

OCENA WARUNKÓW EKOLOGICZNYCH JEZIORA GÓRECKIEGO ZA POMOCĄ MAKROFITÓW

Karol Pietruczuk^{1*}, Krzysztof Dajewski¹, Maciej Czarnecki²

¹ Główny Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie, ul. Wawelska 52/54, 00-922 Warszawa

² Wielkopolski Park Narodowy, Jezioro, 62-050 Mosina

* Autor do korespondencji: k.pietruczuk@gios.gov.pl

STRESZCZENIE

Artykuł przedstawia wyniki badań makrofitowych Jeziora Góreckiego uzyskanych w oparciu o Makrofitowy indeks stanu ekologicznego (ESMI). Badania wykonano dwukrotnie – w lipcu 2013 oraz 2019 roku w momencie maksymalnego zróżnicowania fitocenotycznego. Zgodnie z metodyką wyznaczono 16 reprezentatywnych transektów o szerokości, co najmniej 30 metrów. W 2019 roku odnotowano znaczną poprawę warunków ekologicznych jeziora, co potwierdza wyższa wartość indeksu ESMI oraz zmiana stanu ekologicznego z umiarkowanego na dobry. O pozytywnych zmianach świadczą intensywne rozwój roślinności zanurzonej oraz wzrost wartości indeksów różnorodności i zasiedlenia fitolitoralu przez elodeidy. Uzyskane wyniki, a w szczególności wzrost średniej i maksymalnej głębokości występowania roślin, potwierdzają stopniową regenerację zespołu makrofitów w jeziorze na skutek wzrostu przejrzystości wody.

Słowa kluczowe: makrofity, indeks ESMI, Jezioro Góreckie, monitoring wód, stan ekologiczny

ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL CONDITIONS OF THE GÓRECKIE LAKE BASED ON MACROPHYTES

ABSTRACT

The article presents the results of macrophyte research of the Góreckie Lake basing of the Macrophyte Ecological Status Index (ESMI). The field survey were done twice – in July 2013 and 2019 at the time of optimum vegetation. According to the methodology, field survey were conducted by the 16 representative transects, with a width of at least 30 meters. The ecological conditions of the lake significantly improved in 2019, which is confirmed the higher value of the ESMI index, and the lake changed its ecological status from moderate to good. The positive changes evidenced by the intensive development of submerged vegetation and increased values of diversity and colonization the phytolitoral by elodeids. The results on the depth of occurrence of plant growth, confirms a gradual recovery teams macrophytes in the lake due to the increase in water transparency.

Keywords: macrophytes, ESMI index, Góreckie Lake, surface water monitoring, ecological state

WSTĘP

Ocena stanu ekologicznego wód na podstawie wskaźników biologicznych (bioindykacja) w ostatnich latach stała się jedną z podstawowych metod waloryzacji przyrodniczej. Makrofity są bioindykatorami wrażliwymi na długoterminowe zmiany jakości wody [Pytlik

i Kalinichenko 2017]. Z uwagi na specyficzne wymagania tych organizmów, analiza stanu ich populacji pozwala na dokonywanie oceny warunków środowiskowych [Lacoul i Freedman 2006]. Makrofitowa ocena stanu ekologicznego jezior stanowi jedną z tego typu metod [Pietruczuk i Szoszkiewicz 2009, Panek 2011, Ciecierska i Kolada 2014].

Należy zaznaczyć, że od 2010 r. na Jeziorze Góreckim prowadzone były działania rekultywacyjne polegające na chemicznej dezaktywacji związków fosforu poprzez zadawanie koagulantu na całej powierzchni i napowietrzanie strefy hypolimnionu w najgłębszym punkcie jeziora za pomocą aeratora pulweryzacyjnego. Zabiegi te prowadzone były z różnym natężeniem w latach 2010, 2012 oraz 2014–2016. Uzasadnieniem dla wspomnianych działań była postępująca eutrofizacja niemożliwa do wyeliminowania siłami natury [Sobczyński i Joniak 2009]. Założeniem tych działań było m.in. wspomoczenie naturalnych mechanizmów obronnych/regulacyjnych jeziora, w tym przede wszystkim przywrócenie funkcji makrofitów, jako czynnika regulującego obieg pierwiastków biogennych w ekosystemie. Makrofity wpływają korzystnie na stan ekologiczny jeziora będąc konkurencją dla fitoplanktonu w pobieraniu biogenów, które w roślinach naczyniowych kumulowane są w znacznie dłuższym czasie niż glonach [Ciecierska i Kolada 2014, Pełechaty i Pronin 2015]. Celem niniejszej pracy nie jest ocena, czy i w jakim stopniu podjęte działania rekultywacyjne przyniosły oczekiwane efekty, lecz ocena warunków ekologicznych Jeziora Góreckiego, które zostały określone za pomocą makrofitów na przestrzeni ostatnich lat oraz porównanie wskaźników obliczonych na podstawie wykonanych badań. Jednak dokonana ocena makrofitowa jeziora może stanowić przyczynek do takiej oceny, czyli efektów podejmowanych działań ochronnych, w tym zabiegów rekultywacji.

OBSZAR BADAWCZY

Jezioro Góreckie jest drugim pod względem powierzchni i największym rezerwuarem wody w Wielkopolskim Parku Narodowym. Wg pomiarów z 2010 r. [Raport IMGW 2010] powierzchnia lustra wody wynosi 99,85 ha, a objętość ok. 8,9 mln m³, (co stanowi ok. 60% wszystkich zasobów wodnych WPN); średnia głębokość – ok. 8,8 m, a maksymalna 16,8 m. Jest to jezioro polodowcowe – rynnowe, o długości ok. 3088 m i średniej szerokości ok. 324 m, nie posiadające dopływów oraz odpływów [Kolendowicz i in. 2008]. Jego zlewnię stanowią głównie obszary leśne. Od wielu lat jezioro jest objęte Państwowym Monitorowaniem Środowiska.

Dla przedmiotu niniejszych badań istotna jest morfologia i batymetria Jeziora Góreckiego. Jezioro to nie posiada warunków korzystnych dla bujnego występowania roślinności, zarówno szuwarowej, jak i zanurzonej. Z uwagi na dużą średnią głębokość i krótki litoral. Na zdecydowanej większości powierzchni dna występuje strefa afotyczna. Dodatkowym problemem jest susza hydrologiczna, co można było obserwować szczególnie w roku 2019, kiedy to poziom jeziora znacznie się obniżył.

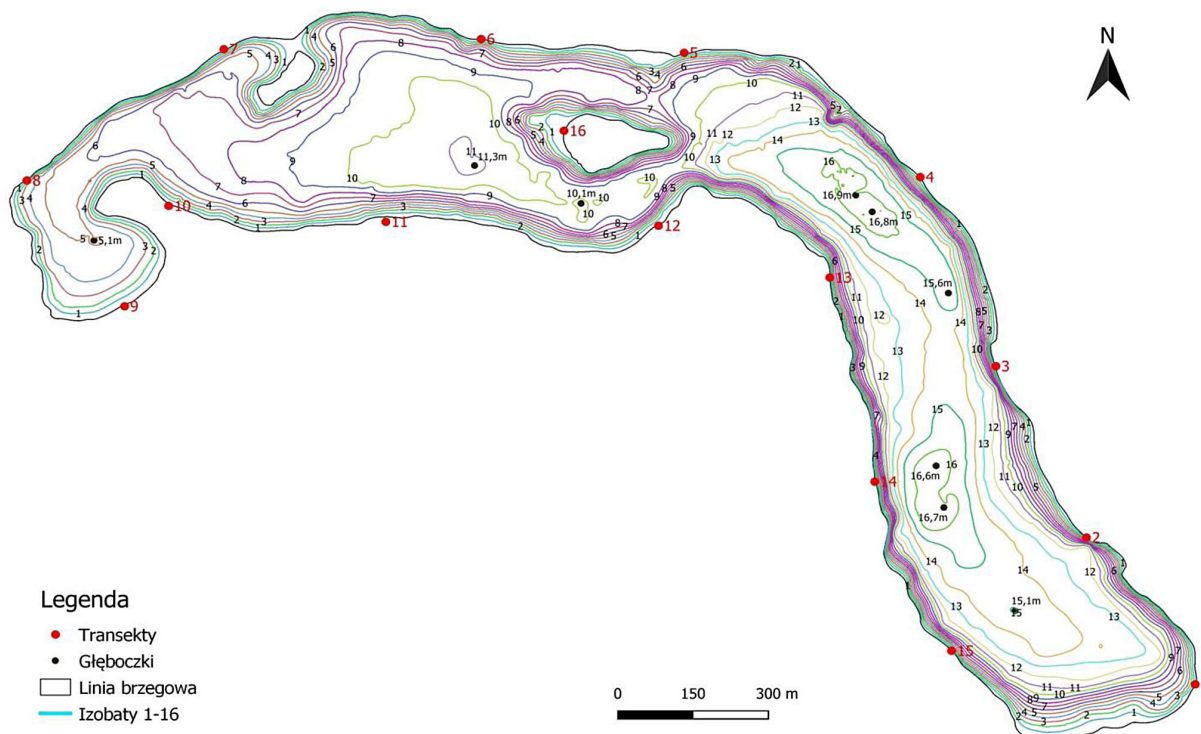
METODA

Badania makrofitów Jeziora Góreckiego przeprowadzono w lipcu, w dwóch okresach badawczych, w roku 2013 oraz 2019. Badania zostały wykonane zgodnie z makrofitową metodą oceny stanu ekologicznego jezior – ESMI [Ciecierska i in. 2006, Kolada i Soszka 2009]. Badania terenowe prowadzone były w transektach, których wymaganą liczbę obliczono wg wzoru przedstawionego w metodyce badawczej. Wstępne rozmieszczenie transektów wokół jeziora ustalono przed rozpoczęciem prac terenowych, w oparciu o dostępne materiały, takie jak: plan zagospodarowania terenu zlewni, mapy hydrograficzne oraz topograficzne. Podstawową zasadą przy projektowaniu lokalizacji transektów była ich reprezentatywność dla jeziora. Lokalizację transektów wraz z batymetrią jeziora przedstawia rysunek 1.

Zarówno liczbę, jak i wstępne rozmieszczenie transektów, zweryfikowano podczas badań terenowych. Średnia szerokość każdego transektu wynosiła co najmniej 30 m, co umożliwiała swobodne manewrowanie łodzią oraz dało reprezentatywny obraz makrofitów w jeziorze.

Transekty obejmowały całą szerokość strefy litoralnej zasiedloną przez roślinność, od linii brzegowej do maksymalnego zasięgu głębokościowego roślinności zanurzonej. Do określenia długości transektu, czyli maksymalnej głębokości występowania roślinności, wykorzystano echosondę oraz kotwiczki makrofitowe.

Badania roślinności wykonano metodą zdjęcia synfytosocjologicznego (sigma-zdjęcia), tzn. powierzchnie każdego znalezionej zbiorowiska (nie gatunku) określono zgodnie z tabelą 1 według 7-stopniowej skali Brauna-Blanqueta [1951]. Powierzchnią zdjęcia była powierzchnia transektu.



Rys. 1. Mapa bartmetyczna Jeziora Góreckiego wraz z lokalizacją transektów, na których prowadzono badania makrofitowe [WPN]

Tabela 1. Udział powierzchni zajmowanej przez każde zbiorowisko wyrażone w przeliczeniu na siedmiopunktową skalę Brauna-Blanqueta

Skala Brauna-Blanqueta	Udział zbiorowiska w całkowitej powierzchni zajętej przez rośliny (%)	Średnie pokrycie, wartość empiryczna, obliczona na podstawie danych rzeczywistych (%)
5	75 – 100	86
4	50 – 75	61
3	25 – 50	34
2	5 – 25	15
1	1 – 5	3
+	0,1 – 1	0,5
r	< 0,1	0,1

W oparciu o uzyskane wyniki wykonano klasyfikację stanu ekologicznego jeziora (tab. 2). Ponadto, badania wykonane w dwóch okresach, pozwoliły porównać rozwój roślinności wodnej na przestrzeni kilku lat.

Tabela 2. Wartości graniczne wskaźnika ESMI dla pięciu klas stanu ekologicznego [Dz.U. 2016 poz. 1187]

Klasa	Wartości graniczne – indeks ESMI
I	≥ 0,680
II	≥ 0,410
III	≥ 0,205
IV	≥ 0,070
V	< 0,070

WYNIKI

Wykonane badania makrofitów pozwoliły określić skład taksonomiczny roślinności wodnej w Jeziorze Góreckim. W tym celu wykorzystano indeksy biocenotyczne procentowego udziału w pokryciu fitolitoralu, liczby wystąpień w transektach oraz stałości występowania (tab. 3). Warto zwrócić uwagę na wzrost w 2019 roku procentowego udziału w pokryciu fitolitoralu przez makrofity zanurzone z 7% do 56%. Poza tym na przestrzeni 6 lat stwierdzono łącznie występowanie 9 zbiorowisk szuwarowych oraz 7 zanurzonych. W obu okresach badawczych szuwar zdominowany był przez zbiorowiska tworzone

przez pałkę wąskolistną oraz trzcinę. W roku 2013 zbiorowisko z turzycą błotną zajmowało 4,94% fitolitoralu. Wymienione trzy fitocenozy spotykano stosunkowo często w transektach w obu okresach badawczych (tab. 3). Pozostałe zbiorowiska szuwarowe odnotowywano na zaledwie dwóch transektach lub wcale.

Wśród elodeidów największe różnice w pokryciu pomiędzy okresami badawczymi dotyczą trzech zbiorowisk tworzonych przez: rogatka sztywnego, wywłócznika kłosowego i rdestnicę przeszytą. W roku 2013 nie stwierdzono występowania rogatka sztywnego na żadnym z transektów, z kolei w roku 2019 obecny był na wszystkich, przy blisko 35% pokryciu. Pozostałe taksony tworzące zbiorowiska obecne były najwyżej w 3 transektach (rdestnica grzebieniasta) z wyjątkiem wspomnianego wywłócznika (5) i rdestnicy przeszytej (10 transektów).

Na podstawie badań obliczono wskaźniki, które pozwalają scharakteryzować warunki ekologiczne panujące w jeziorze (tab. 4). Komplet tych samych wskaźników został przedstawiony dla dwóch okresów badawczych. W roku 2013 stwierdzono umiarkowany stan ekologiczny, natomiast w 2019 – dobry. W roku 2019 wartość indeksu ESMI uległa podwyższeniu z 0,404 do

0,569. W przypadku wszystkich porównywanych parametrów wyższe wartości stwierdzano w roku 2019 niż 2013. Wzrosła nie tylko różnorodność, ale także zasiedlenie oraz maksymalna i średnia głębokość występowania roślin (tab. 4).

DYSKUSJA

Ocena makrofitowa jeziora wykazała zmienność warunków środowiskowych na przestrzeni lat. Stwierdzono dużo wyższą wartość wskaźnika ESMI w roku 2019 (ESMI = 0,569), niż w 2013 (ESMI = 0,404), co skutkuje podwyższeniem stanu ekologicznego z umiarkowanego (2013 r.) na dobry (2019 r.). Wpływ na taką klasyfikację miało kilka czynników, do których można zaliczyć w szczególności intensywniejszy rozwój roślinności wodnej w 2019 r. W tym okresie odnotowano większe zróżnicowanie makrofitów (15 zbiorowisk), w porównaniu do 2013 roku (12 zbiorowisk), czego potwierdzeniem są wyższe wartości wskaźnika różnorodności w 2019 r. ($H = 1,66$), niż w 2013 r. ($H = 1,21$). Na uwagę zasługuje również dużo większy rozwój roślinności zanurzonej w roku 2019, niż w 2013, czego od-

Tabela 3. Skład taksonomiczny makrofitów w Jeziorze Góreckim z podziałem na dwa okresy badawcze 2013 i 2019 r.

Zbiorowisko	Gatunek charakterystyczny dla zbiorowiska	Pokrycie (%)		Liczba wystąpień		C (%)	
		2013	2019	2013	2019	2013	2019
Zbiorowiska szuwarowe (9)							
<i>Caricetum acutiformis</i>	Turzycza błotna	4,94	1	13	7	81,25	43,75
<i>Caricetum ripariae</i>	Turzycza brzegowa	0	0,03	0	1	0	6,25
<i>Eleocharidetum palustris</i>	Ponikło błotne	0,19	0	1	0	6,25	0
<i>Phragmitetum communis</i>	Trzcina pospolita	41,81	21,12	15	16	93,75	100
<i>Scirpetum lacustris</i>	Oczeret jeziorny	0	0,01	0	1	0	6,25
<i>Scirpetum tabernaemontani</i>	Oczeret Tabernemontana	0,01	0,03	1	1	6,25	6,25
<i>Sparganietum erecti</i>	Jeżogłówka gałęzista	0,38	0,03	2	1	12,5	6,25
<i>Typhetum angustifoliae</i>	Pałka wąskolistna	45,12	21,53	16	15	100	93,75
<i>Typhetum latifoliae</i>	Pałka szerokolistna	0	0,03	0	1	0	6,25
Suma szuwarowe		92,45	43,78				
Zbiorowiska zanurzone (7)							
<i>Ceratophylletum demersi</i>	Rogatek sztywny	0	34,56	0	16	0	100
<i>Charetum contrariae</i>	Ramienica przeciwstawna	0,94	0,19	1	1	6,25	6,25
<i>Myriophylletum spicati</i>	Wywłócznik kłosowy	2,12	9,03	1	5	6,25	31,25
<i>Najadetum marinae</i>	Jeziernica morska	0,03	0,94	1	1	6,25	6,25
<i>Nupharo-Nymphaeetum albae</i>	Grążel żółty	2,12	0,94	1	1	6,25	6,25
<i>Potametum pectinatifolium</i>	Rdestnica grzebieniasta	0,41	1,12	3	2	18,75	12,5
<i>Potametum perfoliatum</i>	Rdestnica przeszyta	2,12	9,34	1	10	9,34	62,5
Suma zanurzone		7,74	56,12				

Objaśnienia: C% – indeks stałości występowania.

Tabela 4. Wartości różnych wskaźników obliczone dla obu okresów badawczych

Parametry/dane	Wartości/informacje	
	02.07.2013	25.07.2019
Indeks ESMI	0,404	0,569
Stan ekologiczny wg rozporządzenia	Umiarkowany	Dobry
Liczba zbiorowisk	12	15
Zbiorowiska szuwarowe	6	8
Zbiorowiska makrofitów zanurzonych	6	7
Średnia głębokość występowania roślin (m)	2,6	3,4
Maks. głębokość występowania roślin	3,2	4,5
Powierzchnia fitolitoralu (ha)	12,95	16,24
Wskaźnik zasiedlenia (Z)	0,93	1,17
Wskaźnik różnorodności SH-W (H)	1,22	1,61
Maks. zróżnicowanie fitocenotyczne (Hmax)	2,48	2,71

zwierciedleniem jest wyższa wartość wskaźnika zasiedlenia w 2019 r. ($Z = 1,17$) w porównaniu do 2013 r. ($Z = 0,93$). Zróżnicowane wartości wskaźnika zasiedlenia przełożyły się również na różnice w powierzchniach roślinności zasiedlającej fitolitoral. W 2019 r. była to powierzchnia 16,24 ha, natomiast w 2013 r. fitolitoral pokrywał 12,95 ha. Należy zaznaczyć, że ten ponad 20% wzrost wynika ze zwiększenia zasięgu występowania roślinności wodnej w profilu pionowym jeziora, co wskazuje na wzrost przezroczystości wody w okresie wegetacji i związaną z tym poprawę warunków świetlnych [Squires i in. 2002]. Wzrost przezroczystości wody, przełożył się na wzrost głębokości występowania roślin. W tym aspekcie stwierdzono duże różnice w obydwu okresach badawczych. W 2019 r. roślinność stwierdzono maksymalnie na głębokości 4,5 m, natomiast średnia głębokość z maksymalnych głębokości występowania roślin z poszczególnych transektów wyniosła 3,4 m. W 2013 r. obydwie wartości były zdecydowanie niższe. Maksymalna głębokość występowania roślin wyniosła 3,2 m, natomiast średnia głębokość z maksymalnych głębokości występowania roślin z poszczególnych transektów wyniosła 2,6 m. Porównanie tych obydwu wartości potwierdza, wyraźny wzrost głębokości występowania roślinności wodnej.

W odniesieniu do składu taksonomicznego makrofitów, w fitolitoralu zaobserwowano również istotne różnice pomiędzy składem taksonomicznym zbiorowisk w obydwu okresach badawczych. W 2019 r. dominowały zbiorowiska z roślinnością podwodną, które procentowo posiadały największy udział w fitolitoralu w tym okresie. Możemy do nich zaliczyć m.in. *Ceratophylletum demersi* (34,56%), *Potametum perfoliati* (9,34%) czy

Myriophylletum spicati (9,03%). Natomiast w 2013 r. były to zbiorowiska szuwarowe, takie jak *Phragmitetum communis* (41,81%) oraz *Typhatetum angustifoliae* (45,12%). Zdominowanie szuwaru przez trzcinę pospolitą i pałkę wąskolistną nie jest zaskoczeniem, gdyż oba gatunki są najczęściej spotykanymi helofitami jezior wielkopolski [Pietruczuk i Szoszkiewicz 2009]. Zaznaczyć należy, że w 2019 r. zwiększyła się liczba zbiorowisk roślinnych zarówno w przypadku szuwaru, jak i roślinności zanurzonej, odpowiednio z 6 do 8 oraz z 7 do 8, w stosunku do wyników z 2013 r. Nie wszystkie odnotowane zmiany były jednak korzystne. W przypadku 2 zbiorowisk – *Nupharo-Nymphaeetum albae* i *Charetum contrariae* odnotowano mniejsze powierzchnie w 2019 r. Zwrócono uwagę, że w roku 2019 zbiorowisko *Ceratophylletum demersi* stwierdzono na każdym badanym transekcie. Natomiast w 2013 r. tego zbiorowiska w ogóle nie odnotowano. Dane zbiorowisko czasami tworzy monokultury i również często może potęgować rozwój makrofitów z innymi zbiorowiskami jak *Myriophylletum spicati* czy *Ceratophylletum submersi* [Bakker i in. 2013]. Nadmierny rozwój roślinności wodnej jest niekorzystnym zjawiskiem dla ekosystemu wodnego [Sand-Jensen i in. 2008, Dudley i in. 2012]. Dochodzi wtedy do powstawania monokultur gatunkowych, które ograniczają rozwój innym gatunkom makrofitów. Szczególnie w płytkich jeziorach może dochodzić do całkowitego porośnięcia jeziora przez jeden lub kilka gatunków. Ekspansja gatunków eutroficznych o szerokiej tolerancji ekologicznej często hamuje regenerację rzadkich gatunków oligotroficznych. Obecnie spośród ramienic w Jeziorze Góreckim występuje zaledwie jedno zbiorowisko, tj. *Charetum contrariae* pod-

czas gdy w połowie XX wieku odnotowywano tak cenne taksony, jak *Lychnothamnus barbatus* czy rzadkie gatunki rdestnic [Urbański 1955, Gąbka i in. 2010]. Zmiany w strukturze taksonomicznej mogą być powodowane przez różne czynniki, naturalne jak i antropogeniczne, do których możemy zaliczyć m.in. jakość wody dopływającej ciekami do jeziora, obecność punktowych, jak i obszarowych źródeł zanieczyszczeń, intensywna gospodarka rybacka lub jej zaniechanie, emisja substancji odżywczych z osadów oraz warunki klimatyczno-meteorologiczne [Dar i in. 2014].

Analizując uzyskane wyniki na tle zmian poziomu wody w jeziorze można stwierdzić, że odnotowane zmniejszenie pokrycia jeziora roślinnością szuwarową w wyznaczonych transektach wynikać może m.in. z obniżenia poziomu wody. Z uwagi na uwarunkowania batymetryczne (krótki i płytki litoral przechodzący stosunkowo gwałtownie w strefę pelagialną), szuwar nie ma możliwości ekspansji w głąb jeziora. Cofnięcie lustra wody ograniczyło przestrzeń litoralu bez możliwości pokrycia nowych fragmentów dna, jak to mogłoby mieć miejsce w płytszym jeziorze o łagodnie obniżającym się dnie. Teoretycznie, obniżenie poziomu lustra wody powinno odbić się również niekorzystnie na zespołach makrofitów zanurzonych. Jednak w tym przypadku zaobserwowano wyraźny wzrost pokrycia dla większości gatunków. Świadczy to o tym, że pomimo niekorzystnych zmian hydrologicznych warunki dla bytowania tych roślin musiały się na tyle poprawić, że były one w stanie zasiedlić głębsze partie jeziora.

Okres przedmiotowych badań zbiegł się z zabiegami rekultywacji prowadzonymi na Jeziorze Góreckim. Badania z 2013 r. poprzedziły 3 letni cykl zabiegów w latach 2014–2016. Z dużą dozą prawdopodobieństwa możemy stwierdzić, że intensywny rozwój roślinności wodnej, związany jest z wykonanymi zabiegami rekultywacyjnymi, które były prowadzone z różnym natężeniem w latach 2010, 2012 oraz 2014–2016. Potwierdzają to badania Rosińskiej i Gołdyna [2015], którzy także stwierdzili wzrost przejrzystości wody i udziału makrofitów zanurzonych w Jeziorze Swarzędzkim na skutek podobnych zabiegów rekultywacyjnych. Wzrost przezroczystości wody jest impulsem do intensywniejszego rozwoju roślinności zanurzonej [Squires i in. 2002], a wg niektórych przejrzystość wody jest kluczowym czynnikiem zapewniającym optymalne warunki świetlne do rozwoju makrofitów zanurzonych [Van de Haterd i Ter Heerd 2007]. Elodeidy peł-

nią istotną funkcję w płytkich jeziorach eutroficznych poprzez konkurencję dla fitoplanktonu, uwalniając na drodze allelopatii substancje ograniczające rozwój glonów [Ciurlii i in. 2009, Wang i in. 2009]. Stanowią także pokarm i miejsca bytowania dla wielu hydrobiontów [Liu i in. 2014]. W jeziorach eutroficznych początkowo intensywniej rozwijają się gatunki bardziej ekspansywne o szerszej amplitudzie ekologicznej, do których możemy zaliczyć m.in., rogatka sztywnego, rogatka krótkoszyjkowego czy wywłócznika kłosowego [Hlit in. 2006, Bakker i in. 2013]. Tym tłumaczyć należy intensywny rozwój *Ceratophyllum demersi* na stanowiskach, na których wcześniej go nie notowano przy jednoczesnym braku takiej reakcji w przypadku zbiorowisk *Nupharo-Nymphaeetum albae* i *Charetum contrariae*. Z czasem dochodzi do stabilizacji rozwoju poszczególnych zbiorowisk. Zarazem należy pamiętać, że jezioro jest układem dynamicznym i kształtowanie się poszczególnych grup hydrobiontów (roślin i zwierząt), uzależnione jest od wielu czynników, naturalnych jak i antropogenicznych [Dar i in. 2014].

WNIOSKI

1. Wartość indeksu ESMI w 2019 r. była wyższa niżeli w 2013 r., co świadczy o poprawie warunków ekologicznych Jeziora Góreckiego. Prowadzenie badań makrofitowych w tych samych transektach na przestrzeni lat wskazało na korzystną tendencję zmian i uchwyciło zmiany w ekosystemie wodnym.
2. Makrofity są uniwersalnymi bioindykatorami warunków środowiskowych jeziora. Wzrost głębokości występowania roślin zanurzonych w roku 2019 spowodowany był większą przejrzystością wody.
3. Stwierdzono różnice w składzie taksonomicznym makrofitów w obydwu okresach badawczych. W 2019 r. badania wykazały większą liczbę zbiorowisk roślinnych, niżeli w roku 2013. Wzrost różnorodności i zasiedlenia makrofitów w 2019 roku wskazuje na stopniową regenerację fitocenozy jeziora.
4. Do poprawy warunków ekologicznych Jeziora Góreckiego, wyrażonych wzrostem wartości indeksu ESMI, mogły przyczynić się działania rekultywacyjne realizowane na jeziorze, a zwłaszcza 3 letni cykl zabiegów (2014–2016) przeprowadzony w okresie pomiędzy prowadzonymi badaniami.

LITERATURA

1. Bakker E.S., Sarneel S.M., Gulati R.D., Liu Z., Van Donk E. 2013. Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia*, 710, 23-37.
2. Braun-Blanquet J. 1951. *Pflanzensoziologie*. Springer Verlag, Wien.
3. Ciecierska H., Kolada A., Soszka H., Gołub M. 2006. Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Etap II – Opracowanie metodyki badań terenowych makrofitów na potrzeby rutynowego monitoringu wód oraz metoda oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód na podstawie makrofitów. Warszawa – Poznań – Olsztyn.
4. Ciecierska H., Kolada A. 2014. ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes. *Environ. Monit. Assess.*, 186, 5501-5517.
5. Ciurli A., Zuccarini P., Alpi A. 2009. Growth and nutrient absorption of two submerged aquatic macrophytes in mesocosms, for reinsertion in a eutrophicated shallow lake. *Wetlands Ecol. Manag.*, 17, 107-115.
6. Dar A.N., Pandit K.A., Ganai A.B. 2014. Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes. *Limnological Review*, 14(2), 75-81.
7. Dudley, B., Gunn I.D.M., Carvalho L., Proctor I., O'Hare M.T., Murphy K.J., Milligan A. 2012. Changes in aquatic macrophyte communities in Loch Leven: evidence of recovery from eutrophication? *Hydrobiologia*, 681, 49-57.
8. Freedman B., Paresh L. 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14(2), 89-136
9. Gąbka M., Owsiany P.M., Burchardt L. 2010. The influence of co-occurring vegetation and habitat variables on distribution of rare charophyte species *Lychnothamnus barbatus* (Meyen) in Lakes of Western Poland. *Polish Journal of Ecology*, 58(1), 13-25.
10. Hilt S., Gross E.M., Hupfer M., Morscheid H., Mahlmann J., Melzer A., Poltz J., Sandrock S., Scharf E.M., Schneider S., van de Weyer K. 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – A guideline and state of the art in Germany. *Limnologia*, 36, 155-171.
11. Kolada A., Ciecierska H. 2009. Wytyczne do prowadzenia badań terenowych oraz do sposobu zestawiania i przetwarzania danych o makrofitach w jeziorach. Warszawa.
12. Kolendowicz L., Hauke J., Kaczmarek L., Lorenc M. 2008. Zmiany poziomu wody Jeziora Góreckiego (Wielkopolski Park Narodowy) w latach 2002–2007 na tle wahaniami poziomu wód wielkopolskiej doliny kopalnej i warunków atmosferycznych. W: J. Partyka, J. Pociask-Karteczka (red.), *Wody na obszarach chronionych*, Kraków, 159-168.
13. Liu G., Liu Z., Gu B., Smoak J., Zhang Z. 2014. How important are trophic state macrophyte and fish population effects on cladoceran community? A study in Lake Erhai. *Hydrobiologia*, 736, 189-204.
14. Panek P. 2011. Wskaźniki biotyczne stosowane w monitoringu wód od czasu implementacji w Polsce Ramowej Dyrektywy wodnej. *Przegląd Przyrodniczy*, 22(3), 111-123.
15. 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.
16. Pietruczuk K., Szoszkiewicz K. 2009. Ocena stanu ekologicznego rzek i jezior w Wielkopolsce na podstawie makrofitów zgodnie z wymaganiami ramowej dyrektywy wodnej. *Nauka Przyroda Technologie*, 3(3), #96.
17. Pytlík E., Kalinichenko A. 2017. Rośliny naczyniowe jako bioindykatory stanu środowiska. *Innowacje w naukach ścisłych*. W: Ł. Szałata, J. Doskocz (red.), *Nauka i biznes*, 50-62.
18. Raport 2010. Raport z badań jezior Wielkopolskiego Parku Narodowego. IMGW Poznań.
19. Rosińska J., Gołdyn R. 2015. Changes in macrophyte communities in Lake Swarzędzkie after the first year of restoration *Arch. Pol. Fish.*, 23, 43-52.
20. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz.U. 2016 poz. 1187.
21. Sand-Jensen K., Pedersen N.L., Thorsgaard I., Moeslund B., Borum J., Brodersen K.P. 2008. 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology*, 96, 206-271.
22. Sobczyński T., Joniak T. 2009. Co zagraża ekosystemowi Jeziora Góreckiego? *Wielkopolski Park Narodowy w badaniach przyrodniczych*. Poznań-Jeziory, 51-62.
23. Squires M.M., Lesack W.F.L., Huebert D. 2002. The influence of water transparency on the distribution and abundance of macrophytes among lakes of the Mackenzie Delta, western Canadian Arctic. *Freshwater Biol.*, 47(11), 2123-2135.
24. Urbański J. 1955. *Wielkopolski Park Narodowy*, PWN, s. 35, 87, 109.
25. Van de Haterd W.J.R., Ter Heerdt J.N.G. 2007. Potential for the development of submerged macrophytes in eutrophicated shallow peaty lakes after restoration measures. *Hydrobiologia*, 584, 277-290.
26. Wang G.X., Zhang L.M., Chua H., Li X.D., Xia M.F., Pu P.M. 2009. A mosaic community of macrophytes for the ecological remediation of eutrophic shallow lakes. *Ecol. Eng.*, 35, 582-590.