszuto K., Tandyrak R. 2017: Modifications in the trophic state of an urban lake restored by different methods. *Journal of Elementology*, 22(1): 43–53.
- Hardy J. 2008: Washington State Recreational Guidance for Microcystins (Provisional) and Anatoxin-a (Interim/Provisional). Final Report, Washington State Department of Health. Washington: 14.
- Hawkins P., Lampert W. 1989: The effect of *Daphnia* body size on filtering rate inhibition in the presence of a filamentous Cyanobacterium. *Limnology and Oceanography*, 34(6): 1084–1089.
- Hutorowicz A. 2013: Ocena stanu ekologicznego jezior z wykorzystaniem fitoplanktonu. W: H. Ciecierska, M. Dynowska (red.), Biologiczne metody oceny stanu środowiska. T. 2. Ekosystemy wodne. Wydawnictwo Mantys, Olsztyn: 38–58.
- Hutorowicz A., Pasztaleniec A. 2011: Procedura oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o multimetryki fitoplanktonowy Phytoplankton Metric for Polish Lakes – PMPL. GIOŚ, Warszawa–Olsztyn.
- Hutorowicz A., Pasztaleniec A. 2014: Phytoplankton metric of Ecological Status assessment for Polish lakes and its performance along nutrient gradients. *Polish Journal of Ecology*, 62: 525–542.

- Jaworska B., Dunalska J., Górniak D., Bowszys M. 2014: Phytoplankton dominance structure and abundance as indicators of the trophic state and ecological status of Lake Kortowskie (northeast Poland) restored with selective hypolimnetic withdrawal. *Archives of Polish Fisheries*, 22(1): 7–15.
- Jurczak T., Wojtal-Frankiewicz A., Kaczkowski Z., Oleksińska Z., Bednarek A., Zalewski M. 2018: Restoration of a shady urban pond – The pros and cons. *Journal of Environmental Management*, 217: 919–928.
- Kobos J., Błaszczuk A., Hohlfeld N., Toruńska-Sitarz A., Krakowiak A., Hebel A., Sutryk K., Grabowska M., Toporowska M., Kokociński M., Messyasz B., Rybak A., Napiórkowska-Krzebietke A., Nawrocka L., Pelechata A., Budzyńska A., Zagajewski P., Mazur-Marzec H. 2013: Cyanobacteria and cyanotoxins in Polish freshwater bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42(4): 358–378.
- Kokociński M., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Spoo L., Meriluoto J., Rejmonczyk E., Hautala H., Vehniäinen M., Pawełczyk J., Soininen J. 2013: *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsin-producing cyanobacterium in Polish lakes. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8): 5243–5264.
- Kokociński M., Soininen J. 2012: Environmental factors related to the occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) at the north-eastern limit of its geographical range. *European Journal of Phycology*, 47(1): 12–21.
- Kokociński M., Stefaniak K., Mankiewicz-Boczek J., Izydorczyk K., Soininen J. 2010: The ecology of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) in two hypereutrophic lakes dominated by *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyta). *European Journal of Phycology*, 45(4): 365–374.
- Kowalczevska-Madura K., Rosińska J., Gołdyn R., Kozak A., Dondajewska R., Podsiadłowski S., Sławińska B. 2017: Reakcja ekosystemu Jeziora Swarzędzkiego na zabiegi rekultywacyjne w latach 2011–2016. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. PZiTS, Oddział Toruń: 219–228.
- Kozak A. 2009: Community structure and dynamics of phytoplankton in Lake Uzarzewskie. *Teka Komisji Ochrony Przyrody i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego*, 6: 146–152.
- Kozak A., Celewicz-Gołdyn S., Kuczyńska-Kippen N. 2019: Cyanobacteria in small water bodies: the effect of habitat and catchment area conditions. *Science of the Total Environment*, 646: 1578–1587.
- Kozak A., Dondajewska R., Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K. 2013a: Skuteczność zabiegów rekultywacyjnych stosowanych w Zbiorniku Maltańskim w ostatnich czterech latach. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. PZiTS, Oddział Toruń: 1–8 (załącznik).
- Kozak A., Dondajewska R., Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K., Piwowarczyk D. 2017b: Stan Zbiornika Średniego w Turawie jako wynik jego rekultywacji. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. PZiTS, Oddział Toruń: 205–217.
- Kozak A., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Holona T. 2013b: Water quality and phytoplankton in selected lakes and reservoirs under restoration measures in Western Poland. *Polish Journal of Natural Sciences*, 24(2): 217–226.
- Kozak A., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Holona T., Fabiś M. 2014a: Rekultywacja trzech zbiorników wodnych użytkowanych rekreacyjnie – potrzeby i rezultaty. W: A. Hakuć-Błażowska, G. Furgała-Selezniow, A. Skrzypczak (red.), *Problemy turystyki i rekreacji wodnej*. Wyd. UMW, Olsztyn: 217–224.
- Kozak A., Gołdyn R. 2004: Zooplankton versus phyto- and bacterioplankton in the Maltański Reservoir (Poland) during an extensive biomanipulation experiment. *Journal of Plankton Research*, 26(1): 37–48.

- Kozak A., Gołdyn R. 2014: Variation in phyto- and zooplankton of restored Lake Uzarzewskie. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(4): 1201–1209.
- Kozak A., Gołdyn R. 2016: Macrophyte response to the protection and restoration measures of four water bodies. *International Review of Hydrobiology*, 101: 1–13.
- Kozak A., Gołdyn R., Dondajewska R. 2015a: Phytoplankton composition and abundance in restored Maltański Reservoir under the influence of physico-chemical variables and zooplankton grazing pressure. *PLoS ONE*, 10(4): e0124738.
- Kozak A., Gołdyn R., Dondajewska R., Kowalczywska-Madura K., Frankiewicz M. 2015b: Autorekultywacja Jeziora Sławskiego. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. PZiTS, Oddział Toruń: 227–239.
- Kozak A., Gołdyn R., Dondajewska R., Kowalczywska-Madura K., Holona T. 2017a: Changes in phytoplankton and water quality during sustainable restoration of an urban lake used for recreation and water supply. *Water*, 9(9): 713.
- Kozak A., Gołdyn R., Dondajewska R., Kowalczywska-Madura K., Podsiadłowski S. 2009: Rekultywacja Zbiornika Maltańskiego w Poznaniu w latach 2005–2008. W: G. Malina (red.), *Rekultywacja i rewitalizacja terenów zdegradowanych*. PZiTS, Oddział Poznań: 329–344.
- Kozak A., Gołdyn R., Kowalczywska-Madura K., Dondajewska R., Podsiadłowski S. 2007: Rekultywacja Zbiornika Maltańskiego w Poznaniu. W: R. Wiśniewski, J. Piotrowiak (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. PZiTS, Oddział Toruń: 225–230.
- Kozak A., Gołdyn R., Kowalczywska-Madura K., Zimmer M. 2012: Water quality and phytoplankton of the recreationally used Lake Sławskie. *Polish Journal of Natural Sciences*, 27(4): 419–431.
- Kozak A., Gołdyn R., Kowalczywska-Madura K., Zimmer M. 2014b: Jakość wody oraz składniki planktonu Jeziora Sławskiego w roku 2011. W: A. Hakuć-Błażowska, Furgała, G. Selezniow, A. Skrzypczak (red.), *Problemy turystyki i rekreacji wodnej*. Wyd. UMW, Olsztyn: 195–216.
- Kozak A., Graf M. 2013: Phytoplankton composition in Maltański Reservoir and the lowest part of Cybina River. *Botanika Steciana*, 17: 85–94.
- Kozak A., Kowalczywska-Madura K., Gołdyn R., Czart A. 2014c: Phytoplankton composition and physicochemical properties in Lake Swarzędzkie (Midwestern Poland) during restoration: Preliminary results. *Archives of Polish Fisheries*, 22: 17–28.
- Kozak A., Rosińska R., Gołdyn R. 2018: Changes in the phytoplankton structure due to prematurely limited restoration treatments. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(3): 1097–1103.
- Kurmayer R. 2001: Competitive ability of *Daphnia* under dominance of non-toxic filamentous cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 442: 279–289.
- Łotocka M. 2001: Toxic effect of cyanobacterial blooms on the grazing activity of *Daphnia magna* Straus. *Oceanologia*, 43(4): 441–453.
- Malbrouck C., Kestemont P. 2006: Effects of microcystins on fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(1): 72–86.
- Messyasz B., Kowalczywska-Madura K., Cerbin S. 2012: Jezioro Durowskie jako przykład wielostronnej rekultywacji (natlenienie, immobilizacja fosforu, biomanipulacja). W: A.M. Wyrwa (red.), *Ryby w kulturze i rekultywacja środowiska wodnego. Szkic historyczny i badania hydrobiologiczne*. Wydawnictwo Pejzaż: 59–94.
- Napiórkowska-Krzebietke A., Hutorowicz A. 2006: Long-term changes of phytoplankton in Lake Niegocin, in the Masurian Lake Region, Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 35(3): 209–226.

- Osuch E., Osuch A., Podsiadłowski S., Przybył J., Ratajczak J. 2015: Efekty rekultywacji Jeziora Strzeszyńskiego. W: A.E. Ławniczak (red.), Sposoby ochrony i rekultywacji jezior poznańskich. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań: 41–48.
- Pawlik-Skowrońska B., Toporowska M. 2011: Blooms of toxin-producing Cyanobacteria – a real threat in small dam reservoirs at the beginning of their operation. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40: 30–37.
- Pełechata A., Messyasz B., Ławniczak A.E. 2015: Reakcja fitoplanktonu na zabiegi rekultywacyjne i biomanipulację w Jeziorze Góreckim. W: A.E. Ławniczak (red.), Sposoby ochrony i rekultywacji jezior poznańskich. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań: 179–193.
- Pełechata A., Pełechaty M., Pukacz A. 2006: Cyanoprokaryota of shallow lakes of Lubuskie Lakeland (mid-western Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies* 35(1): 3–14.
- Podsiadłowski S., Osuch E., Osuch A. 2015: Metody rekultywacji jezior na przykładzie jezior wielkopolskich. W: A.E. Ławniczak (red.), Sposoby ochrony i rekultywacji jezior poznańskich. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań: 101–107.
- Rosińska J., Gołdyn R., Podsiadłowski S., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Kozak A., Ruskowska-Cichońska B. 2013: Wstępne rezultaty rekultywacji Jeziora Swarzędzkiego. W: R. Wiśniewski (red.), Ochrona i rekultywacja jezior. Wyd. PZITS, Odszał Toruń: 189–198.
- Rosińska J., Kozak A., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R. 2018: Water quality response to sustainable restoration measures – case study of urban Swarzędzkie Lake. *Ecological Indicators*, 84: 437–449.
- Rosińska J., Kozak A., Dondajewska R., Gołdyn R. 2017: Cyanobacteria blooms before and during the restoration process of a shallow urban lake. *Journal of Environmental Management*, 198: 340–347.
- Rzymyński P., Brygider A., Kokociński M. 2017: On the occurrence and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Poland. *Limnological Review*, 17(1): 23–29.
- Sarnelle O. 2007: Initial conditions mediate the interaction between *Daphnia* and bloom-forming cyanobacteria. *Limnology and Oceanography*, 52(5): 2120–2127.
- Shapiro J., Lamarra V., Lynch M. 1975: Biomanipulation, an ecosystem approach to lake restoration. W: P.L. Brezonik, J.L. Fox (red.), Proceedings of a Symposium on Water Quality Management Through Biological Control. University of Florida, Gainesville, FL: 85–96.
- Sikora A., Dawidowicz P. 2017: Breakage of cyanobacterial filaments by small- and large sized *Daphnia*: are there any temperature-dependent differences? *Hydrobiologia*, 798: 119–126.
- Solis M., Pawlik-Skowrońska B., Kalinowska R. 2016: Seasonal changes of phytoplankton and cyanobacteria/cyanotoxin risk in two shallow morphologically altered lakes: Effects of water level manipulation (Wieprz–Krzna Canal System, Eastern Poland). *Ecological Indicators*, 66: 103–112.
- Søndergaard M., Lauridsen T.L., Johansson L.S., Jeppesen E. 2017: Repeated Fish Removal to Restore Lakes: Case Study of Lake Væng, Denmark – Two Biomanipulations during 30 Years of Monitoring. *Water*, 9: 43.
- Stefaniak K., Gołdyn R., Kowalczevska-Madura K. 2007: Changes of summer phytoplankton communities in Lake Swarzędzkie in the 2000–2003 period. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36(1): 77–85.
- Stefaniak K., Kokociński M. 2005: Occurrence of invasive cyanobacteria species in polymictic lakes of the Wielkopolska region (Western Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34 (suppl. 3): 137–148.

- Stefaniak K., Kokociński M., Messyas B. 2005: Dynamic of *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. blooms in polymictic Lake Laskownickie and Grylewskie (Wielkopolska region), Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34 (suppl. 3): 125–136.
- Szeląg-Wasielewska E., Pajchrowska M., Mądrecka B. 2016: Biomineralizacja a jakość i trofia wód powierzchniowych. W: Z. Dymaczewski, J. Jeż-Walkowiak, A. Urbaniak (red.), *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*. PZiTS, Oddział Poznań: 395–412.
- Wejnerowski Ł., Cerbin S., Wojciechowicz M.K., Dziuba M.K. 2016: Differences in cell wall of thin and thick filaments of cyanobacterium *Aphanizomenon gracile* SAG 31.79 and their implications for different resistance to *Daphnia* grazing. *Journal of Limnology*, 75(3): 634–643.
- Wilk-Woźniak E., Najberek K. 2013: Towards clarifying the presence of alien algae in inland waters – can we predict places of their occurrence? *Biologia Section Botany*, 68/5: 838–844.
- Wiśniewska B., Luścińska M. 2012: Long-term changes in the phytoplankton of Lake Charzykowskie. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41(3): 90–98.
- Wood R. 2016: Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure – A review of the literature. *Environment International*, 91: 276–282.
- Zalewski M., McClain M., Eslamian C.S. 2016: Ecohydrology – the background for the integrative sustainability science. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 16(2): 71–73.
- Zanchett G., Oliveira-Filho E.C. 2013: Cyanobacteria and cyanotoxins: from impacts on aquatic ecosystems and human health to anticarcinogenic effects. *Toxins*, 5(10): 1896–1917.

Joanna Rosińska¹, Renata Dondajewska-Pielka²,
Michał Rybak², Anna Kozak², Ryszard Gołdyn²

MAKROFITY I MAKROGLONY: KIERUNKI PRZEMIAN I KONSEKWENCJE PRZEPROWADZONYCH DZIAŁAŃ W JEZIORACH ZEUTROFIZOWANYCH

MACROPHYTES AND FILAMENTOUS GREEN ALGAE:
TRENDS IN CHANGES AND CONSEQUENCES OF ACTIVITIES
CARRIED OUT IN EUTROPHICATED LAKES

¹Zakład Medycyny Środowiskowej, Uniwersytet Medyczny w Poznaniu, ul. Rokietnicka 8,
60-806 Poznań

²Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań

SUMMARY

Macrophytes are crucial to proper functioning of aquatic ecosystems. As a result of progressive eutrophication of lakes, the degradation of their ecosystem is manifested by strong water bloom, low water transparency and disappearance of submerged macrophytes. These are the visible consequences of intense human pressure. To prevent further deterioration of the condition of water, it is necessary to remove sources of pollution. A good state of water can be achieved by means of restoration treatments.

For many years, researchers from the Department of Water Protection at Adam Mickiewicz University in Poznań have studied changes in the composition and range of phytolittoral in lakes with high trophies and subjected to remedial

measures. An analysis has been carried out on four shallow lakes in which the source of pollution was cut off or limited. Three of them have been restored by means of different methods.

The phenomenon of self-restoration was observed in Sławskie Lake which is considerably large. The elodeids and charophytes quickly took over the littoral, therefore the state of the water was recognised as good. A gradual improvement was observed in Swarzędzkie Lake. The phytolittoral has been rebuilt; the growth of the species characteristic of a high trophic state was arrested, accompanied by a return of submerged macrophytes. However, in Konin Lake and Raczyńskie Lake, the treatments were ineffective. Elodeids were still absent or limited to a small patch of *Ceratophyllum demersi*. It seems that in a severely degraded lake, more time and more intense treatment is needed to improve water quality and to restore the submerged macrophytes.

ROLA MAKROFITÓW I MAKROGLONÓW W FUNKCJONOWANIU EKOSYSTEMÓW WODNYCH

Zarówno makrofity, jak i makroglony pełnią istotną rolę w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych (Søndergaard i in. 2013; Trajanovska i in. 2014). Biorą aktywny udział w obiegu pierwiastków, szczególnie azotu, fosforu czy węgla, poprzez ich transport i akumulację (Carpenter 1980; Szmaja 2006). Produkują tlen podczas procesów fotosyntezy (Ciecierska, Kolada 2014). Zapobiegają resuspensji osadów i ograniczają zasilanie wewnętrzne (Ozimek i in. 1990). Efektywnie konkurują z fitoplanktonem o zasoby środowiskowe oraz ograniczają jego rozwój poprzez oddziaływania allelopatyczne, co skutecznie wpływa na wzrost przezroczystości wody (van Donk, van de Bund 2002; Irfanullah, Moss 2005; Szmaja 2006). Stanowią też miejsce rozrodu narybku oraz refugium i bazę pokarmową dla zooplanktonu, makrobezkręgowców i kręgowców (Ciecierska, Kolada 2014; Nagengast, Kuczyńska-Kippen 2015). Ich obecność zależy od wielu czynników, takich jak: warunki świetlne, dostępność składników odżywczych, typ osadów, zmiany hydromorfologiczne (np. wahania poziomu wody, zabudowa strefy brzegowej), a także użytkowanie zlewni (Sender 2012; Jusik, Macioł 2014; Nagengast, Kuczyńska-Kippen 2015).

Każda grupa hydromakrofitów pełni znaczącą rolę w utrzymaniu homeostazy ekosystemów wodnych. Rosnąca wzdłuż brzegów roślinność wynurzona (helofity) tworzy swoistą barierę wyłapującą azot i fosfor, dzięki czemu zatrzymuje dopływające ze zlewni nutrieny. Helofity są wrażliwe na zmiany poziomu wody i odzwierciedlają zmiany hydromorfologiczne w zbiorniku (Kolada 2010; Jusik, Macioł 2014). Nymfeidy, makroglony oraz roślinność podwodna (elodeidy) pobierają składniki odżywcze zarówno z wody (formy niezakorzenione), jak i z wody i osadów (formy zakorzenione), przez co ograniczają rozwój fitoplanktonu (van Donk, van de Bund 2002; Dondajewska i in. 2007, 2008).

Makrofity i makroglony charakteryzują się wysoką wartością środowiskową (Ciecierska, Kolada 2014). Ze względu na dobrze zdefiniowane optima ekologiczne są dobrymi bioindykatorami: postępującej eutrofizacji (Hutorowicz, Dziedzic 2008; Søndergaard i in. 2013), zanieczyszczeń (np. metalami ciężkimi; Messyasz i in. 2015), a także poprawy jakości wód w jeziorze (Kozak, Gołdyn 2016; Rosińska i in. 2017). Dzięki temu, że makrofity reagują wolno i stopniowo oraz z pewnym opóźnieniem na zmiany zachodzące w środowisku, są dobrymi długoterminowymi wskaźnikami stanu ekologicznego ekosystemów wodnych (Søndergaard i in. 2013; Kolada i in. 2014; Trajanovska i in. 2014). Dlatego analizując skład jakościowy i ilościowy roślinności w środowisku wodnym, można stosunkowo łatwo i szybko ocenić jego kondycję (Pełechaty, Pronin 2015).

POSTĘPUJĄCA EUTROFIZACJA EKOSYSTEMÓW WODNYCH

Intensywna i nie zawsze rozważna działalność człowieka powoduje wzrost dopływu nutrientów ze zlewni do rzek i jezior. Ekosystemy wodne były i są degradowane m.in. przez odprowadzanie ścieków komunalnych czy wód burzowych do jezior lub intensywne ich użytkowanie rekreacyjne. Wzmoczona antropopresja oddziałuje negatywnie na organizmy żyjące w ekosystemach wodnych (Søndergaard, Jeppesen 2007). Postępująca eutrofizacja silnie wpływa m.in. na ograniczenie rozwoju makrofitów i makroglonów w jeziorach, szczególnie w tych płytkich, bardziej podatnych na degradację (Søndergaard, Jeppesen 2007; Phillips i in. 2016).

Płytkie, eutroficzne jeziora mogą występować w dwóch alternatywnych stanach stabilnych. Pierwszy – stan czystowodny, charakteryzuje się wysoką przezroczystością i obfitością roślinności zanurzonej, natomiast drugi – stan mętnowodny, cechuje się niską przezroczystością i wysokim zagęszczeniem fitoplanktonu (Scheffer i in. 1993; van Donk, van de Bund 2002). Stan czystowodny jest wspierany przez zdolność niektórych elodeidów i makroglonów (np. *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Chara* spp., *Cladophora glomerata*) do produkcji substancji allelopatycznych, które hamują rozwój fitoplanktonu i cyjanobakterii (van Donk, van de Bund 2002; Dondajewska i in. 2007; Fabrowska i in. 2018; Pikosz i in. 2019). Pozwala to utrzymać optymalne warunki dla rozwoju makrofitów, a jakość wód pozostaje na wyższym poziomie (Immers i in. 2014; Nangengast, Kuczyńska-Kippen 2015). Jednak gdy do zbiornika dopływają wysokie stężenia składników odżywczych ze zlewni, a ich koncentracje w wodzie stają się zbyt wysokie, by były w całości wykorzystane przez makrofity, tworzą się dogodne warunki do rozwoju fitoplanktonu. Poprzez intensywny rozwój i tworzenie zakwitów ogranicza on dostępność światła, uniemożliwiając rozwój elodeidów i makroglonów (np. ramienic) czy nawet powodując ich zanik (Søndergaard i in. 2013). Jezioro przechodzi wtedy w stan mętnowodny (Moss 1990; Scheffer i in. 1993; Klimaszuk i in. 2015).

METODY BADAŃ I CHARAKTERYSTYKA WYBRANYCH JEZIOR

W Zakładzie Ochrony Wód Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu były prowadzone wieloletnie badania składu i rozwoju roślinności w jeziorach charakteryzujących się wysoką trofią, zlokalizowanych w województwie wielkopolskim i lubuskim. Jeziora te były poddane antropopresji (odprowadzanie ścieków, wzmożona rekreacja), a także działaniom naprawczym – w zlewniach przeprowadzono zabiegi ochronne, a dodatkowo niektóre z nich poddano rekultywacji. Wybrane ekosystemy wodne zostały przeanalizowane pod kątem określenia przemian składu jakościowego i ilościowego fitocenoz w jeziorach zeutrofizowanych, przed, a następnie w trakcie podjętych działań, polegających na zastosowaniu tylko zabiegów ochronnych lub ochronnych i rekultywacyjnych. Na tej podstawie określono kierunek przemian roślinności w zbiornikach i konsekwencje wynikające z podjętych działań.

Badania przeprowadzano w szczycie sezonu wegetacyjnego (lipiec–wrzesień). Analizy wykonywano metodą mapowania na jeziorach: Konin, Raczyńskim, Swarzędzkim (Rosińska i in. 2017; Rosińska, Gołdyn 2018; Dondajewska i in. 2019), natomiast metodą transektów na Jeziorze Sławskim (Kozak, Gołdyn 2016). Obecność makrofitów podwodnych była sprawdzana przy użyciu kotwiczki. Na podstawie dominujących gatunków określano zbiorowiska. Rozmieszczenie fitocenoz dokumentowano za pomocą GPS. Uzyskane dane terenowe zostały wykorzystane do oszacowania powierzchni zajmowanych przez poszczególne zbiorowiska przy użyciu programu ArcGIS for Desktop10. Następnie obliczono Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego (ESMI; Ciecierska, Kolada 2014), dzięki któremu można było określić stan ekologiczny jeziora (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 roku).

Badane akweny należały do niezbyt głębokich (najgłębsze – Jezioro Sławskie – maksymalna głębokość 12,3 m), często miejskich zbiorników wodnych (tab. 1). Ich powierzchnia jest średniej wielkości (nieco poniżej 100 ha), z wyjątkiem Jeziora Sławskiego (ponad 8-krotnie większe od pozostałych). Wszystkie zbiorniki są przepływowe. Zlewnie, o charakterze leśnym i rolniczym, zajmują powierzchnie o zróżnicowanej wielkości – od blisko 3 do 206 km², co powoduje, że przynajmniej niektóre z tych jezior są odbiornikami zanieczyszczeń pochodzących z rozległych obszarów (tab. 1). Ze względu na atrakcyjne walory krajobrazowe i położenie – w pobliżu lasów i w bliskiej odległości zabudowy miejskiej lub rekreacyjnej, były wykorzystywane turystycznie. W rezultacie jeziora te uległy silnej eutrofizacji. Aby poprawić stan ekologiczny ich wód i wyeliminować zakwity, zwłaszcza wywoływane przez potencjalnie toksyczne sinice, zastosowano zabiegi ochronne. Działania były prowadzone w obrębie zlewni i polegały na zlokalizowaniu źródeł zanieczyszczeń i, w miarę możliwości, ich usunięciu lub ograniczeniu ich wpływu (np. poprzez wybudowanie grobli; Dondajewska i in. 2019). Gospodarka wodno-ściekowa została uporządkowana (m.in. ścieki komunalne zostały odprowadzone do oczyszczalni ścieków, wybudowano kanalizację deszczową; Kozak i in. 2015; Rosińska, Gołdyn 2018; Rosińska i in. 2018). Nie zawsze

Tabela 1. Charakterystyka morfometryczna i roślinna analizowanych jezior; powierzchnia roślinności z początku i końca okresu badawczego (¹Dondajewska i in. 2019; ²Gołdyn i in. 2015; ³Rosińska, Gołdyn 2018; ⁴Kozak, Gołdyn 2016; ⁵Rosińska i in. 2018)
 Table 1. Morphometric and plant characteristics of the analysed lakes; plant results relate to the beginning and end of the study period (¹Dondajewska et al. 2019; ²Gołdyn et al. 2015; ³Rosińska, Gołdyn 2018; ⁴Kozak, Gołdyn 2016; ⁵Rosińska et al. 2018)

Parametr	J. Konin ¹	J. Raczyńskie ^{2,3}	J. Sławskie ⁴	J. Swarzędzkie ⁵
Współrzędne geograficzne	52°38'64"N, 15°87'45"E	52°08'36"N 17°09'56"E	51°53'11"N 16°01'12"E	52°24'49"N 17°03'54"E
Województwo	lubuskie	wielkopolskie	lubuskie	wielkopolskie
Powierzchnia jeziora (ha)	88,0	84,4	817,0	93,7
Głębokość maks. (m)	4,0	5,8	12,3	7,2
Głębokość średnia (m)	3,1	2,8	5,9	2,6
Dł. linii brzegowej (m)	3800	6225	26 400	6650
Odpływowość	przeływowe	przeływowe	przeływowe	przeływowe
Powierzchnia zlewni (km ²)	2,59	9,15	206,00	178,00
Użytkowanie zlewni	leśne	leśno-rolnicze	leśno-rolnicze	rolnicze
Źródła zanieczyszczeń	cofka wód rzeki Obry podczas wysokiego stanu jej wód	ścieki komunalne z ośrodków wypoczynkowych, terenów rekreacyjnych i Zaniemyśla	ścieki komunalne z ośrodków wypoczynkowych i zakładów przetwórstwa mięsnego i ubojni	ścieki komunalne z miasta Swarzędza
Działania ochronne	2013 – grobla	ok. 2000 roku – ograniczenie źródeł zanieczyszczeń – budowa kanalizacji sanitarnej dla Zaniemyśla i sąsiednich wsi	2008 rok – eliminacja głównego źródła zanieczyszczeń – uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej (modernizacja oczyszczalni)	1991 rok – ograniczenie źródeł zanieczyszczeń – uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej (odprowadzanie ścieków do oczyszczalni)
Okres trwania rekultywacji	2014 rok	od 1998 roku	–	2012–2014

Parametr	J. Konin ¹	J. Raczyńskie ^{2,3}	J. Sławskie ⁴	J. Swarzędzkie ⁵
Metody rekultywacyjne	zrównoważona rekultywacja (efektywne mikroorganizmy i słoma jęczmienna)	okresowe natlenianie za pomocą sprężonego powietrza z dyfuzorów nad dnem	autorekultywacja	zrównoważona rekultywacja (natlenianie wód naddennych za pomocą aeratora pulweryzacyjnego, inaktywacja fosforu i biomaniplucja)
Okres badań	2011–2015	1970–1971, 2015	2010–2012	2012–2014
Powierzchnia fitolitoralu (ha)	3,81–>4,87	8,19	–*	42,3–>36,9
Helofity (%)	94,2–>86,4	87,4	18,0–>10,0	76,5–>81,4
Nymfeidy (%)	5,8–>13,6	12,6	7,0–>6,0	11,2–>16,1
Elodeidy (%)	0,00	0,03	75,00–>82,00	12,30–>2,50
Ramienice (%)	–	–	2,0	–

* – brak informacji

odcięcie lub ograniczenie dopływu zanieczyszczeń jest wystarczające, aby jezioro samo powróciło do stanu przed drastycznym pogorszeniem jakości wód. Dlatego aplikowano różne metody rekultywacyjne, aby wspomóc jezioro w odnowie i przywróceniu dobrego stanu (tab. 1).

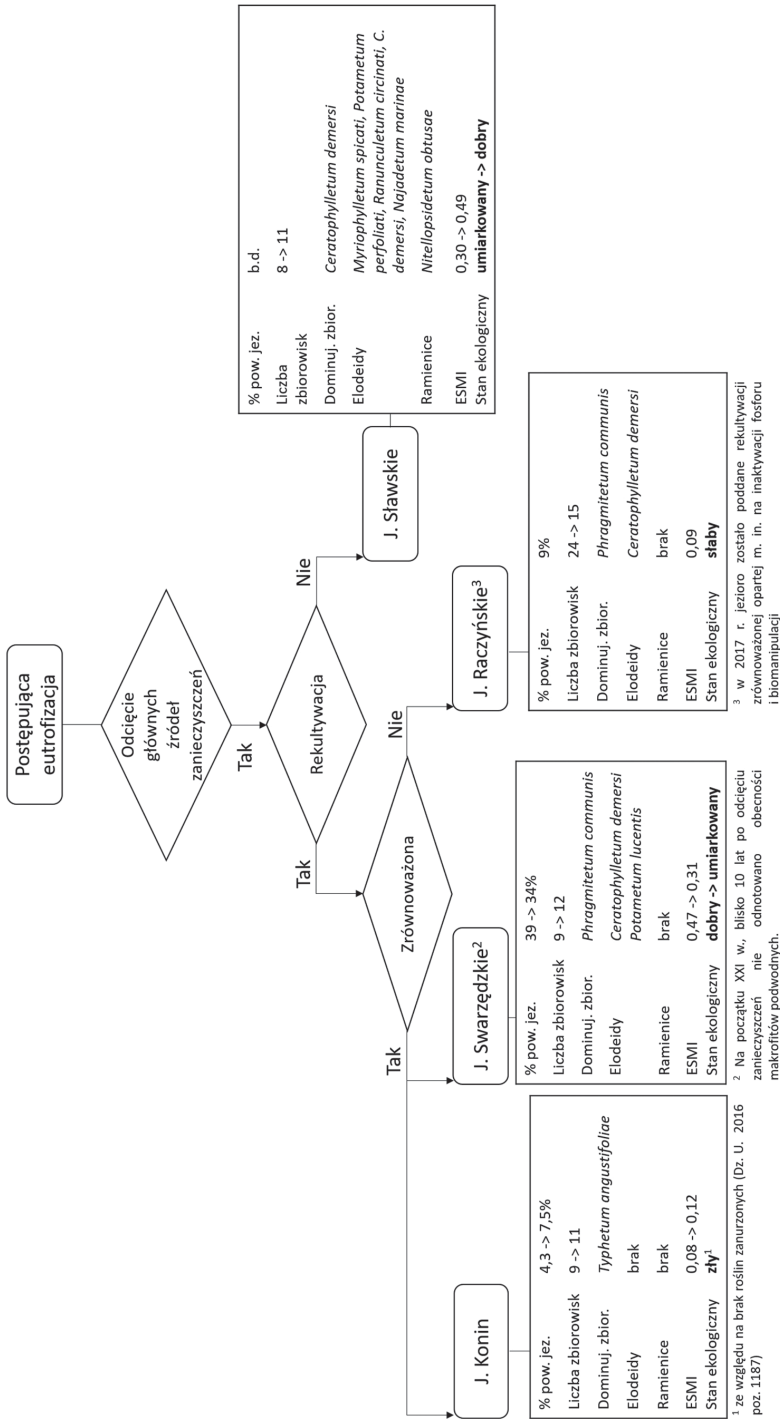
WPLYW PODJĘTYCH DZIAŁAŃ NA ORGANIZMY ROŚLINNE – STUDIUM PRZYPADKÓW

Mimo że już w latach 50. XX wieku rozpoczęto poszukiwanie skutecznych metod rekultywacyjnych (Dunalska 2002), wciąż niedostatecznie poznano wpływ aplikowanych zabiegów na organizmy wodne. W konsekwencji, chociaż w niektórych zbiornikach poddanych zabiegom rekultywacji obserwowany jest powrót makrofitów podwodnych (Gołdyn i in. 2013; Bakker i in. 2016), to zauważono także negatywne efekty stosowanych metod (Immers i in. 2014; Rybak i in. 2017a, b). Mimo to aktualnie, w świetle wymagań Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW, Dyrektywa 2000) nakładającej na państwa EU obowiązek doprowadzenia wód do dobrego stanu, trudno zaproponować działania alternatywne. Poniżej porównano wpływ działań ochronnych (Jezioro Sławskie) oraz działań ochronnych

i rekultywacyjnych (jeziora Konin, Raczyńskie i Swarzędzkie) na rozwój makrofitów w zdegradowanych zbiornikach.

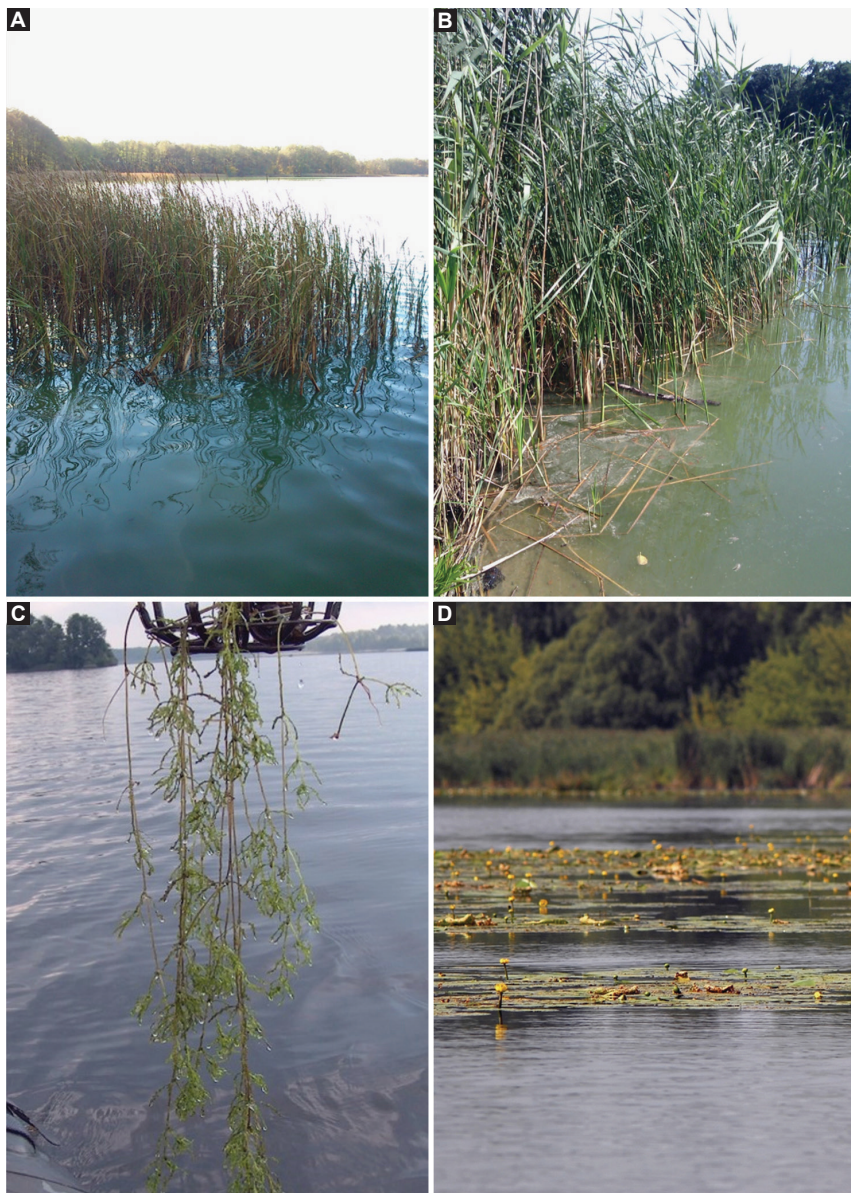
Jeziro Sławskie, jako największe jezioro w województwie lubuskim, stanowi atrakcyjne miejsce turystyczne i rekreacyjne. Jednak nieodpowiednio prowadzona gospodarka wodno-ściekowa w okolicznych ośrodkach wypoczynkowych oraz zakładach przetwórstwa mięsnego i ubojniach przyczyniła się do degradacji jeziora i silnych zakwitów wody wywołanych przez sinice (Kozak i in. 2015). Aby ograniczyć dopływ ścieków i spowolnić postępujące procesy eutrofizacji, w 2008 roku rozbudowano i zmodernizowano oczyszczalnię ścieków w miejscowości Sława. Odcięto główne źródła zanieczyszczeń, jednak ze względu na brak finansowania nie przeprowadzono zabiegów rekultywacyjnych. Mimo to jezioro było monitorowane. Dzięki podjętym działaniom w zlewni do 2011 roku obserwowano stopniową poprawę jakości wód – jezioro uległo w pewnym stopniu autorekultywacji (Kozak i in. 2015). Niestety w 2012 roku nastąpiło pogorszenie parametrów wody i pojawił się intensywny zakwit wywołany przez sinice (Kozak, Gołdyn 2016). Pomimo to w trakcie prowadzonych badań (2010–2012) zaobserwowano obecność od 8 do 11 fitocenoz, głównie podwodnych (6 zbiorowisk, pokrywających ponad 75% fitolitoralu; tab. 1, ryc. 1) z dominującym *Ceratophyllum demersi* (zajmującym ponad 50% fitolitoralu). Powierzchnia porastana przez elodeidy i nymfeidy systematycznie wzrastała. W 2011 roku odnotowano obecność *Najas marina* (fot. 1C) oraz ramienicy – *Nitellopsis obtusa*, które w kolejnym roku zajmowały większą powierzchnię. W okresie badawczym ramienice pokrywały około 2% fitolitoralu. Obecność helofitów była nieznaczna – porastały średnio 13% fitolitoralu. Stan ekologiczny wód w Jeziorze Sławskim, określony na podstawie wskaźnika ESMI, poprawił się z umiarkowanego na dobry. Znacząca dominacja roślinności podwodnej wiązała się z poprawą jakości wody. Pojawienie się ramienic również wskazywało na pozytywną odpowiedź ekosystemu na odcięcie głównych źródeł zanieczyszczeń, mimo braku zastosowania zabiegów rekultywacyjnych. Stopniowemu samooczyszczeniu z pewnością sprzyjały mechanizmy ochronne jeziora, wynikające z jego dużej powierzchni i objętości wody (Kozak, Gołdyn 2016).

W jeziorze Konin, również położonym w województwie lubuskim, także występowały silne zakwity wody wywołane przez sinice. Jezioro zasilają wyłącznie drobne leśne ciekі tymczasowe. Mimo to bliska lokalizacja rzeki Obry powoduje, że przy falach wezbraniowych zanieczyszczone wody niesione rzeką przelewają się do jeziora, dostarczając mu duże ładunki azotu i fosforu. Przyczyniło się to do przyspieszenia eutrofizacji ekosystemu i uniemożliwiło wykorzystanie rekreacyjne (Dondajewska i in. 2019). Od początku prowadzenia badań (2011 rok) nie obserwowano obecności makrofitów podwodnych, a jedynie roślinność wynurzoną i o liściach pływających (tab. 1, ryc. 1). Niezmiennie dominowały helofity – głównie zbiorowiska *Typhetum angustifoliae* (fot. 1A) i *Phragmitetum communis*. Liczne były płaty nymfeidów – *Nupharo-Nymphaeetum albae*. Aby zapobiec dalszej degradacji i ograniczyć wpływ rzeki na jezioro, latem 2013 roku wybudowano groblę, która miała odcinać dopływ wód z Obry (Dondajewska i in. 2019; tab. 1, ryc. 1). W tym samym roku zbiorowisko pałki wąskolistnej zajmowało największą powierzchnię – blisko 5,5 ha. Wtedy również odnotowano najwyższą



Ryc. 1. Działania ochronne i rekultywacyjne oraz zmiany składu ilościowego i jakościowego fitocenozy w wybranych jeziorach (% pow. jez. - procent powierzchni jeziora pokryty przez makrofity)

Fig. 1. Protection and restoration activities as well as changes to the quantitative and qualitative composition of the phytocoenoses in the analysed lakes (% pow. jez. - percentage of lake surface covered by macrophytes)



Fot. 1. Makrofity w analizowanych zbiornikach: A – *Typhetum angustifoliae* – jezioro Konin, B – *Phragmitetum communis* – Jezioro Raczyńskie, C – *Najas marina* – Jezioro Sławskie, D – *Nupharo-Nymphaeetum albae* – Jezioro Swarzędzkie (fot. R. Dondajewska, J. Rosińska, A. Kozak, P. Pielka)

Phot. 1. Macrophytes in the analysed lakes: A – *Typhetum angustifoliae* – Konin Lake, B – *Phragmitetum communis* – Raczyńskie Lake, C – *Najas marina* – Sławskie Lake, D – *Nupharo-Nymphaeetum albae* – Swarzędzkie Lake (photo: R. Dondajewska, J. Rosińska, A. Kozak, P. Pielka)

liczbę zbiorowisk – 11. Nadal nieobecne były jednak gatunki podwodne. Następnie w 2014 roku jezioro zostało poddane rekultywacji opartej na zastosowaniu efektywnych mikroorganizmów oraz słomy jęczmiennej. Zaobserwowano wtedy zmniejszenie się powierzchni zajmowanej przez *Typhetum angustifoliae*, a w jej miejsce wchodziło *Phragmitetum communis*, które zwiększyło swoją powierzchnię prawie 2-krotnie i zajmowało blisko 0,8 ha. Mogło to być spowodowane stopniowym zmniejszaniem się koncentracji fosforu w wodzie. Również zbiorowisko nymfeidów pokrywało większą powierzchnię. W ostatnim roku badań zaobserwowano najwyższy udział nymfeidów w stosunku do helofitów (tab. 1). Mimo to ani redukcja obciążenia zewnętrznego, ani aplikacja efektywnych mikroorganizmów nie wpłynęły znacząco na zmniejszenie koncentracji składników odżywczych, a co za tym idzie – na trwałą przebudowę składu ilościowego i jakościowego fitoplanktonu i makrofitów. Dominujące zakwity sinic uniemożliwiły powrót roślinności podwodnej. Mimo zmian i wzrostu wartości wskaźnika ESMI, który wskazywał na stan słaby, musiał on być obniżony do złego z powodu braku elodeidów (Dondajewska i in. 2019). Niewielka głębokość i znaczna powierzchnia jeziora, sprzyjające intensywnemu zasilaniu wewnętrznemu (uwalnianiu się nagromadzonych nutrientów z osadów), a także pólplenny charakter powierzchniowej warstwy osadów dennych, uniemożliwiały poprawę jakości wód oraz powrót i zakorzenienie się elodeidów.

Kolejnym przykładem zbiornika, w którym nastąpiło drastyczne pogorszenie jakości wód, jest Jezioro Raczyńskie (Wielkopolska). W wyniku dość intensywnych inwestycji budowlanych i użytkowania rekreacyjnego w ciągu 45 lat (liczne domki rekreacyjne, brak odpowiedniej kanalizacji w ośrodkach wypoczynkowych, nadmierne wędkowanie, wycinanie roślinności zanurzonej i wynurzonej w celach rekreacyjnych – budowania pomostów, tworzeniu kąpielisk) obserwowano postępującą eutrofizację, objawiającą się zakwitami wody (sinice). Wysokie koncentracje nutrientów, pogorszenie warunków świetlnych i obfity fitoplankton spowodowały, że nastąpił prawie całkowity zanik roślinności podwodnej (w 2015 roku zaobserwowano tylko jedno stanowisko zbiorowiska rogatka sztywnego *Ceratophylletum demersi*), zmniejszyła się także różnorodność (z 24 notowanych w latach 1970–1971 do 15 zbiorowisk w 2015 roku) oraz powierzchnia pokryta makrofitami (Rosińska, Gołdyn 2018; ryc. 1, tab. 1). Dominowały helofity, które stanowiły 87,4% powierzchni zajmowanej przez roślinność (fot. 1B, tab. 1). Mimo to nie tworzyły one szczelnej bariery dla docierających ze zlewni nutrientów. Liczne przecinki, wycięte na potrzeby pomostów czy dojścia do wody (aż 96, zajmujących łącznie 15% długości linii brzegowej), ograniczyły możliwości makrofitów wynurzonych do zmniejszenia ładunku azotu i fosforu dopływającego ze zlewni (Rosińska, Gołdyn 2018). Mimo że w latach 1998–1999 zainstalowano na jeziorze dyfuzory sprężonego powietrza, wykorzystując sprężarki o napędzie elektrycznym, ich oddziaływanie było odwrotne do oczekiwanego. Załączane były one okresowo, np. w 2015 roku pracowały tylko przez 2 tygodnie sierpnia. Powodowały one mieszanie wody w całym profilu pionowym, prowadząc do podniesienia temperatury osadów dennych, co intensyfikowało rozkład materii organicznej w dnie i zawracanie biogenów do obiegu w strefie eufotycznej. Budowa kanalizacji

sanitarnej dla mieszkańców Zaniemyśla na początku XXI wieku z pewnością ograniczyła dopływ zanieczyszczeń (Gołdyn i in. 2015), jednak postępująca degradacja jeziora była w dalszym ciągu widoczna. Stan ekologiczny w 2015 roku, na podstawie wskaźnika ESMI, został określony jako słaby (ryc. 1), co powinno stanowić wyraźny impuls do podjęcia intensywnych działań naprawczych. Badania te stały się podstawą do rozpoczęcia rekultywacji zrównoważonej (od jesieni 2017 roku).

W przypadku kolejnego cennego zbiornika w Wielkopolsce – Jeziora Swarzędzkiego – główne źródło zanieczyszczeń, którym były surowe ścieki komunalne odprowadzane bezpośrednio do jeziora z miasta Swarzędza, zostało odcięte pod koniec 1991 roku (ścieki zostały skierowane do oczyszczalni ścieków; Kowalczevska-Madura, Gołdyn 2006). Nagromadzenie nutrientów w osadach dennych było jednak tak duże, że dochodziło do intensywnego zasilania wewnętrznego, które powodowało utrzymujące się silne sinicowe zakwity wody (Kowalczevska-Madura, Gołdyn 2006). W ciągu nieco ponad 10 lat nie zauważono znaczącej poprawy jakości wód. Nie zaobserwowano powrotu makrofitów podwodnych. Nie odnotowano obecności nawet rogatka sztywnego – wskaźnika wysokiej trofii. Powrót zbiorowisk makrofitów zanurzonych, które były notowane w latach 70. XX wieku (*Potamietum lucentis*, *Ranunculetum circinatis*, *Potamietum perfoliatis*, *Myriophylletum spicatis* i *Ceratophylletum demersi*; tab. 1, ryc. 1; Rosińska, Gołdyn 2015), wydawał się niemożliwy. Różnorodność fitocenoz obserwowanych w jeziorze zmniejszyła się do 7, dominowały helofity, m.in. *Phragmitetum communis* i *Typhetum angustifoliae*. Dopiero w 2005 roku zauważono stopniowy powrót makrofitów podwodnych, m.in. *Ceratophyllum demersum* (Rosińska, Gołdyn 2015). Mimo to silne zakwity wody wciąż regularnie występowały w Jeziorze Swarzędzkim (Stefaniak i in. 2007; Kozak i in. 2014). Zastosowanie zrównoważonej rekultywacji w latach 2012–2014, opartej na 3 metodach (natlenianiu wód naddennych za pomocą aeratora napędzanego siłą wiatru, inaktywacji fosforu przy użyciu niskich dawek siarczanu żelaza i chlorku magnezu, biomanipulacji polegającej na odłowieniu ryb karpowatych, a następnie kilkakrotnym zarybieniu narybkiem gatunków drapieżnych), miało poprawić jakość wód w jeziorze – obniżyć koncentracje azotu i fosforu w wodzie oraz wyeliminować zakwity sinicowe i zwiększyć przezroczystość wody (Rosińska i in. 2018, 2019). W trakcie zabiegów zaobserwowano przebudowę składu ilościowego i jakościowego fitolitoralu (tab. 1, ryc. 1). W ciągu 3 lat działań rekultywacyjnych liczba zbiorowisk wzrosła z 9 do 12, jednak niezmiennie dominowały 3 zbiorowiska – 2 helofitów: *Phragmitetum communis*, *Typhetum angustifoliae* oraz 1 nymfeidów: *Nupharo-Nymphaetum albae* (fot. 1D). Ze względu na szeroki pas szuwarów, szczególnie w północno-wschodniej części jeziora, roślinność pokrywała ponad 30% jego powierzchni. Jednocześnie powierzchnia zajmowana przez makrofity ulegała zmniejszeniu, głównie przez ograniczenie powierzchni zajętej przez rogatka sztywnego. Zaobserwowano ustępowanie zbiorowisk charakterystycznych dla wysokiej eutrofii – oprócz zbiorowiska rogatka sztywnego (*Ceratophylletum demersi*), także pałki wąskolitej (*Typhetum angustifoliae*) oraz żabiścieku pływającego (*Hydrocharitetum-morsus ranae*). Powierzchnia pokryta przez nymfeidy zwiększała się systematycznie o 0,6 ha na

rok. Dodatkowym symptomem poprawiających się warunków środowiskowych był rozwój podwodnego zbiorowiska rdestnicy połyskującej *Potamogeton lucens*, odnotowywanego na 1 stanowisku w każdym roku w trakcie prowadzonej rekultywacji. Jego wcześniejsza obecność była notowana w latach 70. XX wieku. Mimo obserwacji pozytywnych zmian wskaźnik ESMI wskazywał na umiarkowany stan ekologiczny jeziora (Rosińska i in. 2017).

PODSUMOWANIE

Zintensyfikowana antropopresja, poprzez nadmierne użytkowanie rekreacyjne i nieprawidłową gospodarkę wodno-ściekową w zlewni, spowodowała degradację omówionych ekosystemów wodnych. W ramach monitoringu wód we wszystkich wymienionych powyżej jeziorach prowadzono badania składu fitolitoralu, aby określić kierunek zachodzących zmian. Niezależnie czy podjęte zostały tylko działania ochronne w zlewni, czy ochronne wraz z rekultywacyjnymi w ekosystemie wodnym, obserwowano przebudowę fitolitoralu. W przypadku zbiornika o dużej powierzchni (Jezioro Sławskie), w którym skutecznie odcięto źródła zanieczyszczeń, zaobserwowano wpływ samooczyszczania na poprawę jakości wód i powrót roślinności zanurzonej. Po kilku latach obecność elodeidów wraz z ramienicami była dominująca, dzięki czemu stan wód, określony na podstawie makrofitów, był dobry. Jednak kiedy w płytkim, średniej wielkości jeziorze nagromadzone są wysokie koncentracje nutrientów w osadach, nie może ono samodzielnie powrócić do stanu poprzedzającego degradację. Wtedy, poza wyeliminowaniem źródeł zanieczyszczeń, konieczna jest pomoc w postaci zabiegów rekultywacyjnych, które ustalane powinny być na podstawie indywidualnych cech i parametrów (morfometria jeziora, rzetelny monitoring określający jakość wód i osadów, dostępne źródła finansowania itp.). Jednak podjęte działania nie zawsze przynoszą oczekiwany efekt. W Jeziorze Swarzędzkim po ograniczeniu dopływu zanieczyszczeń i zastosowaniu zrównoważonej rekultywacji zaobserwowano pozytywną przebudowę fitolitoralu – ograniczenie rozwoju gatunków charakterystycznych dla wysokiej trofii oraz powolny powrót roślinności podwodnej. Świadczyło to o stopniowej poprawie kondycji ekosystemu jeziornego. Natomiast w jeziorach Konin i Raczyńskim krótkotrwałe zabiegi nie były skuteczne – nie spowodowały obniżenia koncentracji składników odżywczych i poprawy przezroczystości wody. W związku z tym roślinność podwodna była nadal nieobecna lub ograniczała się do zbiorowiska charakterystycznego dla silnej eutrofii – *Ceratophyllum demersum*. Wydaje się, że dominujące helofity nie stanowiły wystarczającej bariery dla spływów powierzchniowych ze zlewni, a intensywne zasilanie wewnętrzne stymulowało procesy eutrofizacyjne. Zwiększanie się powierzchni zajmowanej przez nymfeidy w tych jeziorach daje jednak pewne możliwości ograniczenia intensywnego rozwoju fitoplanktonu.

Sukces poprawy kondycji zdegradowanego ekosystemu zależy od wielu czynników. W niewielu przypadkach wystarczy samo odcięcie zanieczyszczeń, dlatego

gdy nie widać progresu, należy wspomóc odnowę za pomocą działań rekultywacyjnych. Zabiegi muszą być jednak indywidualnie dostosowane do warunków panujących w zbiorniku i być prowadzone przez dłuższy czas, aby obniżyć dostępność nutrientów i stworzyć optymalne warunki dla rozwoju hydromakrofitów, a szczególnie dla roślinności podwodnej.

LITERATURA

- Bakker E.S., van Donk E., Immers A.K. 2016: Lake restoration by in-lake iron addition: a synopsis of iron impact on aquatic organisms and shallow lake ecosystems. *Aquatic Ecology*, 50(1): 121–135.
- Carpenter S.R. 1980: The decline of *Myriophyllum spicatum* in a eutrophic Wisconsin lake. *Canadian Journal of Botany*, 58(5): 527–535.
- Ciecierska H., Kolada A. 2014: ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 5501–5517.
- Dondajewska R., Frankowski T., Wojak P. 2007: Changes in the vegetation of filamentous green algae in the Antoninek preliminary reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36(1): 121–128.
- Dondajewska R., Gołdyn R., Wojak P., Frankowski T. 2008: Macrophyte distribution in a shallow preliminary reservoir after its restoration. W: R. Gołdyn, P. Klimaszuk, N. Kuczyńska-Kippen, R. Piotrowicz (red.), *The functioning and protection of water ecosystems*. Department of Water Protection, Adam Mickiewicz University, Poznań: 21–26.
- Dondajewska R., Kozak A., Rosińska J., Gołdyn R. 2019: Water quality and phytoplankton structure changes under the influence of effective microorganisms (EM) and barley straw – Lake restoration case study. *Science of the Total Environment*, 660: 1355–1366.
- Dunalska J. 2002: Influence of limited water flow in a pipeline on the nutrients budget in a lake restored by hypolimnetic withdrawal method. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(6): 631–637.
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 roku ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz.U. UE L z dnia 22 grudnia 2000 r.).
- Fabrowska J., Messyasz B., Pankiewicz R., Wilińska P., Łęska B. 2018: Seasonal differences in the content of phenols and pigments in thalli of freshwater *Cladophora glomerata* and its habitat. *Water Research*, 135: 66–74.
- Gołdyn R., Kuczyńska-Kippen N., Dondajewska R., Kowalczywska-Madura K., Kozak A., Domek P. 2015: Sprawozdanie z badań wykonanych w ramach zadania: „Badania Jeziora Raczyńskiego obejmujące analizy parametrów fizyczno-chemicznych i biologicznych wód i osadów dennych” zrealizowanych na zlecenie Urzędu Gminy w Zaniemyślu. Poznań (maszynopis).
- Gołdyn R., Messyasz B., Domek P., Windhorst W., Hugenschmidt C., Nicoara M., Plavan G. 2013: The response of Lake Durowskie ecosystem to restoration measures. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8(3): 43–48.
- Hutorowicz A., Dziedzic J. 2008: Long-term changes in macrophyte vegetation after reduction of fish stock in a shallow lake. *Aquatic Botany*, 88: 265–272.
- Immers A.K., Vendrig K., Ibelings B.W., van Donk E., Ter Heerdt G.N.J., Geurts J.J.M., Bakker E.S. 2014: Iron addition as a measure to restore water quality: Implications for macrophyte growth. *Aquatic Botany*, 116: 44–52.

- Irfanullah H. Md., Moss B. 2005: A filamentous green algae dominated temperate shallow lake: Variations on the theme of clear-water stable states? *Archiv fur Hydrobiologie*, 163, 1: 25–47.
- Jusik S., Macioł A. 2014: The influence of hydromorphological modifications of the littoral zone in lakes on macrophytes. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 43(1): 66–76.
- Klimaszyk P., Piotrowicz R., Rzymski P. 2015: Changes in physico-chemical conditions and macrophyte abundance in a shallow soft-water lake mediated by a great cormorant roosting colony. *Journal of Limnology*, 74(1): 114–122.
- Kolada A. 2010: The use of aquatic vegetation in lake assessment: testing the sensitivity of macrophyte metrics to anthropogenic pressures and water quality. *Hydrobiologia*, 656: 133–147.
- Kolada A., Ciecierska H., Rusczyńska J., Dynowski P. 2014: Sampling techniques and inter-surveyor variability as sources of uncertainty in Polish macrophyte metric for lake ecological status assessment. *Hydrobiologia*, 737: 265–279.
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R. 2006: Anthropogenic changes in water quality in the Swarzędzkie Lake (West Poland). *Limnological Review*, 6: 147–154.
- Kozak A., Gołdyn R. 2016: Macrophyte response to the protection and restoration measures of four water bodies. *International Review of Hydrobiology*, 101: 160–172.
- Kozak A., Gołdyn R., Dondajewska R., Kowalczevska-Madura K., Frankiewicz M. 2015: Autorekultywacja Jeziora Sławskiego. W: R. Wiśniewski (red.), *Ochrona i rekultywacja jezior*. PZITS, Toruń: 227–239.
- Kozak A., Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Czart A. 2014: Phytoplankton composition and physicochemical properties in Lake Swarzędzkie (midwestern Poland) during restoration: preliminary result. *Archives of Polish Fisheries*, 22: 17–28.
- Messyasz B., Pikosz M., Schroeder G., Łęska B., Fabrowska J. 2015: Identification and ecology of macroalgae species existing in Poland. W: S.-K. Kim, K. Chojnacka (red.), *Marine algae extracts – Processes, Products, and Applications*. Wiley-VCH, 1: 17–39.
- Moss B. 1990: Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, 200–201: 367–377.
- Nagengast B., Kuczyńska-Kippen N. 2015: Macrophyte biometric features as an indicator of the trophic status of small water bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(1): 38–50.
- Ozimek T., Gulati R.D., van Donk E. 1990: Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example. *Hydrobiologia*, 200–201: 399–407.
- Pełechaty M., Pronin E. 2015: Rola roślinności wodnej i szuwarowej w funkcjonowaniu jezior i ocenie stanu ich wód. *Studia Limnologica et Telmatologica*, 9(1): 25–34.
- Phillips G., Willby N., Moss B. 2016: Submerged macrophyte decline in shallow lakes: What have we learnt in the last forty years? *Aquatic Botany*, 135: 37–45.
- Pikosz M., Czerwik-Marcinkowska J., Messyasz B. 2019: The effect of *Cladophora glomerata* exudates on the amino acid composition of *Cladophora fracta* and *Rhizoclonium* sp. *Open Chemistry*, 17: 313–324.
- Rosińska J., Gołdyn R. 2015: Changes in macrophyte communities in Lake Swarzędzkie after the first year of restoration. *Archives of Polish Fisheries*, 23: 43–52.
- Rosińska J., Gołdyn R. 2018: Response of vegetation to growing recreational pressure in the shallow Raczyńskie Lake. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 186: 419.

- Rosińska J., Kozak A., Dondajewska R., Kowalczywska-Madura K., Gołdyn R. 2018: Water quality response to sustainable restoration measures – Case study of urban Swarzędzkie Lake. *Ecological Indicators*, 84: 437–449.
- Rosińska J., Romanowicz-Brzozowska W., Kozak A., Gołdyn R. 2019: Zooplankton changes during bottom-up and top-down control due to sustainable restoration in a shallow urban lake. *Environmental Science and Pollution Research* 26(19): 19575–19587.
- Rosińska J., Rybak M., Gołdyn R. 2017: Patterns of macrophyte community recovery as a result of the restoration of a shallow urban lake. *Aquatic Botany*, 138: 45–52.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2016 poz. 1187).
- Rybak M., Joniak T., Gąbka M., Sobczyński T. 2017a: The inhibition of growth and oospores production in *Chara hispida* L. as an effect of iron sulphate addition: conclusions for the use of iron coagulants. *Ecological Engineering*, 105: 1–6.
- Rybak M., Kołodziejczyk A., Joniak T., Ratajczak I., Gąbka M. 2017b: Bioaccumulation and toxicity studies of macroalgae (Charophyceae) treated with aluminium: experimental studies in the context of lake restoration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145: 359–366.
- Scheffer M., Hopper S.H., Meijer M.-L., Moss B., Jeppesen E. 1993: Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 275–279.
- Sender J. 2012: The dynamics of macrophytes in a lake in an agricultural landscape. *Limnological Review*, 12(2): 93–100.
- Søndergaard M., Jeppesen E. 2007: Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1089–1094.
- Søndergaard M., Phillips G., Hellsten S., Kolada A., Ecke F., Mäemets H., Mjelde M., Azzeila M.M., Oggioni A. 2013. Maximum growing depth of submerged macrophytes in European lakes. *Hydrobiologia*, 704: 165–177.
- Stefaniak K., Gołdyn R., Kowalczywska-Madura K. 2007: Changes of summer phytoplankton communities in Lake Swarzędzkie in the 2000–2003 period. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36(1): 77–85.
- Szmeja J. 2006: Przewodnik do badań roślinności wodnej. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Trajanovska S., Talevska M., Imeri A., Schneider S.C. 2014: Assessment of littoral eutrophication in Lake Ohrid by submerged macrophytes. *Biologia*, 69(6): 756–764.
- van Donk E., van de Bund W.J. 2002: Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zoo- plankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72(3–4): 261–274.

Barbara Szpakowska, Maria Pajchrowska, Dariusz Świerk

FUNKCJONOWANIE DROBNYCH ZBIORNIKÓW WODNYCH W KRAJOBRAZIE ROLNICZYM

OPERATIONS OF SMALL WATER BODIES
IN RURAL LANDSCAPES

Katedra Terenów Zieleni i Architektury Krajobrazu, Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Dąbrowskiego 159, 60-594 Poznań

SUMMARY

As small water bodies are highly dynamic aquatic ecosystems it is important to investigate the reactions of aquatic organisms to the changing environmental condition, especially in rural areas. The aim of the study was to assess the operations and to determine the trophic and ecological state of five small reservoirs located in Dopiewo commune. The Q index, based on a functional group of phytoplankton, indicated a difference in time to the ecological state in a half of the examined water bodies. The Phytoplankton Multimetric for Polish Lakes (PMPL) changed by at least one class in most of the water bodies. A better understanding of the functioning of small water bodies can provide information imperative to prevention of degradation of these reservoirs and finally to restoration of excessively eutrophic small water bodies.

WSTĘP

Zbiorniki wodne występujące w krajobrazie są zróżnicowane zarówno pod względem genezy, wielkości zajmowanej powierzchni, głębokości, jakości wód, sposobu zasilania w wodę, jak i sposobu zagospodarowania. Stosunkowo słabo poznane są drobne zbiorniki wodne. Były one traktowane jako mniej wartościowe i dlatego pomijano je zarówno w badaniach hydrobiologicznych, jak i przy podejmowaniu działań ochronnych. Jednakże pomimo niewielkiej powierzchni (<1 ha) oraz głębokości (do 2–3 m) rola tych zbiorników w zachowaniu różnorodności biologicznej, retencji wód i kształtowaniu mikroklimatu jest znacząca, dzięki czemu znalazły się one od niedawna w centrum zainteresowania nauki oraz praktyki ochrony przyrody w Europie (Davies i in. 2008). Każdą z powyższych funkcji w znacznie lepszym stopniu spełniają zbiorniki dobrze zachowane, niepoddawane zagrożeniom antropogenicznym oraz zbiorniki znajdujące się na wczesnym etapie sukcesji ekologicznej.

Funkcjonowanie małych zbiorników wodnych i kształtowanie się ich struktury biocenotycznej uzależnione jest od szeregu czynników środowiskowych. Do najważniejszych należą właściwości fizyczne i chemiczne wód oraz parametry hydrologiczne, w tym wahania poziomu wód. Duże znaczenie mają również warunki klimatyczne oraz działalność człowieka, która jest między innymi przyczyną zanieczyszczenia wód i zakłócania obiegu wody. Najpoważniejszymi zagrożeniami dla małych zbiorników wodnych są związki mineralne i humusowe docierające ze zlewni oraz tworzenie rozległych, jednolitych połączy terenu w celu ułatwienia wielkoobszarowych zabiegów agrotechnicznych (Szpakowska 1999). W efekcie w krajobrazie rolniczym obserwuje się zanikanie wielu drobnych zbiorników wodnych (Paczuska, Paczusiński 1997), zaś powstawanie nowych nie rekompensuje strat w różnorodności biologicznej siedlisk wodnych (Frankowski, Zbierska 2014).

Badając i oceniając małe zbiorniki, naukowcy koncentrują się na różnych składnikach ekosystemu wodnego analizując rozmaite czynniki środowiskowe, abiotyczne i/lub biotyczne (Pajchrowska, Szpakowska 2014). Niektórzy z nich rozpatrują je łącznie z terenem bezpośrednio otaczającym zbiorniki, całą jego zlewnią oraz w szerszym układzie hydrologicznym i krajobrazowym (Celewicz-Gołdyn, Kuczyńska-Kippen 2017). Właściwości fizyczne i chemiczne wody istotnie wpływają na kształtowanie specyficznych zbiorowisk roślinnych. Małe zbiorniki wodne cechują się dużym zakresem zmienności zarówno substancji biogennych, jak i parametrów fizycznych. Nawet w zbiornikach sąsiadujących ze sobą parametry te mogą w różny sposób kształtować funkcjonalny element ekosystemów wodnych, jakim są producenci pierwotni, w tym mikrofity i makrofity.

Hydromakrofity pełnią ważną siedliskotwórczą rolę. Z kolei mikrofity z powodu intensywnego metabolizmu i krótkiego czasu reprodukcji charakteryzują się szybką reakcją na zmiany czynników środowiskowych. Procesy i zależności pomiędzy nimi mają istotny wpływ na funkcjonowanie całego ekosystemu wodnego. Dlatego też znaczenie fitoplanktonu jako wskaźnika stanu ekosystemu od dawna jest przedmiotem badań (Reynolds i in. 2002). Pomimo dobrego rozpoznania czynników determinujących rozwój fitoplanktonu w ekosystemach jeziornych

nadal niewystarczająca jest wiedza na temat zależności pomiędzy dynamiką zbiorników fitoplanktonu a eutrofizacją małych zbiorników wodnych.

ZANIKANIE MAŁYCH ZBIORNIKÓW WODNYCH

Na podstawie analizy map stwierdzono, że liczba zbiorników wodnych ulega zmianom w czasie (Paczuska, Paczuski 1997). Z jednej strony były one zasypywane z powodu wzrostu zapotrzebowania na tereny przeznaczone pod uprawę lub budowę (Mioduszeński 2008). Z drugiej strony tworzono je dla potrzeb gospodarczych, na przykład hodowli ryb, i przy pałacach w celach ozdobnych i rekreacyjnych. Aktualnie tempo powstawania małych zbiorników wodnych jest znacznie wolniejsze aniżeli ich degradacji. Według Markuszewskiej (2002) w ciągu ostatnich 20 lat XX wieku z obszaru południowo-wschodniej Wielkopolski (ziemia krotoszyńska) spośród 1130 oczek wodnych zniknęło 775. Zdaniem Hildebrandt-Radke i Przybycin (2011) w ciągu ostatnich 200 lat liczba zbiorników wodnych o powierzchni nieprzekraczającej 1 ha zlokalizowanych na terenie centralnej Wielkopolski zmniejszyła się o 60%. Porównanie przez Dudzińską i in. (2016) liczby małych zbiorników wodnych w XIX i XXI wieku położonych w gminie Rokietnica nieopodal Poznania wskazało na zmniejszenie się ich liczby o 15,9%, przy czym największy spadek zanotowano na terenach rolniczych. W związku z tym Wielkopolska została objęta pierwszą kategorią wykonania projektów dotyczących małej retencji (Przybyła, Tymczuk 2005).

Małe zbiorniki wodne podlegają silniejszym dynamicznym zmianom w czasie niż zbiorniki duże, które są trwałymi i stabilnymi elementami krajobrazu. Małe i duże zbiorniki wodne różnią się znacznie sposobem funkcjonowania (Søndergaard i in. 2005). Mniejsza odporność na degradację małych zbiorników wodnych wynika nie tylko z ich małej głębokości i objętości wody, ale również z częstszej resuspensji osadów pod wpływem falowania wody. Według teorii alternatywnych stanów stabilnych płytkie jeziora mogą w sposób stabilny funkcjonować w układzie, w którym dominują makrofity (stan czystej wody) lub fitoplankton (stan mętnej wody) (Pieczyńska 2008). Małe zbiorniki wodne stosunkowo szybko ulegają procesom zamulania, zarastania i zanikania. Przyczynami tych procesów są zarówno czynniki naturalne, jak i antropogeniczne. Z naturalnych przyczyn wymienić należy sukcesję ekologiczną i okresowe niedobory opadów atmosferycznych. Z kolei spośród antropogenicznych wymienić prace melioracyjne, wycinanie drzew i krzewów wokół zbiorników, wypalanie roślinności brzegowej, zrzuty ścieków i składowanie odpadów.

CHARAKTERYSTYKA MAŁYCH ZBIORNIKÓW WODNYCH

Analizując małe zbiorniki wodne, często zwraca się uwagę na ich zasobność zarówno w pospolite (Lewin, Smoliński 2006), jak i rzadko występujące gatunki roślin i zwierząt (Williams i in. 2003). Zbiorniki te, będąc ich siedliskiem, podnoszą wartość przyrodniczą biocenoz (Ryszkowski, Kędziora 1996). Ich parametry fizyczne i chemiczne wody są bardzo zmienne, co spowodowane jest znaczną podatnością tak małych akwenów na wpływy z lądu i atmosfery oraz niewielką wymianą wód. Małe zbiorniki wodne charakteryzują się także brakiem stratyfikacji termicznej wód, chociaż okresowo może wystąpić wyraźna stratyfikacja w czasie bardzo dużych dobowych wahań temperatury wody.

Ważną rolę w funkcjonowaniu małych zbiorników wodnych, szczególnie bezodpływowych oczek wodnych, odgrywają zmiany poziomu lustra wody. Jego obniżanie prowadzi do nieodwracalnych zmian w strukturze gatunkowej zbiorowisk roślin i zwierząt (Bonner i in. 1997). W zbiornikach astatycznych najprawdopodobniej najważniejszym czynnikiem, który determinuje funkcjonowanie ekosystemów wodnych, jak podają Céréghino i in. (2008), jest czas, w którym pozostaje on wypełniony wodą. Z kolei w małych zbiornikach wodnych o długim czasie wypełnienia miski wodą struktura fitoplanktonu jest zdecydowanie bardziej stabilna niż w zbiornikach, które wysychają latem (Celewicz-Gołdyn 2012).

Istotną rolę w funkcjonowaniu drobnych ekosystemów wodnych odgrywają również tereny przylegające do zbiornika, gdyż poprzez spływy ze zlewni do środowiska wodnego trafia najwięcej związków chemicznych, w tym biogenów. W zależności od ich charakteru przyspieszają lub hamują one dopływ materii mineralnej i organicznej do zbiornika. 6-metrowy pas roślinności trawiastej i turzyc zmniejsza ilość azotu w wodzie o 47%. Z kolei pas o szerokości 20 m redukuje zawartość tego pierwiastka w prawie 100% (Wysocka-Czubaszek, Banaszuk 2003), natomiast przybrzeżny pas zadrzewień o szerokości około 20 m może zmniejszyć ilość biogenów spływających z pól aż o 70–80% (Szpakowska 1999). Ilość dopływających zanieczyszczeń wiąże się przede wszystkim z typem zlewni (Bedla, Misztal 2014).

Wyróżnić można trzy typy pokrycia zlewni mające różne właściwości barier biogeochemicznych: bagna i mokradła tworzące najsilniejszą barierę, lasy, łąki i pastwiska stanowiące umiarkowaną barierę oraz grunty orne i obszary zurbanizowane nietworzące bariery (Mozgawa 1993). Na terenach rolniczych będących najczęstszym rodzajem zlewni występuje zwiększone wypłukiwanie z gleby składników pokarmowych (Górniak 2006). Zlewnia, której 40% powierzchni zajmują mokradła oraz zbiorniki wodne, zatrzymuje ponad 90% zanieczyszczeń obszarowych pochodzenia rolniczego (Mioduszewski 2003). Typ zlewni, odnoszący się do sposobu użytkowania przyległego terenu, często należy do najbardziej istotnych parametrów limnologicznych decydujących o specyfice ugrupowań organizmów zasiedlających różnorodne typy zbiorników, w tym drobne zbiorniki wodne (Hoffmann, Dodson 2005). W celu wyznaczenia wskaźnikowych grup taksonomicznych w zbiornikach zastosowanie może mieć metoda IndVal opisana przez Dufréne i Legendre (1997).

EUTROFIZACJA ZBIORNIKÓW WODNYCH

Eutrofizacja jest powszechnym i najbardziej brzemiennym w skutki procesem zakłócającym funkcjonowanie ekosystemów wodnych. Przyczyny i skutki eutrofizacji zbiorników wodnych są stosunkowo dobrze poznane i opisane w literaturze limnologicznej (Kajak 1979). Termin „eutrofizacja” powstał od greckiego słowa *eutropos*, gdzie *eu* oznacza dobrze, a *tropos* pożywienie, pokarm. Zgodnie z definicją OECD (1982) eutrofizacja to proces wzbogacenia wód w substancje pokarmowe, który stymuluje szereg symptomatycznych zmian, a wśród nich wzrost produkcji glonów i makrofitów oraz obniżenie (spadek) jakości wody uważane są za szkodliwe i niekorzystne dla gospodarki człowieka. Głównym źródłem substancji pokarmowych są ścieki komunalne oraz nawozy mineralne i organiczne stosowane w rolnictwie. W wodach śródlądowych z reguły fosfor silniej wpływa na proces eutrofizacji niż azot. Dodatkowo im mniejsza jest objętość wody, która może rozcieńczać substancje spływające ze zlewni, i dłuższa linia kontaktu wody z lądem, tym zbiornik jest bardziej narażony na eutrofizację (Hillbricht-Ilkowska 1999). Szczególnie na eutrofizację narażone są więc zbiorniki małe i płytkie otoczone gruntami rolnymi lub zabudową miejską (Sayer i in. 2012). Wiadomo jednak, że na degradację wód wpływa także dostawa zanieczyszczeń ze znacznie odleglejszych obszarów aniżeli zlewnia bezpośrednia (Kornaś, Grześkowiak 2011).

Czynnikami, które również sprzyjają eutrofizacji w płytkich zbiornikach i w litoralu jezior, są częste wiatrowe mieszanie wód i długość czasu retencji wody w przypadku zbiorników przepływowych (Gołdyn 2000). W przypadku zbiorników astatycznych wpływ abiotycznych czynników na dynamikę i strukturę ugrupowań organizmów jest słabiej poznany niż w zbiornikach stałych (Waterkeyn i in. 2008).

Skutki eutrofizacji są bardzo niekorzystne zarówno dla wielu organizmów wodnych, jak i dla człowieka. Wśród nich wymienia się zmiany wielu właściwości wody, bowiem wzrasta jej mętność i zabarwienie, pojawia się nienaturalny zapach, duże wahania odczynu i stężeń tlenu oraz warunki beztlenowe. W efekcie zmiany te przyczyniają się do obumierania wielu grup organizmów wodnych, szczególnie ryb, gromadzenia osadów i wypłykania zbiorników. Kolejnym skutkiem eutrofizacji są tzw. zakwity wody. Na ich powstawanie wpływa przede wszystkim duża ilość substancji biogennych docierających do wód lub uwalnianych z osadów dennych.

Należy również zwrócić uwagę na fakt, że często powtarzające się i długotrwałe zakwity wody mogą prowadzić do szybszego, a nawet całkowitego zaniku zbiornika wodnego (Celewicz-Gołdyn 2012; Gołdyn, Kędziora 2012). W trakcie rozkładu biomasy fitoplanktonu zmieniają się warunki panujące w zbiorniku: następuje spadek zawartości tlenu i rozwój bakterii oraz zwiększenie ilości rozpuszczonego węgla organicznego. Zakwity glonów wywołane eutrofizacją oddziałują również niekorzystnie na turystykę i gospodarkę rybacką, bowiem pokryte nimi plaże stanowią zagrożenie dla ludzi.

WSKAŹNIKI STANU TROFICZNEGO I EKOLOGICZNEGO WÓD

W ocenie jakości zbiorników wodnych pomocne są dwa pojęcia: stan trofii i stan ekologiczny wód. Stan trofii wskazuje na zasobność zbiornika w substancje odżywcze, a na podstawie tej zasobności klasyfikowane są one na: oligotroficzne, mezotroficzne, eutroficzne (Pliński 1999). Stan ekologiczny wód określa jakość struktury i zmiany w funkcjonowaniu zbiorników wodnych. W tym zakresie wyróżnia się wody o: bardzo dobrym, dobrym, umiarkowanym, słabym i złym stanie ekologicznym. Podkreśla się konieczność rozróżnienia tych dwóch pojęć, bowiem często są one mylone (Wilk-Woźniak 2009).

W ocenie stanu wód powszechnie wykorzystuje się dwie podstawowe grupy producentów pierwotnych: drobne, zawieszane w toni wodnej tzw. mikrofity (fitoplankton) oraz duże, związane na ogół ze strefą przybrzeżną – hydromakrofity. Hydromakrofity są względnie stałym składnikiem, podlegającym stosunkowo powolnym zmianom, natomiast mikrofity z uwagi na krótkie cykle życiowe cechują się szybką reakcją na zmieniające się warunki środowiskowe. Sprawia to, że mikrofity są jedną z najbardziej dynamicznych grup organizmów w ekosystemie, a ze względu na kluczową pozycję jako producenta pierwotnego też jedną z najczęściej badanych. Struktura zbiorowisk fitoplanktonu, szczególnie podczas lata, uważana jest za bardzo dobry wskaźnik stanu troficznego wód (Reynolds i in. 2002). W bioindykacji podkreśla się znaczenie poszczególnych gatunków, grup gatunków lub taksonów dominujących (Wilk-Woźniak 2009).

Wiele prac dotyczących fitoplanktonu skupia się na jego sezonowej sukcesji, rozmieszczeniu w zależności od głębokości zbiornika czy też zagadnieniach związanych z trofią wód i bioindykacją (Bucka, Wilk-Woźniak 2002). Reynolds i in. (2002) wydzielili w obrębie fitoplanktonu pewne grupy gatunków – funkcjonalne – i powiązali je z żyznością wód, uwarstwieniem termicznym zbiorników, warunkami świetlnymi, mieszaniem się wód. Są to przede wszystkim grupy funkcjonalne, w skład których wchodzi okrzemki. Co ważne, w ich podziale uwzględniono siedlisko, tolerancję i wrażliwość na pewne czynniki środowiskowe.

Fitoplankton jest bardzo zróżnicowany pod względem morfologicznym, zaś struktura zbiorowisk, szczególnie w małych zbiornikach wodnych, jest bardzo dynamiczna, uzależniona od pory roku i warunków siedliskowych. Częste zmiany cech fizyczno-chemicznych wód związane są z małą głębokością i niewielką powierzchnią tych zbiorników. Wpływa to na dużą różnorodność gatunkową fitoplanktonu (Celewicz-Gołdyn 2012).

W płytkich zbiornikach hydromakrofity są ważnym składnikiem biocenozy i elementem siedliskotwórczym oraz czułym wskaźnikiem stanu ekologicznego (Kłosowski 2006). W bioindykacji stosuje się zarówno zbiorowiska, jak i gatunki, przyjmując założenie, że amplituda ekologiczna zbiorowisk jest węższa niż tworzące zbiorowiska gatunki (Pełechaty, Pronin 2015). Hydromakrofity, w tym helofity, z uwagi na zazwyczaj wysoką wrażliwość na zmiany poziomu wody w strefie przybrzeżnej, mogą być bardzo dobrymi wskaźnikami przekształceń morfologicznych zbiornika (Janauer 2003).

Badania fitoplanktonu i makrofitów zaowocowały opracowaniem szeregu współczynników przedstawiających stan ekologiczny zbiorników wodnych. Dzięki nim można wnioskować o cechach środowiska wodnego na podstawie różnych elementów biologicznych (Hutorowicz, Pasztelaniec 2014).

W wielu krajach przed wprowadzeniem Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW 2000) ocena jakości wód opierała się na parametrach morfometrycznych i fizyczno-chemicznych. W Polsce trzyklasowy System Oceny Jakości Jezior (SOJJ) obowiązywał w latach 1970–2004 i oceniał podatność jezior na degradację oraz stan czystości ich wód głównie na podstawie parametrów fizyczno-chemicznych wód. RDW natomiast zmieniła znacząco podejście do oceny wód, zmniejszając

Tabela 1. Ocena stanu trofii wód na podstawie różnych parametrów
Table 1. Estimation of the trophic status of water based on different parameters

Trofia wód	Ultra-oligo-trofia	Oligo-trofia	Mezotrofia	Eutrofia	Hipertrofia	Dystrofia
wg wskaźnika TSI (Carlson, Simpson 1996)	.	<40	40–49,99	60–69,99	>70	.
wg stężenia fosforu ogólnego [$\mu\text{g dm}^{-3}$] (OECD 1982)	≤ 4	<10	10–35	35–100	>100	.
wg stężenia chlorofilu [$\mu\text{g dm}^{-3}$]:						
Sakamoto 1966	.	0,3–2,5 (<5)	1–15 (20)	5–140 (150)	> 150	.
Lieth, Whittaker 1975	0,01–0,5	0,3–3,0	2,0–15,0	10,0–500,0		0,1–10,0
Landner 1976	.	0–3,0	3,0–20,0	>20	.	.
Collingwood 1977	.	< 3	3,0–30,0	>30	.	.
Kajak 1979	0,01–0,5	0,3–3,0	2,0–15,0	10–500	2200	.
Spodniewska 1979	.	.	1,1–21,6 (5,3)	1,8–63,8 (17,4)	.	.
Strażkraba i in. 1979	.	0,3–5,0	5,0–10,0	>25	.	20,0–50,0
Vollenweider 1979	.	2,6–7,6 (4,2)	8,9–29,0 (16,1)	16,9–107,0 (42,6)	.	.
wg stężenia DOC [mg dm^{-3}] (Thurman 1986)	.	1,0–3,0 (2,0)	2,0–4,0 (3,0)	3,0–34,0 (10,0)	.	.
wg biomasy fitoplanktonu [mg dm^{-3}] (Heinonen 1980)	.	<0,50	1,01–2,50	2,51–10,00	>10,00	.

znaczenie wskaźników fizyczno-chemicznych, nadając znaczenie podstawowe parametrom biologicznym. Wytypowane zostały takie grupy organizmów, jak: fitoplankton, fitobentos z makrofitami, zoobentos i ichtiofauna (Ciecierska i in. 2013). Najwięcej metod oceny stanu jakości ekologicznej wód wykorzystuje makrobezkręgowce (27%) oraz fitoplankton (21%) (Birk i in. 2012). Z kolei do oceny stanu trofii stosuje się często złożone indeksy troficzne, np. TSI-Trophic State Index (Carlson, Simpson 1996) (tab. 1). Składa się on z kilku parametrów: średnie stężenie chlorofilu-*a*, średnie stężenia fosforu ogólnego i przezroczystości wody mierzonej za pomocą widzialności krążka Secchiego (tab. 1).

W Polsce przy ocenie stanu ekologicznego, biorąc pod uwagę fitoplankton, badane są: biomasa ogólna fitoplanktonu, biomasa sinic z okresu letniego, koncentracja chlorofilu-*a* (Hutorowicz, Pasztaleniec 2014) oraz jego skład gatunkowy (Picińska-Fałtynowicz, Błachuta 2012). Niektóre metody wykorzystują biomasę czy też liczebność fitoplanktonu, podczas gdy inne analizują jego strukturę (gatunki dominujące i wskaźnikowe). Zgodnie z RDW państwa członkowskie opracowały metody oceny stanu wód powierzchniowych. Są to między innymi niemieckie multimetriksy fitoplanktonowe (Phyto-Seen-Index-PSI), węgierski wskaźnik zbiorowisk fitoplanktonowych Q oparty na koncepcji grup funkcjonalnych (Padisák i in. 2006) czy też polski multimetriks fitoplanktonowy (PMPL) (Hutorowicz, Pasztaleniec 2014). Z kolei wykorzystując hydromakrofity do oceny jakości stojących wód powierzchniowych, w Polsce wyróżnia się: makrofitową ocenę i klasyfikację stanu ekologicznego jezior (metoda Rejewskiego) – ESMI (Ciecierska i in. 2013) i klucze do oznaczania hydromakrofitów.

OCENA STANU TROFICZNEGO I EKOLOGICZNEGO DROBNYCH ZBIORNIKÓW WODNYCH W GMINIE DOPIEWO

W pracy przedstawiono wyniki trzyletnich badań (lata 2013–2015) dotyczących oceny stanu troficznego i ekologicznego pięciu małych zbiorników wodnych położonych w północno-zachodniej części gminy Dopiewo (ok. 20 km na zachód od Poznania).

Badane zbiorniki wodne były zróżnicowane pod względem powierzchni i trwałości (tab. 2). Pierwszy z analizowanych zbiorników (nr 1) jest pochodzenia naturalnego. Zbiornik ten położony jest w rozległym, lecz zaniedbanym parku podworskim nieopodal pałacu (52°39'50"N, 16°38'25"E). W zlewni zbiornika największy udział procentowy mają ogródki, drogi, trawniki (40,5%) oraz park (38,5%). Zbiornik nr 2 usytuowany jest bezpośrednio przy głównej drodze przechodzącej przez miejscowość Więckowice (52°23'3"N, 16°38'46"E). Jest to zbiornik przeciwpożarowy o przeznaczeniu rekreacyjnym. Grunty orne i nieużytki zajmują 94,3% powierzchni zlewni, użytki zielone 4,2%, a zabudowa 1,5%. Pod koniec czerwca 2013 roku staw ten został poddany rekultywacji polegającej na usunięciu osadów dennych. Przed rekultywacją zbiornik miał charakter makrofitowy z dominującym gatunkiem *Potamogeton crispus*. Zbiornik nr 3 jest

Tabela 2. Parametry morfometryczne badanych zbiorników wodnych
Table 2. Morphometric parameters of the examined water bodies

Zbiornik	Długość [m]	Szerokość [m]	Głębokość maksymalna [m]	Powierzchnia [m ²]	Objętość wody [m ³]	Powierzchnia zlewni [ha]	Współczynnik Schindlera
Nr 1	38,5	13,7	1,2	497	397,4	3,73	95
Nr 2	55,1	35,0	1,7	1929	1716,0	54,50	319
Nr 3	158,3	46,8	2,0	5812	7748,0	111,21	144
Nr 4	20,9	15,6	0,9	256	153,5	4,34	284
Nr 5	23,0	16,5	1,9	298	377,3	4,53	121

zbiornikiem przepływowym (52°21'39"N, 16°40'23"E). W zagospodarowaniu zlewni największy udział mają grunty orne (87,6%), a zabudowa i drogi utwardzone zajmują około 12%. Co roku w okresie jesiennym na obrzeżu zbiornika prowadzone są prace rekultywacyjne polegające na usuwaniu hydromakrofitów. Zbiornik nr 4 zlokalizowany jest wśród pól uprawnych, w niedużej odległości od lasu mieszanego (52°22'21"N, 16°41'52"E). Jest on pochodzenia naturalnego. Zlewnia zbiornika to w przewadze grunty orne. Zbiornik nr 5 znajduje się w centrum wsi (52°24'22"N, 16°37'9"E). W zlewni stawu intensywnie rozwija się zabudowa rezydencjonalna. Ostatnie dziesięciolecie to okres dużych zmian zagospodarowania zlewni w kierunku wzrostu zabudowy mieszkaniowej i terenów utwardzonych (16%), użytków zielonych (ok. 50%) i zalesień (ok. 4%), co spowodowało zmniejszenie udziału gruntów ornyczych (ok. 29%).

W zbiorniku położonym w parku (nr 1) oraz w zbiorniku śródpolnym (nr 4) poziom wody był najniższy latem i jesienią. Z kolei w pozostałych akwenach zakres wahań poziomu wody był zdecydowanie mniejszy. Zbiorniki charakteryzowały się mało zróżnicowaną linią brzegową.

Stan troficzny pięciu drobnych zbiorników wodnych położonych w północno-zachodniej części gminy Dopiewo analizowano w oparciu o numeryczny wskaźnik stanu trofii (TSI, Trophic State Index) (Carlson, Simpson 1996), uwzględniając stężenie fosforu ogólnego, chlorofilu-*a*, azotu ogólnego (TN), rozpuszczonego węgla organicznego (DOC, biomasy ogólnej fitoplanktonu). Analizując zbiorniki w gminie Dopiewo, stwierdzono, że w oparciu o stężeniu fosforu (TP) i azotu ogólnego (TN) większość badanych zbiorników cechowała się wysokimi wartościami TSI. Wprawdzie zmieniały się one między latami, ale oscylowały w zakresie wskazującym na hipereutrofię. W większości zbiorników odnotowano wyższe wartości indeksu TSI(TP) i TSI(TN) w porównaniu z innymi parametrami (tab. 3). Według Bergström i in. (2000) może to wskazywać na ograniczanie biomasy fitoplanktonu przez inne czynniki niż fosfor, np.: poprzez wyżeranie przez zooplankton i miksotrofy oraz obecność związków toksycznych lub allelopatycznych. Brak zrównoważenia między cząstkowymi indeksami TSI i wyższe wartości TSI(TP) zaobserwowano w wielu zbiornikach wodnych, co wiązano z dużym stopniem antropogenicznych przekształceń.

Tabela 3. Stan trofii badanych zbiorników wodnych w gminie Dopiewo według różnych parametrów (Oli – oligotrofia; Me – mezotrofia; Eu – eutrofia; Hi – hipereutrofia; Dy – dystrofia)

Table 3. Trophic status of examined water bodies in Dopiewo commune, according to different parameters

Parametr [wartość średnia]	Zbiornik				
	nr 1	nr 2	nr 3	nr 4	nr 5
Fosfor ogólny [mg dm ⁻³]	Hi [1,38]	Hi [0,51]	Hi [0,27]	Hi [0,23]	Hi [0,13]
Azot ogólny [mg dm ⁻³]	Hi [7,25]	Hi [8,12]	Hi [6,95]	Hi [7,91]	Eu/Hi [3,2]
Rozpuszczony węgiel organiczny (DOC) [mg dm ⁻³]	Eu [10,3]	Eu [11,5]	Eu [12,03]	Dy [34,2]	Eu [8,9]
Chlorofil- <i>a</i> [μg dm ⁻³]	Eu [141,0]	Eu [163,8]	Eu [155,3]	Eu [71,1]	Eu [71,7]
Biomasa fitoplanktonu [mg dm ⁻³]	Eu [6,8]	Hi [19,3]	Hi [19,1]	Me [4,6]	Hi [10,7]

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że duże znaczenie w ocenie stanu troficznego małych zbiorników wodnych ma wybór wskaźnika. Stan trofii oceniony na podstawie chlorofilu-*a* i biomasy fitoplanktonu często różnił się w danym zbiorniku o jeden poziom troficzny. Spowodowane to mogło być słabą korelacją lub jej brakiem pomiędzy biomasą fitoplanktonu wyznaczoną mikroskopowo i ocenioną jako stężenie chlorofilu-*a* wówczas, gdy w planktonie znajdowały się orzęski zawierające w swoich komórkach symbiotyczne glony (Finlay i in. 1996) lub fototroficzne bakterie, których bakteriochlorofil interferuje podczas analizy spektrofotometrycznej z chlorofilem-*a* (Tolstoy, Tóth 1980).

Uzyskane wyniki wskazały, że używane powszechnie do klasyfikacji troficznej wód wskaźniki w przypadku małych, płytkich i zdominowanych przez makrofity zanurzone zbiorników wodnych powinny być stosowane z dużą ostrożnością i uzupełniane przez obserwacje mikroskopowe innych składników planktonu.

Stan ekologiczny drobnych zbiorników wodnych położonych w gminie Dopiewo oceniono na podstawie dwóch metod – wskaźnika Q opierającego się na biomacie grup funkcjonalnych fitoplanktonu oraz multimetriksu PMPL wykorzystującego całkowitą biomasę fitoplanktonu, stężenie chlorofilu-*a* oraz biomasę sinic. Oba wskaźniki stanu ekologicznego dotyczą fitoplanktonu. Wskaźnik Q po raz pierwszy został opracowany dla węgierskich zbiorników wodnych, a multimetriks PMPL dostosowany do jezior polskich (Hutorowicz, Pasztelaniec 2014).

Stan ekologiczny trzech zbiorników wodnych (zbiornik nr 1, nr 2 i nr 4) wyliczony w oparciu o wskaźnik Q różnił się w kolejnych latach badań, podczas gdy dwa pozostałe zbiorniki (zbiornik nr 3 i 5) utrzymywały się przez cały okres badań w obrębie jednej klasy ekologicznej. Z kolei polski multimetryczny indeks PMPL zmieniał się o co najmniej 1 klasę w większości zbiorników wodnych. Wyjątkiem był zbiornik nr 5, który przez cały okres badań charakteryzował się tym samym – słabym – stanem ekologicznym wód.

Stan ekologiczny zbiorników podlegał w różnym stopniu zmianom sezonowym. W trzech zbiornikach (nr 1, nr 2 i nr 3) sezonowe zmiany stanu ekologicznego określane na podstawie biomasy grup fitoplanktonowych wskaźnika Q były nieduże. Wahały się one odpowiednio: od dobrego do bardzo dobrego (zbiornik nr 1) i od umiarkowanego do dobrego (zbiornik nr 2 i nr 3). W zbiornikach nr 4 i nr 5 stwierdzono natomiast duże sezonowe fluktuacje tego parametru – od stanu słabego do bardzo dobrego.

Ocena stanu ekologicznego badanych zbiorników położonych na terenie gminy Dopiewo wykorzystująca oba podejścia, tj. wskaźnik Q i multimetriks PMPL, dała różne wyniki – stany ekologiczne badanych zbiorników wodnych. W oparciu o grupy funkcjonalne fitoplanktonu otrzymano inny – lepszy stan ekologiczny zbiorników niż w ocenie przeprowadzonej w oparciu o multimetriks PMPL. Grupy funkcjonalne dostarczyły również ważnych informacji o dynamice zmian w środowiskach wodnych, stanowiąc ważne narzędzie oceny badanych zbiorników wodnych, bowiem w przypadku wskaźnika Q możliwe jest obserwowanie krótkoterminowych zmian stanu ekologicznego. Z kolei dla polskiego multimetriksu fitoplanktonowego PMPL wymagane są dane z całego sezonu wegetacyjnego i informacja o wielkości powierzchni zlewni, którą często trudno dokładnie wyznaczyć w przypadku małych zbiorników wodnych (Padisák i in. 2006). Pasztelaniec i Poniewozik (2010) podają, że grupy funkcjonalne lepiej odzwierciedlają również warunki siedliskowe w zakresie substancji biogennych i parametrów fizycznych niż poszczególne gatunki lub grupy taksonomiczne fitoplanktonu.

Zastosowanie wskaźnika Q w ocenie stanu ekologicznego małych zbiorników wodnych może budzić wątpliwości wynikające z różnej typologii wód. W celu dokonania obiektywnej oceny jakości wód zbiorników zlokalizowanych w innym regionie należy wziąć pod uwagę typologię wód tam występujących i przystosować do nich metodykę obliczania wskaźnika Q. Ponadto zbyt mała wiedza dotycząca ekologii niektórych gatunków fitoplanktonu może być przyczyną niepoprawnej lub zróżnicowanej klasyfikacji danego taksonu do właściwej grupy funkcjonalno-morfologicznej, na co zwraca uwagę Naselli-Flores (2013).

WSKAŹNIKOWE GRUPY TAKSONOMICZNE

W celu wyznaczenia wskaźnikowych grup taksonomicznych dla zbiorników w gminie Dopiewo położonych na terenach o odmiennym użytkowaniu zastosowano metodę IndVal, w której uwzględniono ilościowość względną oraz częstość występowania grup taksonomicznych, bazując na ich biomacie. Następnie przeprowadzono test Monte Carlo dla 999 powtórzeń, aby określić prawdopodobieństwo danej wartości IndVal. W tabeli 4 zostały uwzględnione te grupy, dla których $p < 0,05$. Przy ocenie uwzględniono grupy taksonomiczne, a nie gatunki z uwagi na ich znaczne rozdrobnienie. Analiza danych wykazała, że najczęściej grup fitoplanktonu było charakterystycznych dla wody dwóch z analizowanych zbiorników pełniących funkcje rekreacyjne, wędkarskie. Najwyższą wartość wskaźnika IndVal

Tabela 4. Wartości wskaźnika IndVal dla grup taksonomicznych w badanych zbiornikach
Table 4. Index IndVal for the taxonomic groups in the examined water bodies

Nr zbiornika	1	2	3	4	5	p-value
Cyanobacteria	3,793	179,848	272,922	0,024	0,000	0,002
Euglenozoa	63,283	22,071	26,356	41,217	9,672	0,046
Cryptophyta	18,685	358,860	63,980	101,115	46,322	0,011
Miozoa	0,000	1,494	3,254	0,544	890,572	0,001
Ochrophyta	11,428	1,195	59,907	0,204	6,056	0,026
Bacillariophyta	2,696	215,603	72,771	15,719	0,764	0,007
Chlorophyta	2,118	176,718	736,625	10,792	1,348	0,001
Charophyta	0,000	0,032	37,860	1,861	0,006	0,009

Grupy taksonomiczne charakterystyczne dla badanych zbiorników wyróżniono pogrubioną czcionką.

stwierdzono dla grupy Miozoa w wodzie zbiornika znajdującego się w centrum wsi (nr 5). Z sąsiadujących budynków do północno-wschodniej części zbiornika odprowadzane są wody deszczowe, a w zlewni zbiornika zlokalizowane są: „Pensjonat nad Stawem” oraz intensywnie rozwijająca się zabudowa rezydencjonalna. W wodach pozostałych dwóch zbiorników (nr 1 i 4), które są najpłytszymi z analizowanych akwenów nie stwierdzono charakterystycznych grup fitoplanktonu. W zbiorniku nr 1 najliczniej występowały przedstawiciele z grupy Euglenozoa, a w zbiorniku nr 4 (zlokalizowanym wśród pól uprawnych) – z grupy Cryptophyta. Badania prowadzone przez Kawecką i Eloranta (1994) wykazały, że zbiorowiska fitoplanktonu drobnych zbiorników obfitują w organizmy o dużej tolerancji warunków i odporności na stresy środowiska. Do glonów takich należą głównie sinice, zielenice oraz okrzemki.

PODSUMOWANIE

Drobne zbiorniki wodne znajdujące się na terenach rolniczych są najslabiej poznanymi zbiornikami wód powierzchniowych. Brakuje nie tylko typologii tych wód, ale także szacunkowych ocen zasobów wodnych (Szpakowska 1999). Aby zachować walory ekologiczne i krajobrazowe tych drobnych zbiorników wodnych, niezbędne jest podnoszenie świadomości ekologicznej mieszkańców tych terenów oraz podjęcie pilnych działań ochronnych. Przy opracowywaniu strategii ich ochrony istotna może być ocena stanu troficznego i ekologicznego drobnych zbiorników wodnych, a skuteczna ochrona tych ważnych elementów w krajobrazie powinna być poprzedzona ich inwentaryzacją, uwzględniającą stan zachowania, oraz oceną walorów tych zasobów rozszerzoną o planowanie i prognozowanie niezbędnych działań. Jest to szczególnie ważne na terenach o małej jeziorności, do których należy Wielkopolska, gdzie w ostatnich latach kondycja

drobnych zbiorników wodnych ulega systematycznemu pogorszeniu. Szansą na poprawę przyrodniczej funkcji małych zbiorników w krajobrazie rolniczym może być tworzenie wokół tych zbiorników kilkumetrowych barier biogeochemicznych w postaci pasów łąk czy zadrzewień, które w znacznym stopniu wychwytyują i neutralizują zanieczyszczenia obszarowe. W wielu krajach (Ndubisi i in. 1995) takie obszary określa się jako „środowiskowo wrażliwe tereny” (*environmentally sensitive areas*), mające podlegać długoterminowemu zagospodarowaniu w celu zachowania naturalnych zasobów środowiska przyrodniczego.

LITERATURA

- Bedla D., Misztal A. 2014: Zmienność chemizmu wód małych zbiorników wodnych o różnicowanej strukturze użytkowania terenów przyległych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16: 421–439.
- Bergström A.K., Jansson M., Blomqvist P., Drakare S. 2000: The influence of water colour and effective light climate on mixotrophic phytoflagellates in three small Swedish dystrophic lakes. *Stuttgart, Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 27: 1861–1865.
- Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., Solimini A., van de Bund W., Zampoukas N., Hering D. 2012: Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31–41.
- Bonner L.A., Diehl W.J., Altig R. 1997: Physical, chemical and biological dynamics of five temporary dystrophic forest pools in central Mississippi. *Hydrobiologia*, 353: 77–89.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2002: Gatunki kosmopolityczne i ubikwistyczne wśród glonów pro- i eukariotycznych występujących w zbiornikach wodnych Polski Południowej. *Zakład Biologii Wód im. K. Starmacha PAN, Kraków*.
- Carlson R.E., Simpson J. 1996: A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. *North American Lake Management Society, Madison, WI*.
- Celewicz-Gołdyn S. 2012: Fitoplankton zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym. W: R. Gołdyn, A. Kędziora (red.), *Potrzeba ochrony zbiorników śródpolnych*. Fundacja Biblioteka Ekologiczna, UAM, Poznań: 30–32.
- Celewicz-Gołdyn S., Kuczyńska-Kippen N. 2017: Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. *PLOS ONE*, 12(5): e0177317.
- Céréghino R., Biggs J., Oertli B., Declerck S. 2008: The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, 597: 1–6.
- Ciecierska H., Kolada A., Ruszczynska J. 2013: Makrofitowa metoda ocena stanu ekologicznego jezior. W: H. Ciecierska, M. Dynowska (red.), *Biologiczne metody oceny stanu środowiska. T. II. Ekosystemy wodne*. Wyd. Mantis, Olsztyn: 106–128.
- Collingwood R.W. 1977: A survey of eutrophication in Britain and its effects on water supplies. *Water Research Centre Technical Report TR40, Medmenham*.
- Davies B.R., Biggs J., Williams P., Whitfiels M., Nicolet P., Sear D., Bray S., Maund S. 2008: Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125: 1–8.
- Dudzińska A., Szpakowska B., Szumigała P. 2016: Zbiorniki i ciekły wodne w krajobrazie rolniczym. *Więś i Rolnictwo*, 2(171): 199–210.

- Dufrêne M., Legendre P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345–366.
- Dyrektiva 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 roku ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (L 327, 2000, s. 1–72).
- Finlay B.J., Maberly S.C., Esteban G. 1996: Spectacular abundance of ciliates in anoxic pond water: contribution of symbiont photosynthesis to host respiratory oxygen requirements. *FEMS Microbial Ecology*, 20: 229–235.
- Frankowski P., Zbierska J. 2014: Możliwości odbudowy zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym Wielkopolski. *Nauka Przyroda Technologie*, 8(4): 56–70.
- Gołdyn R. 2000: Zmiany biologicznych i fizyczno-chemicznych cech jakości wody rzecznej pod wpływem jej piętrzenia we wstępnych, nizinnych zbiornikach zaporowych. *Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań. Seria Biologia* 65.
- Gołdyn R., Kędziora A. 2012: Potrzeba ochrony zbiorników śródpolnych. *Fundacja Biblioteka Ekologiczna, UAM, Poznań, IŚRiL PAN, Poznań*: 14–24.
- Górnjak A. 2006: Lakes in Podlasie Province (NE Poland) – present trophic state and water quality. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15: 361–364.
- Heinonen P. 1980: Quality and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Water Res. Inst., Nat. Board of Waters, Finland*, 37: 1–91.
- Hildebrandt-Radke I., Przybycin J. 2011: Zmiany sieci hydrograficznej i zalesienia a melioracje regionu środkowej Obry (centralna Wielkopolska) w świetle danych historycznych i materiału kartograficznego. *Przegląd Geograficzny*, 83(3): 323–342.
- Hillbricht-Ilkowska A. 1999: Shallow lakes in lowland river systems: role in transport and transformation of nutrients and in biological diversity. *Hydrobiologia*, 408/409: 349–358.
- Hoffmann M., Dodson S. 2005: Land use, primary productivity and lake area as descriptors of zooplankton diversity. *Ecology*, 86(1): 255–261.
- Hutorowicz A., Pasztelaniec A. 2014: Phytoplankton metric of ecological status assessment for Polish lakes and its performance along nutrient gradients. *Polish Journal of Ecology*, 62: 525–542.
- Janauer G.A. 2003: Aquatic macrophytes in freshwaters: the assessment of ecological quality. W: M. Ruoppa, P. Heinonen, A. Pilke, S. Rekolainen, H. Toivonen, H. Vuoristo (red.), *How to assess and monitor ecological quality in freshwaters*. Nordic Council of Ministers, TemaNord, 547: 24–28.
- Kajak Z. 1979: *Eutrofizacja jezior*. PWN, Warszawa.
- Kawecka B., Eloranta P. 1994: *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kłosowski S. 2006: Metody identyfikacji zbiorowisk i analizy ich amplitudy ekologicznej. W: J. Szejma (red.), *Przewodnik do badań roślinności wodnej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk: 367–391.
- Kornaś M., Grześkowiak A. 2011: Wpływ użytkowania zlewni na kształtowanie jakości wody w zbiornikach wodnych zlewni rzeki Drawa. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie*, 11, 1(33): 125–137.
- Landner L. 1976: *Eutrophication of lakes. Causes, effects and means for control with emphasis on lake rehabilitation*. World Health Organisation, Regional Office for Europe.
- Lewin I., Smoliński A. 2006: Rare, threatened and alien species in the gastropod communities in the clay pit ponds in relation to the environmental factors (The Ciechanowska Upland, Central Poland). *Biodiversity Conservation*, 15: 3617–3635.
- Lieth H., Whittaker R.H. 1975: *Primary productivity of the biosphere*. *Ecological Studies – Analysis and Synthesis*, Springer Verlag.

- Markuszczyńska I. 2002: Śródpolne oczka wodne w rolniczym krajobrazie ziemi krotoszyńskiej. *Aura*, 6: 14–15.
- Mioduszczyński W. 2003: Mała retencja. Ochrona zasobów wodnych i środowiska naturalnego. Poradnik. Wydawnictwo IMUZ, Falenty.
- Mioduszczyński W. 2008: Małe zbiorniki wodne w obszarach wiejskich. *Więś Jutra*, 10(123): 32–34.
- Mozgawa J. 1993: Photointerpretation analysis of landscape structure in lake watersheds of Suwałki Landscape. *Park. Ekol. Pol.*, 41: 53–74.
- Naselli-Flores L. 2013: Morphological analysis of phytoplankton as a tool to assess ecological state of aquatic ecosystems: the case of Lake Arancio, Sicily, Italy. *Inland Waters*, 4: 15–26.
- Ndubisi F., DeMeo T., Ditto D.N. 1995: Environmentally sensitive areas: a template for developing greenway corridors. *Landscape Urban Planning*, 33: 159–177.
- OECD 1982: Eutrophication of waters. Monit., assess. and control. Fin. Report. Paris.
- Paczuska B., Paczusiński R. 1997: Problem zanikania naturalnych zbiorników śródpolnych i śródlęśnych na południowym skraju Wysoczyzny Świeckiej. W: L. Burchard (red.), *Teoretyczne i praktyczne aspekty badań ekologicznych. Idee Ekologiczne*, 10(6): 215–221.
- Padisák J., Borics G., Grigorczyk I., Soróczki-Pintér E. 2006: Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553: 1–14.
- Pajchrowska M., Szpakowska B. 2014: Assessment of occurrence microphytes and trophic status of a small water body in the Wielkopolska region (western Poland). *Polish Journal of Natural Sciences*, 29(1): 17–33.
- Pasztelanec A., Poniewozik M. 2010: Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches. *Limnologia*, 40: 251–259.
- Pelechaty M., Pronin E. 2015: Rola roślinności szuwarowej w funkcjonowaniu jezior i ocenie stanu ich wód. *Studia Limnologica et Telmatologica*, 9(1): 25–34.
- Picińska-Fałtynowicz J., Błachuta J. 2012: Klucz do identyfikacji organizmów fitoplanktonowych z rzek i jezior dla celów badań monitoringowych części wód powierzchniowych w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, IOŚ, Warszawa.
- Pieczyńska E. 2008: Eutrofizacja płytkich jezior – znaczenie makrofitów. *Wiadomości Ekologiczne*, 54(1): 3–28.
- Pliński M. 1999: *Hydrobiologia – podstawy*. Wydawnictwo Sopotkiego Instytutu Ekol., Sopot.
- Przybyła C., Tymczuk Z. 2005: Aktualny stan i program małej retencji dla Wielkopolski. W: K. Kasprzak (red.), *Gospodarowanie wodą w Wielkopolsce*. Wydawnictwo Abrys, Poznań: 7–15.
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. 2002: Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417–428.
- Ryszkowski L., Kędziora A. 1996: Mała retencja wody w krajobrazie rolniczym. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu*, 289: 217–225.
- Sakamoto M. 1966: Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv fur Hydrobiologie*, 62: 1–28.
- Sayer C., Andrews K., Shilland E., Edmonds N., Edmonds-Brown R., Patmore I., Emson D., Axmacher J. 2012: The role of pond management for biodiversity conservation in an agricultural landscape. *Aquatic Conservation*, 22(5): 626–638.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P. 2005: Pond or lake: does it make any difference? *Archiv fur Hydrobiologie*, 162: 143–165.

- Spodniewska I. 1979: Phytoplankton as the indicator of lake eutrophication. II Summer situation in 25 Masurian lakes in 1976. *Ekologia Polska*, 27: 481–496.
- Straškraba M., Desortová B., Fott J. 1979: Zur Methodik der Bestimmung und Bewertung des Chlorophyll-a in Oberflächengewässer. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 7,5: 69–590.
- Szpakowska B. 1999: Występowanie i rola substancji organicznych rozpuszczonych w wodach powierzchniowych i gruntowych krajobrazu rolniczego. Wydawnictwo UMK, Toruń.
- Thurman E.M. 1986: Organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, Boston.
- Tolstoy A., Tóth I. 1980: Bacteriochlorophyll d and its interference on determination of chlorophyll a. *Archiv für Hydrobiologie*, 89(1/2): 160–170.
- van Donk E., van de Bund W.J. 2002: Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72: 261–274.
- Vollenweider R.A. 1979: Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage fuer den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewaesser und Talsperren. *Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung*, 2: 46–50.
- Waterkeyn A., Grillas P, Vanschoenwinkel B., Brendick L. 2008: Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology*, 53 (9): 1808–1822.
- Wilk-Woźniak E. 2009: Zmiany populacyjne w zbiorowiskach glonów planktonowych oraz ich strategie życiowe w warunkach ekosystemów wodnych sztucznie zmienionych. Instytut Ochrony Przyrody PAN Kraków. *Studia Naturae*, 55.
- Williams P, Whitfield M., Biccs J., Bray S., Fox G., Nicolet P, Sear D. 2003: Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115: 239–341.
- Wysocka-Czubaszek A., Banaszuk P. 2003: Migracja składników azotowych i bariery biochemiczne w zalewowych dolinach rzecznych na przykładzie Doliny Górnej Narwi. *Acta Agrophysica*, 2(1): 349–354.

Natalia Kuczyńska-Kippen

STAW JAKO DOSKONAŁY OBIEKT DYDAKTYCZNY

PONDS AS EXCELLENT EDUCATION FACILITIES

*Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań*

SUMMARY

Small water bodies render a number of ecological services, at the same time being centres of biodiversity and important habitats of rare and endangered species from various groups of plants and animals. Unfortunately, the number of ponds decreases on a regular basis due to degradation of habitats resulting from human activity. Sometimes it is only a result of failure to care for nature or ignorance about the key role of small water bodies in the living world. Hence the need to educate the public; it proves efficient not only in large global projects but mainly in various types of local actions or social projects aimed at raising awareness, promoting preservation of biodiversity and involvement in research into pond ecosystems by promoting the society's direct contact with nature, researchers and practitioners. Despite their small size and because of their dominant role in the rural and urban landscapes alike, ponds may become interesting model habitats, serve as live field laboratories and thus support the much required environmental education.

STAWY JAKO OBIEKTY PRZYRODNICZE

Małe zbiorniki wodne, które są bardzo powszechnym elementem krajobrazu wodnego nie tylko w skali Wielkopolski, ale i całego kraju, mogą różnić się powierzchnią, od około 1 m² do kilku hektarów, ale też głębokością, od kilku centymetrów do wielu metrów (Paczuska, Paczusiński 1997; Bosiacka, Pieńkowski 2004; Juszcak, Leśny 2004).

Ze względu na poziom lustra wody stawy mogą być zarówno astatyczne, cechujące się znacznymi wahaniami poziomu lustra wody, jak i stałymi zbiornikami. Siedliska te, wzbogacające krajobraz i przyczyniające się do znacznego wzrostu bioróżnorodności, podlegają jednak wielu zagrożeniom (Biggs i in. 2017), m.in. związanym z przekształceniami krajobrazu czy też z obserwowanym ocieplaniem się klimatu. Paradoksem wydaje się, że prawie równocześnie ze zwiększeniem niebezpieczeństwa zaniku tych ekosystemów zaczęto doceniać ogrom walorów przyrodniczych stawów w krajobrazie. Ekosystemy stawowe, o ogólnej niskiej wartości ekonomicznej w porównaniu choćby do zarybionych czy użytkowanych rekreacyjnie jezior, często cechują się niskim stopniem przekształceń środowiskowych, reprezentując w takich wypadkach nienaruszony typ siedlisk słodkowodnych. Można się więc spodziewać, że jeśli stawy pozostaną niezanieczyszczone i cechować się będą stosunkowo dobrą jakością wód, to stanowiąc będą schronienie dla wielu różnorodnych gatunków, które zniknęły z większych, bardziej zdegradowanych, zbiorników wodnych (Biggs i in. 2017), w tym także gatunków rzadkich i/czy zagrożonych. Oczka wodne przyczyniają się nie tylko do zachowania i wzbogacenia różnorodności siedlisk przyrodniczych, zarówno w skali lokalnej, jak i krajobrazu. Pomimo tak ogromnego znaczenia oczek wodnych dla ludzi podlegają one nieustannym zakłóceniom antropogenicznym, które wielokrotnie doprowadziły do poważnych negatywnych zmian ich struktury i funkcji. W zeszłym wieku, szczególnie w latach 20. i 30., zmeliorowanie znacznych obszarów Europy, w tym i Polski, przyczyniło się do zaniknięcia wielu stawów śródpolnych i terenów podmokłych (Pieńkowski 2003). Brönmark i Hansson (2002) na podstawie analizy trendów wieloletnich wysunęli sugestię, że starsze i dobrze poznane zagrożenia dla różnorodności biologicznej, takie jak eutrofizacja, zakwaszenie i zanieczyszczenie środowiska metalami ciężkimi, w przyszłości mogą mieć mniejsze znaczenie niż nowe zagrożenia, wśród których jako bardzo niebezpieczne wymienia się m.in. globalne ocieplenie, promieniowanie ultrafioletowe oraz inwazje gatunków obcych, w tym organizmów transgenicznych.

Zaniedbywane przez wielecia, ze względu na ich tymczasowy charakter i niewielkie rozmiary, stawy są bardzo wrażliwymi środowiskami wodnymi (Grillas i in. 2004; Zacharias, Zamparas 2010). Ta cecha sprawiła, że ostatnio coraz częściej traktowane są jako doskonałe ekosystemy modelowe do różnorodnych badań, nie tylko ekologicznych. Niedawno przeprowadzone analizy (Ranjan i in. 2019) wskazują, że pierwsze formy życia mogły powstać nie jak wcześniej sądzono w oceanach, a właśnie w stawach. Wyniki badań sugerują, że płytkie zbiorniki, o głębokości około 10 cm, mogły utrzymywać wysokie stężenia azotu, który uznawany jest za kluczowy składnik dla początków życia na Ziemi.

Do tej pory w Polsce stawy śródpolne klasyfikowano jako nieużytki, ale systematyczne dokumentowanie ich fundamentalnej roli biocenotycznej i fitocenotycznej przyczyniło się do podejmowania działań mających na celu ich zachowanie.

FUNKCJE STAWÓW

Drobne zbiorniki wodne, tworzące szczególny układ ekologiczny wraz z terenem bezpośrednio otaczającym staw, łącznie z roślinnością i glebami, pełnią istotną rolę hydrologiczną, sozologiczną, ale przede wszystkim biocenotyczną w różnych typach krajobrazu (Koc 2000; Kuczyńska-Kippen 2009, 2020). Ekosystemy drobnych zbiorników wodnych kreują doskonale warunki do rozwoju roślin, typowo wodnych (np. *Ceratophyllum demersum*, *C. submersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton natans*, *P. crispus*, *P. lucens*), wodno-błotnych (np. *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Eleocharis acicularis*, *Scirpus lacustris*, *Carex* spp.) czy lądowych, ale występujących w powiązaniu z obszarami podmokłymi (np. *Caltha palustris*, *Rumex acetosa*, *Lysimachia thyrsoiflora*). Stanowią też ostoję dla wielu różnorodnych zwierząt, w tym kręgowców, takich jak ryby czy ptaki wodne. Ponadto są siedliskami o krytycznym znaczeniu dla wielu gatunków płazów (Semlitsch 2008; Rannap i in. 2009; Semlitsch i in. 2015), zarówno o szerokim spektrum występowania, jak i o wąskich wymaganiach siedliskowych. Przy czym zbiorniki astatyczne, cechujące się nieregularnymi, ale też często znacznymi zmianami poziomu lustra wody, które mogą prowadzić do ich okresowego wysychania, mają największe znaczenie dla tej grupy zwierząt (Briggs 2001; Hartel, von Wehrden 2013). Ponadto zbiorniki stawowe są miejscem występowania wielu grup bezkręgowców oraz organizmów planktonowych.

Ważna jest ich funkcja związana z tworzeniem korytarzy ekologicznych, łączących tereny podmokłe, co umożliwi migrację gatunkom flory i fauny (Hillbricht-Ilkowska 1995; Naiman, Decamps 1997; Biggs i in. 2017). Istotna jest także ich rola w zakresie obiegu wody i składników odżywczych, np. azotu, oraz globalnego bilansu węgla. Przyczyniają się do zwiększenia lokalnej retencji wody, ale pełnią także funkcje społeczne, estetyczne i kulturowe, gospodarcze, geochemiczne, ekologiczne czy typowo krajobrazowe. Są zbiornikami wody wykorzystywanej do nawodnień rolniczych, czasem zapewniają wodę do użytku domowego, stanowią wodopój dla zwierząt domowych oraz dostarczają żywność, będąc miejscem hodowli kaczek i wielu pożytecznych gatunków ryb. Pełnią też funkcję ochrony przeciwpożarowej i przeciwpowodziowej.

WARUNKI ŚRODOWISKOWE

Warunki środowiskowe w stawach są ogólnie bardzo zmienne. Występują znaczne dobowe wahania temperatury wody. Brak również długotrwałego uwarstwienia

termicznego, które jest cechą ekosystemów głębszych, takich jak jeziora. W okresie letnim woda przy dnie stawu jest zazwyczaj chłodniejsza niż na powierzchni, natomiast zimą wody przydenne są znacznie wychłodzone. Płytkie stawy mogą całkowicie zamarzać do dna. Ze względu na zwykle niewielką głębokość oczek wodnych ich dno jest często porośnięte przez roślinność. Stąd też warunki życia w stawie są najczęściej analogiczne do strefy litoralowej jezior.

Źródła zasilania stawów są różnorodne. Dominuje zasilanie przez wody podziemne i opadowe, rzadziej przez wody przepływowe. Specyficzne są również wahania roczne zawartości biogenów. W okresie wiosennym poziom nutrientów jest mniejszy ze względu na spływ wód roztopowych, podczas gdy latem i jesienią, w wyniku parowania i dopływu wód żyznych, m.in. z obszarów rolniczych, koncentracje biogenów w wodzie stawów wzrastają, czego odbiciem jest wzrost produkcji pierwotnej i pojawianie się zakwitów wody wywołane przez glony, w tym i sinice. Charakterystyczną cechą stawów jest stosunkowo szybkie ustępowanie warunków beztlenowych dzięki częstemu i pełnemu mieszaniu się wód.

Warunki życia w drobnych zbiornikach wodnych są wypadkową specyfiki warunków w obrębie misy stawowej, ale i typu najbliższego otoczenia stawu, które często ma wpływ decydujący. Dlatego w przypadku zbiorników wodnych, które mają stosunkowo małą powierzchnię zlewni, w porównaniu z innymi rodzajami ekosystemów wodnych, takimi jak jeziora, rzeki, strumienie czy rowy (Davies i in. 2008), rozpatruje się zazwyczaj tzw. efektywny krajobraz stawu, który obejmuje zbiornik wodny i jego bezpośrednią zlewnię, a w przypadku kompleksu oczek wodnych także obszar łądu między poszczególnymi stawami. Stąd niewłaściwe zarządzanie terenami sąsiadującymi z oczkami wodnymi może zagrażać pojedynczym zbiornikom czy kompleksom stawów (Boothby, Hull 1997). Badania 165 małych oczek wodnych zlokalizowanych w krajobrazie rolniczym zachodniej Polski wykazały, że degradacji ekologicznej stawów i stabilności warunków troficznych może zapobiegać zapewnienie/utrzymanie odpowiednich warunków w strefie buforowej, budowanej przede wszystkim przez krzewy i drzewa wokół zbiornika (Joniak i in. 2017).

Charakter otaczającego terenu – zlewnia miejska, rolnicza lub leśna – ma istotne znaczenie dla wykształcania się specyficznej flory czy fauny (Kuczyńska-Kippen, Joniak 2010). Analiza prawie 100 małych oczek wodnych w Belgii wykazała, że stawy na obszarach leśnych charakteryzują się znacznie lepszą jakością wody w porównaniu ze stawami na terenach rolniczych (Declerck i in. 2006).

Pochodzenie zbiornika może być także czynnikiem odpowiedzialnym za wykształcanie się specyficznych warunków środowiskowych. Stawy mogą być pochodzenia naturalnego lub sztucznego. Zbiorniki naturalne formują się wskutek naturalnych procesów, głównie w obniżeniach powstałych po zlodowaceniach, rozlewiskach zalewowych czy wskutek naturalnych zjawisk przyrodniczych lub działalności zwierząt. Sztuczne zbiorniki powstały głównie na skutek działalności człowieka, takiej jak intensyfikacja rolnictwa, regulacja rzek, odwadnianie, czy też w wyniku pozyskiwania różnorodnych surowców i kopalin, np. gliny, piasku, żwiru lub torfu.

BIOCENOZY STAWOWE

Drobne zbiorniki wodne są siedliskiem bytowania wielu organizmów typowo wodnych czy też zasiedlających ekosystemy wodne tylko okresowo, często o wysokiej wartości ekologicznej (Oertli i in. 2005; Céréghino i in. 2008; Celewicz-Gołdyn, Kuczyńska-Kippen 2017). Litoralowy charakter wielu oczek wodnych, a więc istnienie licznych nisz ekologicznych w zróżnicowanych morfologicznie i przestrzennie płatach roślinnych, a także występowanie specyficznych dla stawów form czy gatunków roślin i zwierząt, znajduje odzwierciedlenie w bardzo wysokiej ogólnej bioróżnorodności. Badania porównawcze przeprowadzone na grupie pięciu typów zbiorników wodnych (jeziora, stawy, rowy, rzeki, strumienie) zlokalizowanych w krajobrazie rolniczym nizinnej Anglii dowiodły, że ekosystemami o największej różnorodności biologicznej były małe zbiorniki wodne, które cechowały się najwyższym wskaźnikiem występowania gatunków rzadkich (Davis i in. 2008). Badania te dowodzą więc, że nie tylko stawy usytuowane w naturalnym krajobrazie, o niskim stopniu przekształceń antropogenicznych, mają wysoką wartość przyrodniczą wynikającą z pojawiania się w nich gatunków rzadkich lub/czy zagrożonych, ale także stawy znajdujące się na obszarach rolniczych przyczyniają się do wzbogacenia regionalnej różnorodności dzięki obecności unikalnej flory czy fauny.

Wśród organizmów zamieszkujących drobne zbiorniki wodne znajdują się producenci (glony i rośliny wodne), konsumenci (np. zooplankton i ryby) oraz destruenci (bakterie i grzyby). Rozwój glonów zależy z jednej strony od dostępności zasobów (m.in. światło, dwutlenek węgla, związki biogenne), ale i obecności konsumentów, głównie zooplanktonu, czyli przedstawicieli pierwotniaków, wrotków i skorupiaków: wioślarek i widłonogów (fot. 1). Występowanie zooplanktonu



Fot. 1. Trzy główne grupy zooplanktonu w stawach: pierwotniaki, wrotki i skorupiaki (wioślarki i widłonogi)

Phot 1. Three main groups of zooplankton in ponds: protozoans, rotifers and crustaceans (cladocerans and copepods)

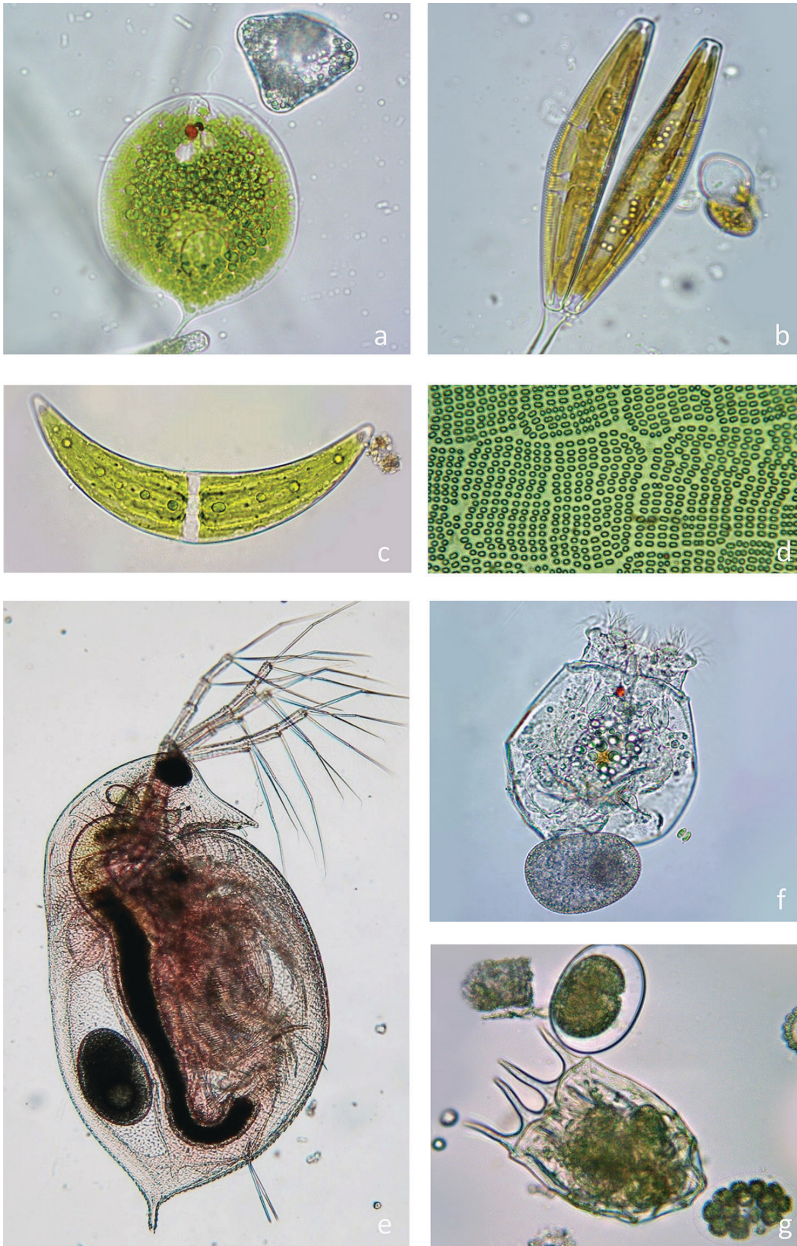


Fot. 2. Przykłady roślin wodnych w drobnych zbiornikach wodnych: a – *Utricularia vulgaris*; b – *Nymphaea alba*; c – *Sparganium erectum*; d – *Chara* sp.; e – *Hydrocharis morsus-ranae*; f – *Potamogeton perfoliatus*; g – kwiaty *Utricularia* sp.; h – *Ceratophyllum demersum*
Phot. 2. Examples of aquatic plants in small water bodies: a – *Utricularia vulgaris*; b – *Nymphaea alba*; c – *Sparganium erectum*; d – *Chara* sp.; e – *Hydrocharis morsus-ranae*; f – *Potamogeton perfoliatus*; g – flowers of *Utricularia* sp.; h – *Ceratophyllum demersum*



Fot. 3. Przykłady zwierząt bezkręgowych i kręgowców zamieszkujących drobne zbiorniki wodne: a – *Argyroneta aquatica*; b – Dytiscidae; c – Physidae; d – *Calopteryx* sp.; e – Euhirudinea; f – *Rana* kl. *esculenta*; g – *Anas platyrhynchos*; h – *Cygnus olor*

Phot. 3. Examples of invertebrates and vertebrates inhabiting small water bodies: a – *Argyroneta aquatica*; b – Dytiscidae; c – Physidae; d – *Calopteryx* sp.; e – Euhirudinea; f – *Rana* cl. *esculenta*; g – *Anas platyrhynchos*; h – *Cygnus olor*



Fot. 4. Przykłady organizmów fitoplanktonowych i zwierząt planktonowych zamieszkujących drobne zbiorniki wodne: a – *Phacus* sp.; b – *Cymbella* sp.; c – *Closterium* sp.; d – *Merismopedia* sp.; e – *Daphnia pulex*; f – *Brachionus angularis*; g – *Brachionus budapestinensis*
Phot. 4. Examples of phytoplankton organisms and planktonic animals inhabiting small water bodies: a – *Phacus* sp.; b – *Cymbella* sp.; c – *Closterium* sp.; d – *Merismopedia* sp.; e – *Daphnia pulex*; f – *Brachionus angularis*; g – *Brachionus budapestinensis*

uzależnione jest natomiast od obfitości pokarmu. Poza materią organiczną ze współwystępującymi bakteriami i pierwotniakami pokarm stanowią glony.

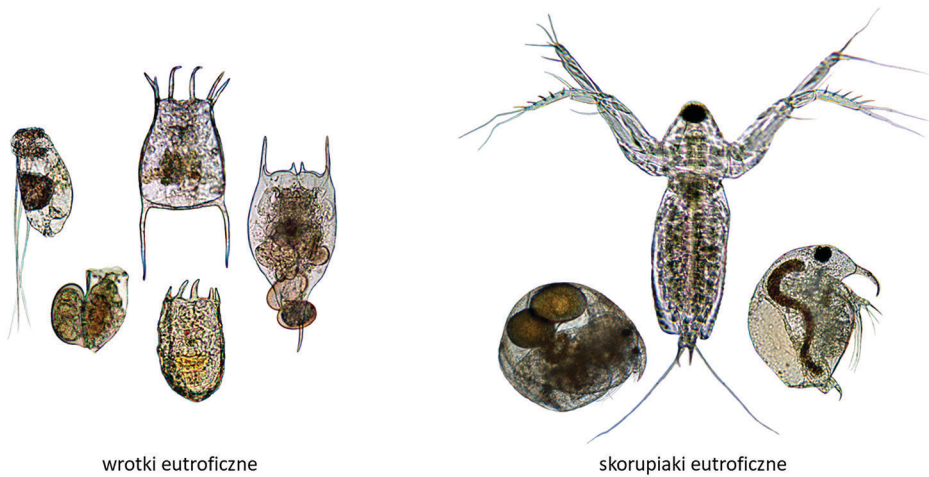
Makrofity reprezentowane są w stawach przez rośliny kwiatowe, mchy, wątrobowce i makroglony – ramienice. W strefie przybrzeżnej znajdują się helofity (rośliny wynurzone), tworzące szuwary, np. trzcina pospolita (*Phragmites australis*), pałka szerokolistna (*Typha latifolia*), pałka wąskolistna (*Typha latifolia*), oczeret jeziorny (*Scirpus lacustris*) czy manna mielec (*Glyceria maxima*). Na powierzchni wody, niezakotwiczone, występują pleustofity (rośliny unoszące się na powierzchni zbiornika), np. rzęsa drobna (*Lemna minor*) czy żabiściek pływający (*Hydrocharis morsus-ranae*). Natomiast wśród zakorzenionych nymfeidów (rośliny o liściach pływających) znajdują się np. grążel żółty (*Nuphar lutea*), grzybień białe (*Nymphaea alba*) czy rdestnica pływająca (*Potamogeton natans*). Elodeidy, czyli rośliny zanurzone pod powierzchnią wody, reprezentują m.in. moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*), ramienicowce (Charales), rdestnica kędzierzawa (*Potamogeton crispus*), rdestnica połyskująca (*Potamogeton lucens*), wywłócznik (*Myriophyllum* spp.) czy rogatek (*Ceratophyllum* spp.) (fot. 2). Sukces roślin w niestabilnym środowisku stawu zależy głównie od ich zdolności do pokonania wahań poziomu wody. Wiele gatunków wykazuje ziemno-wodny typ wzrostu, zyskując ewolucyjną przewagę nad gatunkami typowo wodnymi. W okresie osuszania się stawu niektóre gatunki znikają całkowicie (np. rośliny zanurzone), natomiast obserwuje się zazwyczaj ekspansję roślin lądowych.

Liczna jest też w drobnych zbiornikach wodnych flora i fauna wolno pływająca, poroślowa czy denna. Spotykani są przedstawiciele różnych grup systematycznych, zarówno spośród bezkręgowców, jak i zwierząt kręgowych (fot. 3), m.in. larwy owadów, chrząszcze wodne, pluskwiaki, skąposzczety, ślimaki i małże, a także ryby, płazy, gady czy ptaki. Również bogate są zgrupowania organizmów planktonowych (fot. 4). Organizmy planktonowe występujące w stawach zwane są planktonem stawowym (heleoplanktonem). Spośród glonów dominującymi grupami są zielenice, sinice, eugleniny, okrzemki czy bruzdnice i złotowiciowce. Obecne są często zielenice nitkowate, np. skrętnica (*Spirogyra*), gałęzatką (*Cladophora*) czy uwikło (*Oedogonium*). Natomiast wśród planktonu zwierzęcego, w zależności od warunków środowiskowych, przeważać mogą wrotki bądź skorupiaki.

PRZYKŁADY WYKORZYSTANIA STAWÓW DO PROWADZENIA ZAJĘĆ DYDAKTYCZNYCH

OCENA JAKOŚCI WODY I RÓŻNORODNOŚCI ORGANIZMÓW

Struktura zgrupowań organizmów w zbiorniku wodnym może odzwierciedlać jakość wód. Niski stopień zróżnicowania zwykle wskazuje na złą kondycję wód, podczas gdy duże zróżnicowanie odzwierciedla dobrą jakość środowiska. Prosta i bardzo skuteczną metodą oceny warunków środowiskowych może być analiza udziału gatunków wskaźnikowych (bioindykatorów), których obecność, brak czy



Fot. 5. Przykłady gatunków wskaźnikowych dla wód eutroficznych w grupie wrotków (Rotifera) i skorupiaków (Crustacea)

Phot. 5. Examples of indicator species for eutrophic waters in the group of rotifers (Rotifera) and crustaceans (Crustacea)

zmiana ilości jest odbiciem jakości wód. Szeroko stosowaną metodą do oceny trofii wód jest ocena pojawu gatunków wskaźnikowych spośród zooplanktonu (Ejsmont-Karabin 2012; Ejsmont-Karabin, Karabin 2013; Jensen i in. 2013; Haberman, Haldna 2014). Wiele gatunków spośród zarówno wrotków, jak i skorupiaków to wskaźniki eutrofii (fot. 5).

STREFY WYSTĘPOWANIA ORGANIZMÓW I GRUPY EKOLOGICZNE

W zbiorniku wodnym występują trzy główne strefy: otwarta toń wodna, strefa litoralna i dno zbiorników. W strefie otwartej toni wodnej warunki środowiskowe są najbardziej wyrównane. Żyją tu organizmy planktonowe o odpowiednich adaptacjach umożliwiających im trwanie w stanie zawieszenia w toni wodnej (fot. 6). Drugą grupę tworzy nekton, który w ekosystemach słodkowodnych jest przede wszystkim reprezentowany przez ryby, które dzięki wykształceniu narządów ruchu potrafią aktywnie się poruszać.

Litoral (strefa przybrzeżna zbiorników wodnych) rozciągający się w najpłytszych miejscach stawu charakteryzuje się niestałością warunków środowiskowych. Jest to strefa zdominowana przez makrofity, przy czym w stawach występuje układ mozaikowy roślin. Rośliny mogą porastać nawet całe dno zbiornika. W litoralach stwierdza się największą różnorodność gatunkową organizmów, ponieważ poza organizmami typowo poroślowymi porastającymi powierzchnię roślin, spotkać tu można gatunki litoralne o specyficznych przystosowaniach do życia między pędami roślin (fot. 6). Występują tu także organizmy pelagiczne, które przebywają w obrębie płatów makrofitów okresowo, traktując rośliny jako kryjówkę przed drapieżnikami.



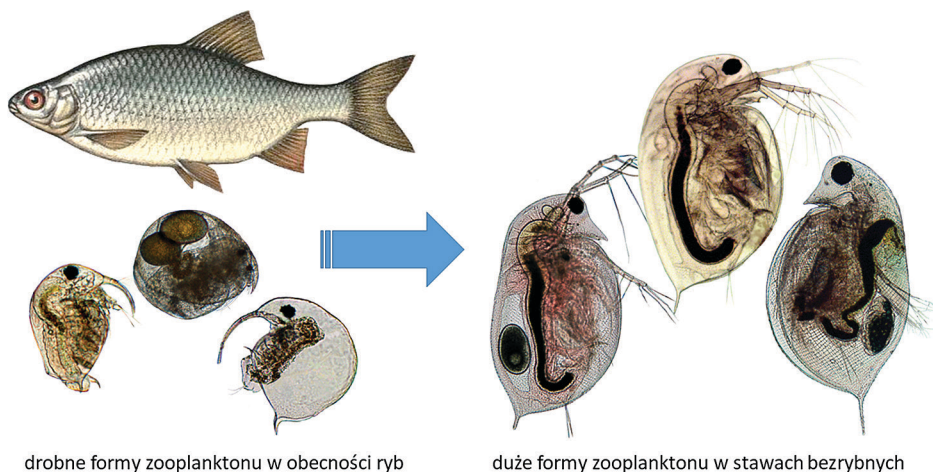
Fot. 6. Przykłady gatunków zooplanktonu charakterystycznych dla strefy otwartej toni wodnej (gatunki pelagiczne zooplanktonu) i strefy zdominowanej przez makrofity (gatunki litoralowe zooplanktonu)

Phot. 6. Examples of zooplankton species characteristic of the open water zone (pelagic species of zooplankton) and the macrophyte-dominated zone (zooplankton littoral species)

W strefie dennej stawów, zalegającej poniżej otwartej toni wodnej, występują organizmy żyjące na powierzchni osadów czy też penetrujące strefę denną: fito- i zoobentos.

ZALEŻNOŚCI BIOTYCZNE MIĘDZY ORGANIZMAMI

Nie tylko specyfika zbiornika wodnego wraz z jego czynnikami abiotycznymi kształtuje zgrupowania organizmów wodnych. Równie ważne są relacje biotyczne między gatunkami, wśród których drapieżnictwo odgrywa kluczową rolę. Skutki zależności drapieżniczej w stawach są też nietrudne do zaobserwowania. Niektóre gatunki (np. rozwielitka *Daphnia*) ze względu na duże rozmiary ciała mogą być obserwowane w wodzie nieuzbrojonym okiem. I to właśnie te duże wioślarki przyczyniają się w największym stopniu do utrzymania doskonałej jakości wód w małych zbiornikach wodnych. Obecność tych efektywnych filtratorów zooplanktonowych świadczy o bezrybnym charakterze stawu, bowiem ryby, zarówno planktonożerne, jak i wszystkie młode stadia ryb, które żywią się zooplanktonem, selektywnie wybierają największe osobniki spośród dostępnych zgrupowań zwierząt planktonowych. Dlatego w stawach z rybami przeważają małe gatunki skorupiaków, które nie są tak efektywne w odfiltrowywaniu zawiesiny glonów, jak duże rozwielitki (fot. 7), a wody stawu rybnego charakteryzują się zwykle zaawansowanym stanem eutrofii.



Fot. 7. Wielkość zooplanktonu w zbiorniku wodnym z rybami planktonożernymi (małe formy zooplanktonu) i w zbiorniku wodnym bezrybnym (duże formy zooplanktonu)
Phot. 7. The size of zooplankton in a water body with planktivorous fish (small forms of zooplankton) and in a fishless water body (large forms of zooplankton)

AKCJE UPOWSZECHNIAJĄCE ROLĘ DROBNYCH ZBIORNIKÓW WODNYCH

Organizowane są lokalne akcje inwentaryzacji przyrodniczej i waloryzacji krajobrazowej, rekultywacji i rewitalizacji zdewastowanych obszarów czy np. sprzętania terenów naturalnych, w tym zarówno brzegów zbiornika wodnego oraz terenów bezpośrednio z nim sąsiadujących, jak i samej misy drobnych zbiorników wodnych. Akcje oczyszczania zbiorników wodnych z nagromadzonych śmieci podejmowane są m.in. przez organizacje pozarządowe, obywatelskie inicjatywy na rzecz środowiska, ale także przez samorządy lokalne. Działalność prośrodowiskowa prowadzona jest także przez Fundację Biblioteka Ekologiczna w Poznaniu, której prezesem jest prof. dr hab. Ryszard Gołdyn. W ramach Fundacji organizowano wiele rozmaitych akcji, także tych dotyczących środowiska wodnego, np. pozaszkolne warsztaty (wielokrotnie) i związane z nimi wystawy dla dzieci i młodzieży z zakresu ochrony przyrody, środowiska i gospodarki wodnej (fot. 8). Ponadto Fundacja poszczycić się może organizacją następujących projektów: „Analiza obecnego stanu i możliwości ochrony i rekultywacji jeziora Jelonek w Gnieźnie” (2015); „Kompleksowe badania ekologiczne Jeziora Wielgie (Dobiegiewskie)” (2015); „Rekultywacja, poprawa i stabilizacja jakości wód jezior: Strzeszyńskiego i Rusałka – reintrodukcja ramienic do Jeziora Strzeszyńskiego” (2016); „Jakość wody i osadów dennych Zbiornika Maltańskiego w 2016 roku oraz zalecenia związane ze spuszczeniem wody i ponownym napełnianiem zbiornika” (2016).



Fot. 8. Zajęcia prowadzone na drobnych zbiornikach wodnych w ramach programu „Pozaszkolne warsztaty i związane z nimi wystawy dla dzieci i młodzieży z zakresu ochrony przyrody, środowiska i gospodarki wodnej” (a i b – małe zbiorniki wodne wykorzystywane do prowadzenia zajęć dydaktycznych; c – grupa młodzieży uczestnicząca w zajęciach; d – pozyskiwanie materiału do zajęć dydaktycznych)

Phot. 8. Classes conducted on small water bodies as part of extra-school workshops and related exhibitions for children and adolescents of nature conservation, environment and water management (a and b – small water bodies used to conduct classes; c – a group of young people participating in the classes; d – acquisition of teaching materials)

Fundacja była też inicjatorem i producentem filmów o tematyce przyrodniczej – „Małe zbiorniki wodne w dużym mieście – oaza bioróżnorodności” (2017) oraz „W dolinach Bogdanki i Kamionki, czyli opowieść o przyrodzie i jej zagrożeniach” (2016), a także projektów szkolnych: „Akwarium słodkowodne przykładem źródła wiedzy dla młodzieży szkolnej na temat życia zbiorników wodnych” (2016). Niemniej ważne są akcje upowszechniania wiedzy na temat funkcjonowania, ale przede wszystkim roli, jaką pełnią drobne zbiorniki wodne w krajobrazie.

AKCJA SZKOLENIA ROLNIKÓW ORAZ DZIECI I MŁODZIEŻY NA TEMAT ROLI ZBIORNIKÓW WODNYCH W KRAJOBRAZIE ROLNICZYM

Prof. Ryszard Gołdyn, reprezentujący Fundację Biblioteka Ekologiczna w Poznaniu, przy wsparciu finansowym z Wojewódzkich Funduszy Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Poznaniu, Wrocławiu i Toruniu, był w roku 2012 inicjatorem przeprowadzenia cyklu szkoleń rolników na temat „Rola zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym”. Szkolenie, o 3-stopniowym charakterze (przeszkolone osoby, rolnicy, dzieci i młodzież z obszarów wiejskich), obejmowało część teoretyczną zagadnień (funkcjonowanie zbiorników wodnych, ich rola w krajobrazie rolniczym dla poprawy stosunków wodnych, zachowania różnorodności biologicznej, ochrony rzek i jezior przed zanieczyszczeniami obszarowymi i dla produkcji rolnej) oraz jej praktyczne rozwinięcie w terenie. Projekt promował zasady zrównoważonego rozwoju przez podniesienie świadomości ekologicznej ważnej społecznie grupy – rolników. Adresowany był jednak nie tylko do rolników, ale także do zdecydowanie szerszej grupy odbiorców. Miał na celu zwiększenie zakresu wiedzy urzędników państwowych zarządzających terenami rolniczymi (m.in. pracowników Rejonowych Oddziałów i Inspektoratów Melioracji i Urzędzeń Wodnych, Wydziałów Rolnictwa i Ochrony Środowiska w urzędach gminnych i starostwach oraz Ośrodków Doradztwa Rolniczego), ale również podniesienie świadomości ekologicznej i kształtowanie postaw proekologicznych w najmłodszej grupie społecznej, obejmującej dzieci i młodzież szkolną.

NOWY STAW DLA ZWIĘKSZENIA BIORÓŻNORODNOŚCI LOKALNEJ

Zwiększenie się świadomości dotyczącej fundamentalnej roli drobnych zbiorników wodnych dla funkcjonowania krajobrazu wiąże się z potrzebą tworzenia nowych, sztucznych stawów, ale także z przywróceniem stawów, które wcześniej wyeliminowano. Proces odtworzenia może być często bardziej efektywny od wykopywania nowego stawu w nieodpowiednim, nieprzystosowanym do gromadzenia wody miejscu.

W szczególności w krajach Europy Zachodniej bardzo popularne stają się zakładanie sztucznych oczek wodnych. Jedną z lepszych inicjatyw był projekt

Million Ponds, który ma na celu stworzenie rozległej sieci nowych stawów na całym obszarze Wielkiej Brytanii, tak aby odwrócić trend utraty małych zbiorników wodnych z jednej strony, z drugiej natomiast zapewnić nowo powstałym zbiornikom warunki sprzyjające utrzymaniu stanu czystej wody (www.pondconservation.org.uk/millionponds).

Przy zakładaniu nowego zbiornika wodnego, poza powszechnie stosowanymi zasadami dotyczącymi wyboru miejsca i odpowiednich materiałów, należy także przestrzegać warunków odnoszących się do zabezpieczenia strefy ochronnej stawu, czyli zgodnie z przytoczonymi już wyżej wskazówkami Joniaka i in. (2017) zakładać strefy buforowe z trwałej roślinności (krzewy i drzewa wokół stawu) w celu ograniczenia degradującego wpływu zlewni i stworzenia warunków zwiększających bioróżnorodność.

PODSUMOWANIE

Stawy pełnią szereg tzw. usług ekologicznych, będąc też centrami bioróżnorodności i ważnym miejscem występowania rzadkich oraz zagrożonych gatunków z różnych grup roślin i zwierząt. Niestety liczba drobnych zbiorników wodnych stale maleje z powodu m.in. degradacji siedlisk wynikającej z działalności człowieka, a czasem tylko braku dbałości o przyrodę. U podstaw takich zachowań zawsze leży niewiedza o kluczowej roli drobnych zbiorników wodnych, jaką pełnią one w funkcjonowaniu świata żywego. Stąd wynika potrzeba edukowania społeczeństwa nie tylko podczas realizacji dużych projektów o globalnym zasięgu, ale głównie w różnego rodzaju akcjach lokalnych czy projektach społecznych, które mają na celu podniesienie świadomości, promowanie zachowania różnorodności biologicznej i zaangażowanie w badania ekosystemów stawowych czy też promowanie bezpośredniego kontaktu między społeczeństwem a przyrodą, badaczami i praktykami. Stawy, pomimo niewielkich rozmiarów i ze względu na ich dominujący udział w krajobrazie, także miejskim, są ciekawymi siedliskami modelowymi, kreującymi tętniące życiem laboratoria terenowe i w ten sposób wspierającymi zadania tak potrzebnej edukacji środowiskowej.

LITERATURA

- Biggs J., von Fumetti S., Kelly-Quinn M. 2017: The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793: 3–39.
- Bosiacka B., Pieńkowski P. 2004: Analiza przekształceń oczek wodnych oraz ocena walorów przyrodniczych śródpolnych zbiorników w centralnej części Równiny Nowogardzkiej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 4(2a): 335–349.
- Briggs L. 2001: Creation of temporary ponds for amphibians in northern and central Europe. *Freshwater Forum*, 17: 63–70.

- Brönmark C., Hansson L.-A. 2002: Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation*, 29: 290–306.
- Celewicz-Goldyn S., Kuczyńska-Kippen N. 2017: Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. *PLoS One*, 12(5): e0177317.
- Céréghino R., Biggs J., Oertli B., Declerck S. 2008: The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, 597: 1–6.
- Davies B.R., Biggs J., Williams P.J., Lee J.T., Thompson S. 2008: A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia*, 597: 7–17.
- Declerck S., De Bie T., Ercken T., Hampel H., Schrijvers S., van Wichelen J., Gillard V., Mandiki R., Losson B., Bauwens D., Keijers S., Vyverman W., Goddeeris B., De Meester L., Brendonck L., Martens K. 2006: Ecological characteristics of small farm land ponds: 1 associations with land-use practices at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 131: 523–532.
- Ejsmont-Karabin J. 2012: The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer Trophic State Index. *Polish Journal of Ecology*, 60: 339–350.
- Ejsmont-Karabin J., Karabin A. 2013: The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicator; Crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 61: 561–573.
- Grillas P., Gauthier P., Yavercovski N., Perennou C. 2004: Mediterranean temporary pools. Issues relating to conservation, functioning and management. *Station biologique de la Tour du Valat, Arles*.
- Haberman J., Haldna M. 2014: Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Võrtsjärv. *Journal of Limnology*, 73: 263–273.
- Hartel T., von Wehrden H. 2013: Farmed Areas Predict the Distribution of Amphibian Ponds in a Traditional Rural Landscape. *PLoS ONE*, 8(5): e63649.
- Hillbricht-Ilkowska A. 1995: Managing ecotones for nutrients and water. *Ecology International*, 22: 73–93.
- Jensen T.C., Dimante-Deimantovica I., Schartau A.K., Walseng B. 2013: Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. *Hydrobiologia*, 715: 101–112.
- Joniak T., Kuczyńska-Kippen N., Gąbka M. 2017: Effect of agricultural landscape characteristics on the hydrobiota structure in small water bodies. *Hydrobiologia*, 793: 121–133.
- Juszczak R., Leśny J. 2004: Waloryzacja ekologiczna małych zbiorników wodnych w zachodniej części zlewni rowu Wyskoć. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 30: 58–66.
- Koc J. 2000: Problemy ochrony oczek wodnych na obszarach wiejskich. W: S. Radwan, Z. Lorkiewicz (red.), *Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych*. Wydawnictwo UMCS, Lublin.
- Kuczyńska-Kippen N. 2009: Funkcjonowanie zbiorowisk planktonu w zróżnicowanych siedliskowo drobnych zbiornikach wodnych Wielkopolski. *Bonami, Poznań*.
- Kuczyńska-Kippen N. 2020: Biodiversity of Zooplankton in Polish Small Water Bodies. W: E. Korzeniewska, M. Harnisz (red.), *The Handbook of Environmental Chemistry. Polish River Basins and Lakes. Pt II. Biological Status and Water Management*, Springer Nature Switzerland AG: 55–76.
- Kuczyńska-Kippen N., Joniak T. 2010: The impact of water chemistry on zooplankton occurrence in two types (field versus forest) of small water bodies. *International Review of Hydrobiology*, 95: 130–141.

- Naiman R.J., Decamps H. 1997: The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621–658.
- Oertli B., Biggs J., Céréghino R., Grillas P., Joly P., Lachavanne J.-B. 2005: Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation*, 15: 535–540.
- Paczuska B., Paczuski R. 1997: Problem zanikania naturalnych zbiorników śródpolnych i śródleśnych na południowym skraju Wysoczyzny Świeckiej. *Idee Ekologiczne*, 10(6): 215–221.
- Pieńkowski P. 2003: Disappearance of the mid-field ponds as a result of agriculture intensification. *Journal of Polish Agricultural Universities*, 6: 2.
- Ranjan S., Todd Z.R., Rimmer P.B., Sasselov D.D., Babbitt A.R. 2019: Nitrogen oxide concentrations in natural waters on early Earth. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 20.
- Rannap R., Lõhmus A., Briggs L. 2009: Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia*, 634: 87–95.
- Semlitsch R.D. 2008: Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. *Journal of Wildlife Management*, 72: 260–267.
- Semlitsch R.D., Peterman W.E., Anderson T.L., Drake D.L., Ousterhout B.H. 2015: Intermediate Pond Sizes Contain the Highest Density, Richness, and Diversity of Pond-Breeding Amphibians. *PLoS ONE*, 10(4): e0123055.
- Zacharias I., Zamparas M. 2010: Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3827–3834.



Bogucki
WYDAWNICTWO
NAUKOWE

ISBN 978-83-7986-259-7