

## Technologia mechanicznego usuwania zakwitów sinicowych z powierzchni akwenów wodnych

Piotr Rybacki<sup>1\*</sup>, Andrzej Osuch<sup>1</sup>, Ewa Osuch<sup>1</sup>, Przemysław Przygodziński<sup>1</sup>,  
Andrzej Przybylak<sup>1</sup>, Radosław Kozłowski<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instytut Inżynierii Biosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 28, 60-637 Poznań

\* Autor do korespondencji: [prybacki@up.poznan.pl](mailto:prybacki@up.poznan.pl)

### STRESZCZENIE

Zakwit sinic to masowy rozwój glonów planktonowych, który powoduje zmianę zabarwienia wody, pogorszenie jej jakości, smaku i zapachu oraz obumieranie organizmów wodnych. Sinice są organizmami, które mają dużą zdolność przystosowywania się do otaczających je warunków środowiskowych. Posiadają one charakterystyczną dla nich strukturę, w której znajdują się wakuole gazowe w postaci pęcherzyków wypełnionych powietrzem znajdującymi się wewnątrz komórki. W pracy przedstawiono technologię mechanicznego usuwania zakwitów sinicowych z powierzchni akwenów wodnych, z wykorzystaniem pływającego urządzenia.

**Słowa kluczowe:** sinice, rekultywacja jezior, akwen wodny,

## Technology of mechanical removal of cyanobacterial blooms from the surface of water reservoir

### ABSTRACT

Cyanobacterial bloom is a massive development of planktonic algae, which causes a change in water colour, deterioration of its quality, taste and smell, and death of aquatic organisms. Cyanobacteria are organisms that have a high capacity of adapting to the surrounding environmental conditions. They have a characteristic structure, which includes gas vacuoles in the form of bubbles filled with air inside the cell. The paper presents the technology of mechanical removal of cyanobacterial blooms from the surface of water reservoirs using a floating device.

**Keywords:** cyanobacteria, lake recultivation, water reservoir,

### WPROWADZENIE

Działalność cywilizacyjna człowieka w znacznym stopniu przyczynia się do wyraźnej degradacji wód powierzchniowych, czego objawem jest między innymi tworzenie się zakwitów wodnych i powstawanie zielonych kożuchów sinic (*ang. Cyanobacteria*). Są to organizmy zaliczane do jedno- lub wielokomórkowych bakterii, posiadające barwnik fotosyntetyczny.

Sinice, dzięki obecności w ich komórkach wakuoli gazowych, cechuje zdolność zmiany ciężaru właściwego, która umożliwia im przemieszczanie się w pionie i regulowanie głębokości zanurzenia,

a tym samym lepsze wykorzystanie tlenu i światła [Błaszczuk i in. 2010]. W momencie dużego nasłonecznienia wakuole redukują ilość gazu w wyniku czego zakwity opadają, natomiast gdy jest mało światła napełniają się gazem i komórki sinic unoszą się tuż pod powierzchnie wody, aby wykorzystać jak najwięcej energii słonecznej [Bernardi i Giussani 1990; Kawecka i Eloranta 1994]. Zdolność sinic do wykorzystania światła umożliwia im łatwe rozmnażanie się, które odbywa się wyłącznie wegetatywnie przez prosty podział komórki. Głównym czynnikiem tempa rozmnażania się jest temperatura i długość dnia. Sinice potrafią przetrwać w skrajnych warunkach

oraz posiadają umiejętności przeżycia zarówno w warunkach zasadowych, jak i kwaśnych [Bernardi i Giussani 1990; Kawecka i Eloranta, 1994; Wilk-Woźniak i in. 2010].

Jak twierdzą Bernardi i Giussani [1990], Kawecka i Eloranta [1994], Pliński [2009], Wilk-Woźniak i in. [2010] jednym z powodów ich tak liczego występowania sinic jest ocieplenie się klimatu oraz eutrofizacja zbiorników wodnych, która może być pochodzenia naturalnego lub antropogenicznego, powodowanego działalnością człowieka.

Zjawisko eutrofizacji jest to dostarczanie do zbiorników wodnych pierwiastków biogenych, głównie azotu i fosforu. Występuje w wodach stojących, zmieniając jej zapach i przezroczystość. Stężenie tlenu i odczyn pH zostają zaburzone, co prowadzi do ich dużych wahań w górnej i dolnej warstwie zbiornika wodnego. W głębszych strefach zbiorników wodnych dochodzi do niedoboru tlenu w wyniku czego rozwijają się organizmy beztlenowe [Bernardi i Giussani 1990; Kawecka i Eloranta 1994].

Powstawanie zakwitów sinic uniemożliwia przedostawanie się światła do głębszych warstw wody, co wpływa na zmianę flory zbiornika wodnego i zanik roślinności. Brak przenikania światła powoduje powstawanie warunków beztlenowych oraz pojawienie się siarkowodoru, co wpływa na większą śmiertelność fauny, np. ryb [Bernardi i Giussani 1990; Błaszczuk i in. 2010].

Neutralizacja i likwidacja sinic z akwenów wodnych jest trudnym procesem z uwagi na możliwość wytwarzania przez nie form przetrwalnikowych, dzięki którym zachowują zdolności życiowe w trudnych warunkach środowiskowych [Bernardi i Giussani 1990; Błaszczuk i in. 2010; Kawecka i Eloranta 1994; Wilk-Woźniak i in. 2010]. Obecnie w technice rekultywacji zbiorników wodnych, głównie jezior wykorzystywanych jest kilka metod usuwania zakwitów sinicowych, które można podzielić na dwie grupy [Gawrońska i in. 2003]:

- metody polegające na eliminacji nadmiaru związków biogenych poza ekosystem jeziora, do których zalicza się usuwanie osadów dennych, usuwanie wód hypolimnionu, przepłukiwanie jeziora, usuwanie sestonu;
- metody polegające na zmniejszeniu ilości związków biorących udział w procesach produkcji biogenów, do których należy sztuczne napowietrzanie wody, inaktywacja związków fosforu, obróbka osadów dennych, biomanipulacja.

Zasada metody zwanej odprowadzaniem wód hypolimnionu lub selektywnym odprowadzaniem wód została teoretycznie sformułowana już w połowie lat 40-tych, kiedy szwajcarski limnolog E.A. Thomas zaproponował rekultywację jezior poprzez wielokrotne wypompowywanie odtlenionych, obciążonych pierwiastkami biogennymi wód hypolimnionu. Jak podają Gawrońska i in. [2003] metoda ta nie powinna być stosowana w jeziorach polimiktycznych oraz powoduje zakłócanie bilansu wodnego w zbiorniku wodnym.

Metoda usuwania osadów dennych do skały macierzystej uważana jest za najbardziej skuteczną i dawałoby gwarancję radykalnego odmłodzenia jeziora jest jednak wielokrotnie od innych droższą i stwarzająca często duże trudności techniczne i organizacyjne [Gawrońska i in. 2003]. Istotą metody przepłukiwania lub rozcieńczenia zdegradowanego jeziora jest wymiana jego wód wodami lepszej jakości, czego zaletą jest zmniejszenie koncentracji związków biogenych i ich usunięcie w wyniku zwiększenia objętości jeziora. Metoda ta, uważana niekiedy za skuteczną, zdaniem Gawrońskiej i in. [2003] w praktyce rzadko przynosi polepszenie jakości wody. Dostępne dane wskazują, że przepłukiwanie zbiorników może być przeprowadzone tylko w przypadku jezior płytkich, polimiktycznych, nieuwarstwionych termicznie i chemicznie, przy bardzo dużej ilości i wysokiej jakości doprowadzonej wody oraz dopływach i odpływach, umiejscowionych po przeciwnych krańcach jeziora.

Metoda sztucznego napowietrzania wody, ma w swoim założeniu szybkie polepszenie bilansu tlenowego, zachwianego w wyniku nadmiernego przeżyźnienia akwenu wodnego. Zachwianie bilansu tlenowego w głębokim, zeutrofizowanym jeziorze polega na braku tlenu rozpuszczonego w wodzie, lub na jego nierównomiernym rozmieszczeniu, z nadmierną jego ilością w warstwach powierzchniowych i całkowitym wyczerpaniu w warstwach głębiej położonych. Sztuczne napowietrzanie przeprowadza się dwoma technikami, tj: z destratyfikacją termiczną lub bez niszczenia uwarstwień termicznych (natlenianie hypolimnionu).

Destratyfikacja jest to sposób mieszania wód w przekroju pionowym jeziora i stosowana jest głównie dla rekultywacji oraz usuwania sinic w płytkich jeziorach. W jeziorach głębokich natomiast powoduje szybsze pojawienie się zakwitu wody, prowadzi do podniesienia się jej temperatury i dostarcza dwutlenek węgla [Gawrońska i in. 2003].

Inną możliwością natleniania wód jest wykorzystanie aeratora, który pobiera odtlenioną wodę następnie ją natlenia i odprowadza ją z powrotem do akwenu. Miejsca pobierania i odprowadzania wody są umieszczone w różnych odległościach i głębokościach dzięki czemu nie następuje ponowne natlenienie wody, a wręcz przeciwnie prowadzi do rozprzestrzeniania się natlenionej wody na całej powierzchni dna.

Metoda inaktywacji fosforu zalecana jest dla jezior, w których mimo obniżenia obciążenia zewnętrznego związkami biogennymi, wysoka żyzność podtrzymywana jest przez uwalnianie ich z osadów dennych, w konsekwencji prowadząc do intensywnego rozmnażania się sinic. Metoda ta polega na strąceniu fosforu poprzez zastosowanie soli takich metali jak: glin, żelazo i wapń, które są głównymi czynnikami kontrolującymi obieg tego pierwiastka w jeziorze [Behrendt 1990, Gawrońska i in. 2003; Kraft 1991; Podsiadłowski 2008; Srndergaard i in. 2003; Vollenweider 1976].

Jak pokazują badania prezentowane w literaturze, bez względu na sposób wprowadzania koagulantu, uzyskuje się znaczne obniżenie zawartości fosforu, a tym samym zmniejsza ilość sinic i poprawia przezroczystość wody, usunięcie nadmiernego osadu dennego (mułu, obumarłych części roślin), likwidację nieprzyjemnego zapachu [Behrendt 1990, Gawrońska i in. 2003; Kraft 1991; Podsiadłowski 2008; Srndergaard i in. 2003; Vollenweider 1976]. Wadą tej metody jest wprowadzanie do zbiornika wodnego szkodliwych związków chemicznych, takich jak: algicydy (siarczan miedzi, chlor, nadmanganian potasu, reglone A, simazyna), które prowadzą do powstawania i zalegania w wodzie biogenów przez rozpadające się komórki sinic.

W rekultywacji jezior, jako uzupełnienie metod technicznych, stosowane są również metody biologiczne. Należy tu szereg sposobów odpowiedniego oddziaływania na poszczególne elementy struktury biotycznej ekosystemu jeziora, poprzez tzw. biomanipulację i usuwanie nadmiernej ilości m. in. sinic. Biomanipulacja jest to zakłócenie środowiska, w którym żyją sinice poprzez wprowadzenie konkurencyjnych organizmów, np.: ryb żywiących się sinicami, pierwotniaków, bakterii powodujących rozpad komórek sinic, grzybów pasożytniczych, makrofag oraz glonów nitkowatych umożliwiających zahamowanie rozmnażania się sinic. Cechą charakterystyczną tej metody jest niewielka in-

gerencji człowieka. Prowadzi ona jednak do zaburzenia równowagi biologicznej akwenu wodnego [Drenner i Hambright 1999; Gołdyn 2007; Kraft 1991; Olin i in. 2006, Tatrai i Istvanovits 1986]. Istnieje niebezpieczeństwo, że wprowadzony do zbiornika sztucznie gatunek nie przystosuje się do istniejących warunków lub dokona jego nadmiernej ekspansji i wyprze inne organizmy sprzyjające oczyszczaniu wody z niepożądanych bakterii. Metoda ta w dalszym ciągu jest badana, pod względem doboru gatunków wprowadzanych do zbiornika w celu zwiększenia jej skuteczności oraz eliminacji toksycznych związków produkowanych przez sinice [Bernardi i Giussani 1990; Drenner i Hambright 1999; Gołdyn 2007; Olin i in. 2006; Kraft 1991; Tatrai i Istvanovits 1986]. Jak podają Drenner i Hambright [1999] oraz Gołdyn [2007] negatywnym skutkiem stosowania metody biomanipulacji jest pojawienie się znacznej ilości fosforu, który umożliwia szybki i łatwy rozwój dużych form fitoplanktonów, przejmujących dominację nad zooplanktonem. Wiąże się to z koniecznością stosowania metod chemicznych przywracających odpowiedni poziom fosforu.

## CEL I ZAKRES PRACY

Wykonany szeroki przegląd metod rekultywacji jezior i usuwania sinic jednoznacznie wskazuje, że charakteryzują się one licznymi wadami, dlatego mają ograniczone zastosowanie. W związku z tym uzasadniona jest konieczność poszukiwania metod bardziej skutecznych, a jednocześnie nie wpływających negatywnie na inne obszary życia biologicznego zbiorników wodnych.

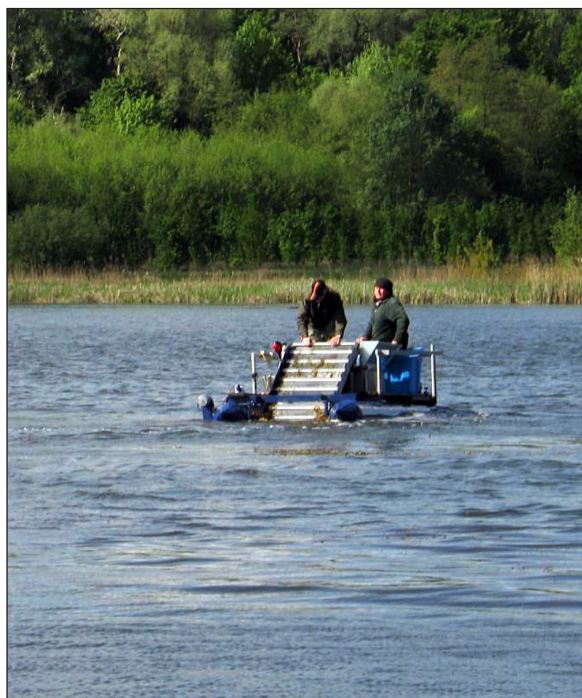
W związku z powyższym celem pracy jest przedstawienie technologii mechanicznego usuwania zakwitów sinicowych z wykorzystaniem skonstruowanego i zbudowanego w Instytucie Inżynierii Biosystemów Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu pływającego urządzenia i pobudzanie procesów samoistnego oczyszczania się wód.

Zakres pracy obejmuje prezentację konstrukcji urządzenia oraz wstępnych wyników badań i analiz skuteczności jego w oczyszczaniu akwenów wodnych, które spowoduje większą przepuszczalność promieni słonecznych, a co za tym idzie większe natlenienie wody i odrodzenie życia dennej roślinności zbiorników.

## PRZEDMIOT BADAŃ

W 2015 roku w Instytucie Inżynierii Biosystemów Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu podjęto pracę nad opracowaniem konstrukcji i budową prototypu pływającego urządzenia do usuwania sinic z powierzchni akwenów wodnych (rys. 1).

Jego podstawą jest perforowana taśma rozciągnięta na dwóch bębnach. Górny bęben jest napędzany poprzez przekładnię zębatą zamkniętym silnikiem elektrycznym prądu stałego o mocy 480 W, z regulowaną prędkością obrotową. Źródłem prądu jest akumulator żelowy o pojemności 100 Ah. Dolny bęben konstrukcyjnie umieszczony jest poniżej poziomu lustra wody i służy do regulacji stopnia napięcia perforowanej taśmy. Taśma przenośnika napędzana bębniem górny i napinana bębniem dolnym porusza się z regulowaną prędkością w zakresie  $0,5\text{--}1,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Pod perforowaną taśmą przenośnika i dolnym bębniem usytuowana jest rynna gromadząca osypujące się pozostałości zbieranego kożucha. Pod górnym bębniem przenośnika znajduje się zbiornik na sinice, który jest okresowo opróżniany. W tylnej części przenośnika pod górnym bębniem przewidziana jest listwa oczyszczająca taśmę, która usuwa z niej przyklejone warstwy sinic. Opisana konstrukcja



**Rys. 1.** Testowe badania skuteczności zbioru sinic prototypem urządzenia pływającego

**Fig. 1.** Test studies on the effectiveness of the cyanobacterial harvesting with a prototype of a floating device

osadzona jest na zestawie pływającym, w skład którego wchodzi dwie walcowe, poziomo ułożone boje o długości 5 m, połączone konstrukcją stalową, na której wydzielone jest miejsce operatora. W tylnej części zestawu znajduje się spalinowa jednostka napędowa.

W rozwiązaniu konstrukcyjnym pływającego urządzenia perforowana taśma podbiera „kożuch” sinic, odsącza go wstępnie z wody i transportuje do zbiornika. Ściany zbiornika posiadają otwory umożliwiające dalsze odsączanie wody i zmniejszenie masy zebranych sinic. Perforowana taśma oczyszczana jest listwą, co zapobiega nadmiernej jej oklejaniu zbieraną masą. Dla zwiększenia szerokości roboczej prezentowanego urządzenia oraz zwiększenie grubości zbieranego „kożucha” sinic w przedniej części umieszczone są kierownice. Zbiornik zebranego materiału opróżniany jest okresowo, przenośnikiem ślimakowym na brzeg akwenu wodnego.

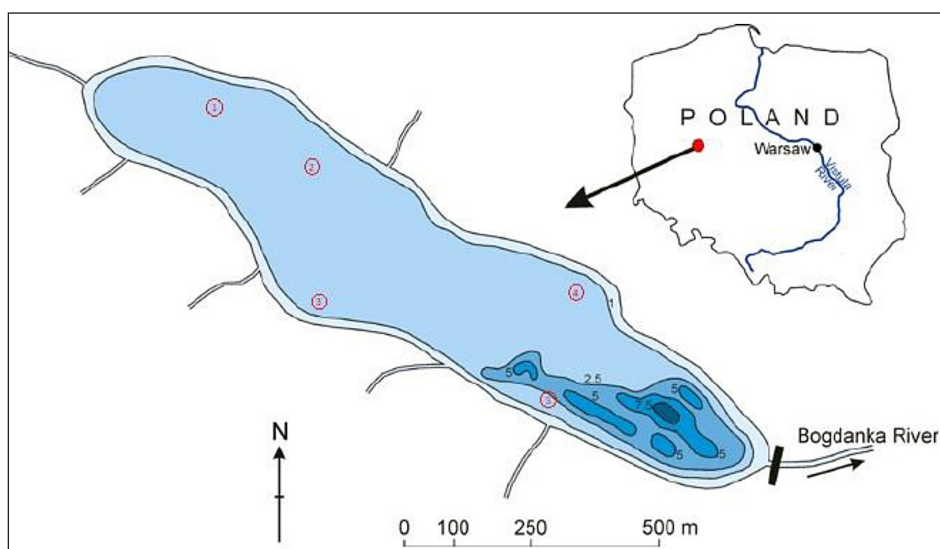
## WYNIKI BADAŃ I ANALIZA

Badania testowe skuteczności zbioru kożucha sinic przeprowadzono w okresie 10–15.07.2017 roku na jeziorze Rusałka, które położone jest w północno-wschodniej części miasta Poznania (rys. 2). Jezioro to jest zbiornikiem zaporowym, który powstał na skutek spiętrzenia się wód rzeki Bogdanki i zalania części jej doliny rzecznej. Głównymi przyczynami zanieczyszczenia jeziora jest rekreacyjne korzystanie z wód akwenu, ścieki deszczowe oraz położenie zbiornika na obszarze zurbanizowanym.

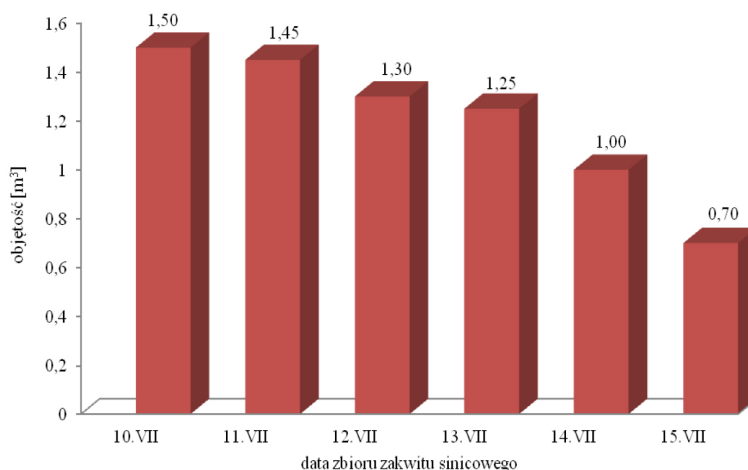
Skuteczność oczyszczania jeziora Rusałka z kożucha sinic oceniano na podstawie badań objętości zebranej masy zielonej, poziomu *pH* wody i zawartości w niej tlenu na powierzchni oraz głębokości 1 m i 2 m w wyznaczonych punktach. Punkty pomiarowe od 1 do 5 zostały wyznaczone w miejscach, w który kożuch sinic miał największą grubość.

Jak pokazano na rysunku 3 pierwszego dnia badań testowych zebrano z powierzchni jeziora  $1,5\text{ m}^3$  sinic. Każdego następnego dnia objętość zebranej masy zielonej była coraz mniejsza i ostatniego dnia, tj. 15.07 zebrano  $0,7\text{ m}^3$ . Co świadczy o zmniejszającej się grubości kożucha sinic. W czasie sześciu dni badań usunięto z powierzchni jeziora Rusałka  $7,2\text{ m}^3$  zielonej masy.

Na rysunku 4 zaprezentowano średnie zawartości tlenu w wodzie jeziora Rusałka w zależności



**Rys. 2.** Plan Jeziora Rusalka z wyznaczonymi punktami pomiarowymi parametrów wody  
**Fig. 2.** Plan of Lake Rusalka with designated measuring points for water parameters



**Rys. 3.** Objętość zebranych sinic z powierzchni jeziora  
**Fig. 3.** Volume of cyanobacteria harvested from the lake surface

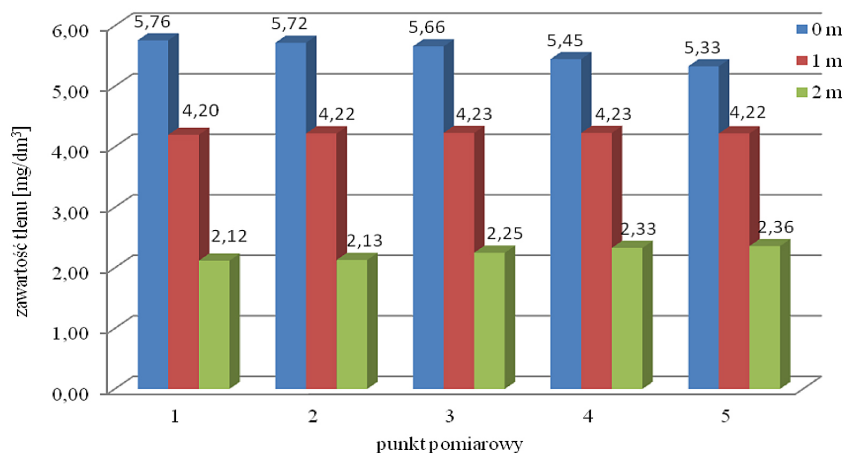
od głębokości bezpośrednio po zakończeniu zbioru kożucha sinic. We wszystkich pięciu punktach pomiarowych wraz z głębokością zaobserwowano istotny spadek ilości tlenu w wodzie. O ile na powierzchni było to od  $5,33$  do  $5,76 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , to już na głębokości  $2 \text{ m}$  zawartość ta oscylowała od  $2,12$  do  $2,36 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Z uzyskanych wyników można zaobserwować, że po upływie 31 dni od testowych badań urządzenia pływającego i usunięciu kożucha sinic średnia zawartość tlenu w wodzie wzrosła. Przy czym największy średni wzrost zawartości odnotowano na głębokości  $2 \text{ m}$  i w wyznaczonych punktach pomiarowych oscylował w granicach od  $5,45$  do  $5,63 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (rys. 5). W porównaniu z pomiarem z 15.07.2017 roku jest to ponad dwukrotny wzrost zawartości.

Po kolejnych 31 dniach, czyli po 62 dniach od zbioru kożucha sinic, zaobserwowano dalszy wzrost zawartości tlenu w wodzie jeziora, ale był on już znacznie mniejszy (rys. 6).

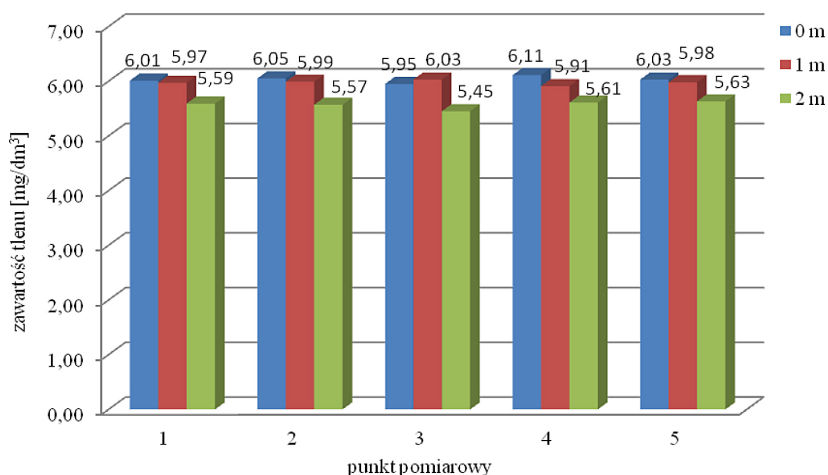
Duże znaczenie z punktu widzenia życia biologicznego jeziora ma odczyn jego wody. Wysoka wartość pH może świadczyć o znacznej zawartości szkodliwych biogenów np. zasadowych związków fosforu, które mogą powodować przy ograniczonej zawartości tlenu, rozwój szkodliwych organizmów i zaburzenie równowagi biologicznej.

Z danych zaprezentowanych na rysunku 7 wynika, że w pierwszym dniu po zbiorze sinic, pH miało średnią wartość w wyznaczonych punktach pomiarowych na głębokości  $2 \text{ m}$  wartość  $8,14$ . Badania wody przeprowadzone w ko-



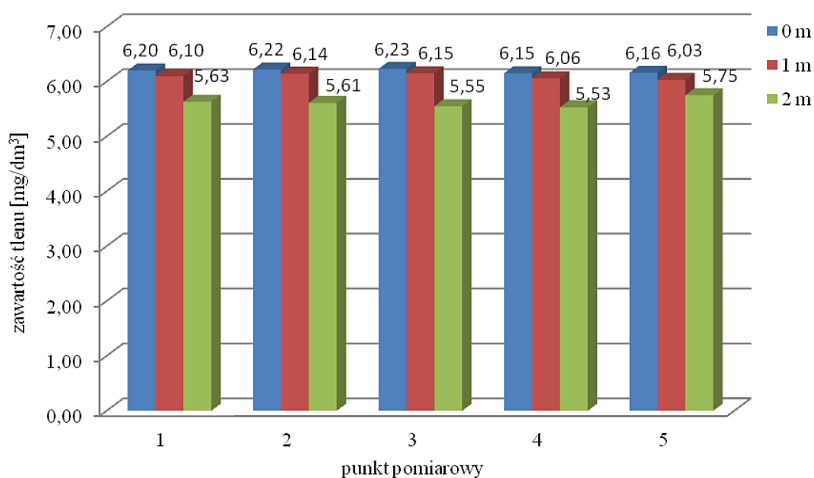
Rys. 4. Średnie zawartości tlenu w wodzie z pomiarów 15.07.2017 roku w wyznaczonych punktach pomiarowych jeziora w zależności od głębokości

Fig. 4. Average oxygen concentrations in the water from the measurements made on 15.07.2017 at the designated lake measurement points depending on the depth of the lake



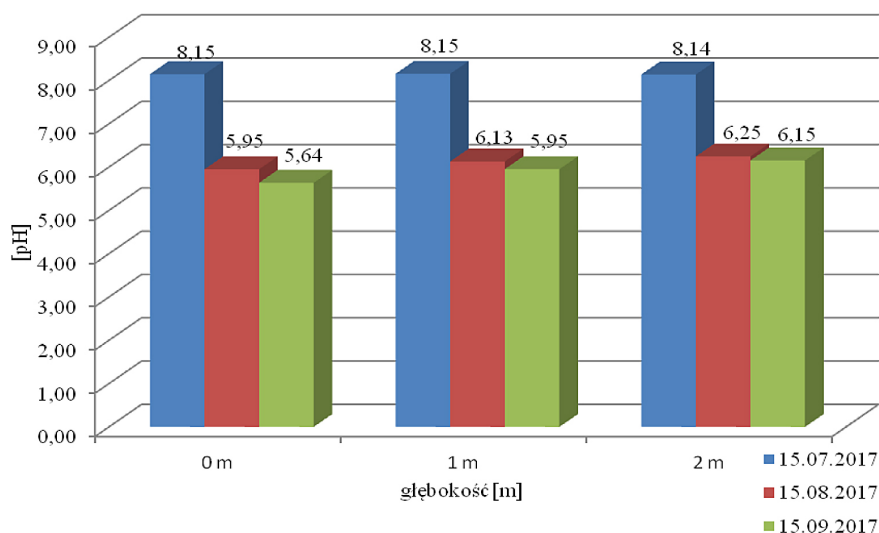
Rys. 5. Średnie zawartości tlenu w wodzie z pomiarów 15.08.2017 roku w wyznaczonych punktach pomiarowych jeziora w zależności od głębokości

Fig. 5. Average oxygen concentrations in the water from the measurements made on 15.08.2017 at the designated lake measurement points depending on the depth of the lake



Rys. 6. Średnie zawartości tlenu w wodzie z pomiarów 15.09.2017 roku w wyznaczonych punktach pomiarowych jeziora w zależności od głębokości

Fig. 6. Average oxygen concentrations in the water from the measurements made on 15.09.2017 at the designated lake measurement points depending on the depth of the lake



**Rys. 7.** Średnie wartości pH wody w zależności od głębokości jeziora  
**Fig. 7.** Average pH values of the water depending on the depth of the lake

lejnyczych założonych okresach wykazały istotny spadek pH na tej głębokości tj. 15.08.2017 r. do średniej wartości 6,25, a 15.09.2017 r. do 6,15.

## PODSUMOWANIE

Neutralizacja chemiczna lub biologiczna sinic z akwenów wodnych jest trudnym procesem z uwagi na możliwość wytwarzania przez nie form przetrwalnikowych, dzięki którym zachowują zdolności życiowe w trudnych warunkach środowiskowych oraz mogą wpływać niekorzystnie na inne organizmy. Opracowana technologia mechanicznego ich usuwania i wstępne badania zbudowanej konstrukcji prototypu urządzenia pływającego pokazują dużą skuteczność w usuwaniu z powierzchni jeziora kożucha zakwitów sinicowych. Wraz z sinicami usuwana jest również z jeziora znaczna ilość masy organicznej oraz pierwiastków biogennych.

Wstępne badania jakości wody jeziora Rusalka pod względem zawartości tlenu i wartości pH potwierdzają tezę, że mechaniczne usunięcie kożucha sinic prowadzi do pobudzenia mechanizmów samooczyszczania się wody. Nastąpił znaczny, szczególnie w pierwszych dniach po usunięciu sinic, wzrost nasycenia wody tlenem. Wystąpił również spadek pH wody co może świadczyć o zmniejszeniu ilości pierwiastków zasadowych.

Są to jednak badania wstępne, które wymagają kontynuowania i poszerzenia, wykonując

głębsze analizy chemiczne, celem potwierdzenia skuteczności metody.

## BIBLIOGRAFIA

1. Bednarz T., Starzecka A., Mazurkiewicz-Broń G. 2002. Procesy biologiczne towarzyszące glonowym i sinicowym zakwitom wody. *Wiadomości Botaniczne* 46(1/2), 45–55.
2. Behrendt H. 1990. The chemical composition of zooplankton and phytoplankton in a eutrophic shallow lake. *Archiv fur Hydrobiologie* 118, 129–145.
3. Bernardi R., Giussani G. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia* 200/201, 29–41.
4. Błaszczak A., Toruńska A., Kobos J., Browarczyk-Matusiak G., Mazur-Marzec H. 2010. Ekologia toksycznych sinic. Kosmos. *Problemy Nauk Biologicznych* 59(1–2).
5. Burchardt L., Pawlik-Skowrońska B. 2005. Zakwity sinic - konkurencja międzygatunkowa i środowiskowe zagrożenie. *Wiadomości Botaniczne* 49(1/2), 39–49.
6. Cieśla G., Główska A., Gołębiowska K., Reczek T., Synowiec K. 2003. Zanieczyszczenie wód zbiorników zaporowych. W: Raport o stanie środowiska w województwie małopolskim w 2002 roku. Pr. zbior. Red. K. Gołębiowska, B. Pająk. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Kraków.
7. Drenner, R. W., Hambright K. D. 1999. Biomaniipulation of fish as a lake restoration technique. *Archiv fur Hydrobiologie* 146, 129–165.
8. Gałczyński Ł., Ociepa A. 2008. Toksyny wytwarzane przez sinice. *Ecological Chemistry and Engi-*

- neering, 15(1), 69–76.
9. Gawrońska H., Lossow K., Łopata M. 2003. Jeziora - metody ochrony i rekultywacji ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Głębołek w Tucholi. Zakład Ochrony i Rekultywacji Wód, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.
  10. Gołdyn R. 2007. Biomanipulacja w zbiornikach wodnych jako metoda rekultywacji. *Przegląd Komunalny* 6, 70–72.
  11. Gołdyn R., Messyasz B. 2008. Stan jakości wód i możliwość rekultywacji jeziora Durowskiego, Wydział Biologii UAM, Poznań.
  12. Kabziński A.K.M. 2000. Problemy oznaczania toksyn sinicowych w wodzie oraz możliwości zastosowania nowoczesnych technik analitycznych. *Gospodarka Wodna* 5, 185–187.
  13. Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych.
  14. Kraft C. 1991. Estimates of phosphorus and nitrogen cycling by fish using a bioenergetics approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 2596–2604.
  15. Olin M., Rask M., Ruuhijarvi J., Keskitalo J., Horppila J., Tallberg P., Taponen T., Lehtovaara A., Sammalkorpi I. 2006. Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland. *Hydrobiologia* 553, 67–88.
  16. Drenner R. W., Hambright K. D. 1999. Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique. *Arch. Hydrobiol.* 146(2), 129–165.
  17. Pliński M. 2009. Przyczyny i skutki zakwitów sinicowych. IV Ogólnopolskie Warsztaty Sinicowe. Toksyczne zakwity sinic w wodach słodkich i słonawych. Gdynia.
  18. Podsiadłowski S. 2008. Methods of precise phosphorus inactivation in lake waters. *Limnological Review* 8(1–2), 51–56.
  19. Rzymiski P. 2009. Wpływ toksyn sinicowych na zdrowie człowieka. *Nowiny Lekarskie*, 78, 5-6, 353–359.
  20. Sndergaard M., Jensen J. P., Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506-509, 135–145.
  21. Tatrai I., Istvanovits V. 1986. The role of fish in the regulation of nutrient cycling in Lake Balaton, Hungary. *Freshwater Biology* 16, 417–424.
  22. Vollenweider R. A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell Istituto Italiano di Idrobiologia* 33, 55–83.
  23. Wilk-Woźniak E., Pociecha A., Mazurkiewicz-Boroń G. 2010. Porównanie wybranych parametrów fizyczno-chemicznych i biologicznych wód Zbiornika Czorsztyńskiego w latach 1998 i 2005.