

ANALIZA PROCESU INAKTYWACJI JONÓW FOSFOROWYCH W WODZIE JEZIORA DUROWSKIEGO

Piotr Rybacki¹, Julianna Ratajczak¹, Ewa Osuch¹, Andrzej Osuch¹

¹ Instytut Inżynierii Biosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wojska Polskiego 50, 60-637 Poznań, e-mail: julianna.ratajczak@wp.pl

STRESZCZENIE

W pracy omówiono metodę inaktywacji fosforu w warunkach jeziora przepływowego. Analizie poddano Jezioro Durowskie w Wągrowcu, w którym zastosowano metodę napowietrzania wód oraz strącanie fosforu poprzez dozowanie koagulantu za pomocą aeratora mobilnego. W pracy scharakteryzowano efektywność procesu inaktywacji fosforu. Sprawdzenie stanu ekosystemu Jeziora Durowskiego przeprowadzono na podstawie badań terenowych realizowanych od maja do października 2013 roku. Na podstawie wyników parametrów fizyko-chemicznych dokonano oceny jakości wód jeziora. Analiza wyników wykazała poprawę stanu jakości wód.

Słowa kluczowe: Jezioro Durowskie, rekultywacja jezior, eutrofizacja jezior.

ANALYSIS OF INACTIVATION PHOSPHATE IONS IN WATER OF DUROWSKIE LAKE

ABSTRACT

The paper discusses the method of inactivation of phosphorus in the lake flow conditions. The analyzed Durowskie Lake in Wągrowiec, which uses the pulverizing aeration method and precipitation of phosphorus by the dosing of coagulant using by a mobile aerator. The paper characterized the efficiency of phosphorus inactivation. Checking the condition of the ecosystem of Durowskie Lake was based on field research carried out from May to October 2013. Based on the results of physico-chemical parameters water quality of the lake was assessed. The analysis of results showed an improvement in water quality.

Keywords: Durowskie Lake, lake reclamation, lake eutrophication.

WPROWADZENIE

Zmiany klimatu, działalność człowieka oraz postępujące zjawisko eutrofizacji są przyczynami degradacji jezior. Na ten proces składają się nieoczekiwane zmiany związane z dopływem biogenów z zewnętrznego środowiska oraz antropogenicznej, bezpośredniej ingerencji w ekosystem jeziora [Kalff 2001; Zdanowski 1996].

Eutrofizacja to naturalny proces starzenia się zbiorników wodnych, polegający na ich sukcesywnym zarastaniu i wypłycaeniu. Proces ten w ostatnich latach uległ znacznemu przyśpieszeniu, głównie przez dostarczanie do zbiorników wodnych pierwiastków biogennych - azotu i fosforu. Skutkiem tego jest gwałtowne pogorszenie się jakości wody w zbiornikach wodnych, czego najczęstszym widocznym efektem są zakwity glo-

nów, w tym sinic [Vollenweider 1976; Zdanowski 1999; Søndergaard i in. 2003].

Niekorzystne zmiany zachodzące w danym zbiorniku wodnym w pewnym momencie przyjmują charakter reakcji łańcuchowej i wywołują w konsekwencji postępującą degradację zbiornika [Bernardi i Giussani 1990; Kawecka i Eloranta 1994]. Koniecznym jest rozpoczęcie zabiegów, które pozwolą zatrzymać szybko narastające negatywne zmiany i doprowadzą do poprawy stanu ekosystemu jezior. Obecnie w technice rekultywacji zbiorników wodnych wykorzystywanych jest wiele metod usuwania zakwitów sinicowych, a jedną z nich jest metoda chemiczna [Gawrońska i in. 2003; Gołdyn i Messyasz 2008].

Metoda inaktywacji fosforu jest stosowana głównie na jeziorach płytkich polimiktycznych, w których znajdują się związki biogenne, uwalniane

z osadów dennych. Eutrofizacja jezior powoduje znaczne zmniejszenie przezroczystości wody, zanikanie roślinności zanurzonej, zmiany ilościowe i jakościowe w zooplanktonie i faunie dennej, zakwity glonów, zwiększenie ilości osadów dennych, pogorszenie się warunków tlenowych szczególnie w najgłębszych warstwach wody, a także duże zmiany pH [Zdanowski 1993; Wetzel 2001; Kalf 2001]. Do inaktywacji stosuje się sole metali takich jak: glin, żelazo, wapń. Związki żelaza i wapnia są głównymi czynnikami kontrolującymi obieg fosforu w jeziorze w warunkach naturalnych. Dobrym okresem do przeprowadzenia inaktywacji w przypadku jezior płytkich jest wczesna wiosna, przed kwitaniem glonów, natomiast dla głębszych jezior bardziej odpowiednia jest wczesna jesień. Chemiczne strącenie fosforu za pomocą koagulantów powoduje zmniejszenie ilości związków biogenych, co ogranicza intensywność rozwoju glonów, poprawa jakości wody oraz zwiększa jej przezroczystość. Metoda ta jest bezpieczna dla życia biologicznego jeziora.

Metoda inaktywacji fosforu jest stosowana na różnych akwenach, wspomaga w znacznym stopniu rekultywację jezior oraz jest innowacyjnym rozwiązaniem umożliwiającym skuteczne oczyszczanie oraz zapobieganie powstawaniu eutrofizacji. Wykonanie rekultywacji metodą inaktywacji fosforu w osadach dennych jest bezpieczne dla życia biologicznego jeziora. Jest najlepszą metodą w przypadku jezior miejskich.

Najprostszym i zarazem najtańszym sposobem aplikacji koagulantu jest równomierne „opryskiwanie” powierzchni wody. Aplikując koagulant z powierzchni wody zakłada się, że w procesie jego opadania dotrze on równomiernie do warstwy dennej akwenu. Utworzy się tam jednolita i zwarta warstwa chroniąca, uniemożliwiająca uwalnianie się fosforu z osadów.

Prowadzone badania wykazały, że koagulant ze względu na swą budowę i możliwość niewielkiej pływalności rozkłada się nierównomiernie tworząc miejscowo wysepki na osadach dennych. W akwenach płytkich niewielkie ruchy wody i falowanie mogą spowodować przemieszczenie się preparatu. Koagulant może być aplikowany do wody oraz bezpośrednio do osadu. Zastosowanie pierwszej metody aplikacji jest znacznie słabsze, gdyż przy jakichkolwiek zaburzeniach osadów pojawia się w wodzie fosfor.

Zaletami tej metody są [Tatrai 1986]:

- niski koszt w stosunku do innych metod,
- redukcja zawartości fosforu w akwenu,

- zwiększenie przezroczystości wody,
- likwidacja nieprzyjemnego zapachu,
- redukcja chlorofilu,
- odbudowa oraz przyrost roślinności dennej,
- poprawa bilansu ekologicznego,
- rozmnażanie organizmów żywych,
- likwidacja zakwitów sinicowych.

Jedyną 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.

CEL I ZAKRES PRACY

Praca ma charakter badawczy, a jej celem jest analiza pomiarów parametrów fizyczno-chemicznych wody Jeziora Durowskiego, które umożliwiły ocenę efektywności inaktywacji fosforu w warunkach jezior przepływowych. Wyżej wymieniona metoda to proces strącania fosforu z toni wodnej do osadów dennych w jeziorze przepływowym. Badania terenowe zostały przeprowadzone 11-krotnie na Jeziorze Durowskim w Wągrowcu (Durowo) w okresie od maja do października 2013 roku. Wyznaczono stanowisko badawcze przy aeratorze pulweryzacyjnym, zlokalizowanym w południowej części jeziora.

METODYKA BADAŃ

Badania terenowe przeprowadzone na Jeziorze Durowskim polegały na :

- wyznaczeniu na jeziorze punktu pomiarowego,
- pomiarze temperatury powietrza i prędkości wiatru,
- pomiarze: pH wody (pH-metrem), zawartości tlenu i temperatury wody (tlenomierzem) oraz konduktywności wody (sonda do pomiaru konduktywności),
- pobraniu próbek wody do oznaczenia ortofosforanów i azotu amonowego w wodach jeziora,

Na Jeziorze Durowskim jest prowadzona rekultywacja metodą prof. Podsiadłowskiego, tzn. aeracja pulweryzacyjna oraz inaktywacji fosforu za pomocą aeratora mobilnego. Punkt pomiarowy usytuowany był w miejscu o największej głębokości, wynoszącej 14,6 m. Z punktu pomiarowe-

go zostały pobrane próbki wody (do plastikowych butelek) z głębokości do 1 m, w celu przeprowadzenia w laboratorium Instytutu Inżynierii Biosystemów w Poznaniu oznaczenia stężenia azotu amonowego oraz ortofosforanów (metodą fotometryczną). Do tego celu wykorzystano spektrofotometr Lovibond firmy Multi Direct.

WYNIKI I ANALIZA BADAŃ

Na podstawie uzyskanych wyników badań oraz w oparciu o wartości wytycznych Ramowej Dyrektywy Wodnej, dokonano oceny stanu wód jeziora. Uzyskane wyniki z pomiarów parametrów fizyko-chemicznych wody Jeziora Durowskiego posłużyły jako punkt odniesienia w ocenie efektywności procesu inaktywacji fosforu.

W Jeziorze Durowskim występuje pionowy układ strefowy temperatur. Proporcjonalnie do zaobserwowanej temperatury powietrza zmieniała się temperatura wody w jeziorze, której wartość malała wraz z głębokością - od powierzchni zbiornika wodnego do jego dna. W świetle uzyskanych wyników możemy dokonać podziału warstw wody jeziora na ciepłą, zimną oraz znajdującą się pomiędzy nimi warstwę skoku termicznego. W tej strefie warstwa cieplejsza styka się z warstwą chłodniejszą.

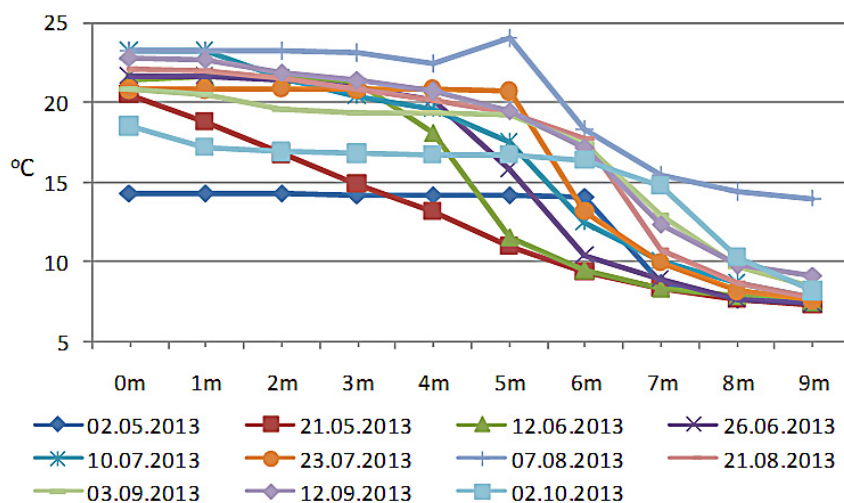
W czasie pierwszego (02.05.2013 r.) oraz ostatniego pomiaru (02.10.2013 r.) zaobserwowano charakterystyczne dla jezior dimiktycznych wymieszanie wód w profilu pionowym i ujednoczenie temperatury wody (rys. 1) oraz koncentracji tlenu (rys. 2). Wody Jeziora Durowskiego w okresie stratyfikacji letniej odznaczały się stabilną ter-

mokliną na głębokości 5 m.

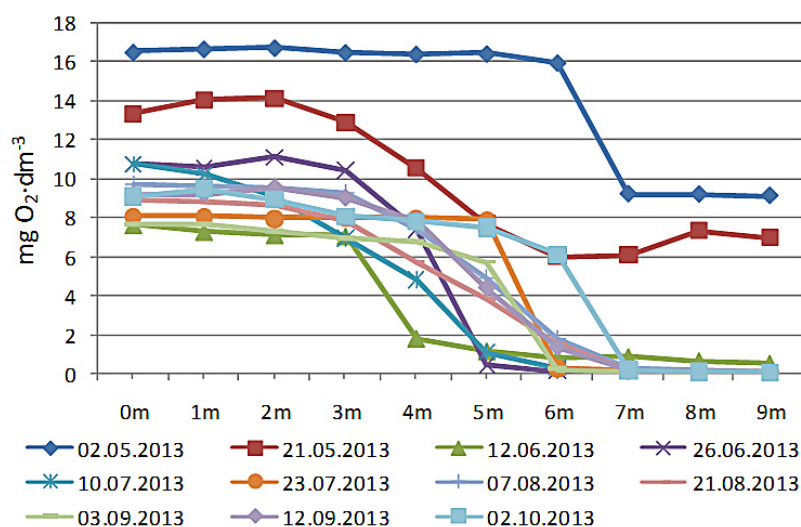
Zmiany koncentracji tlenu rozpuszczonego były ściśle związane z sezonem przeprowadzonych badań oraz głębokością. Równocześnie z momentem wystąpienia termokliny pogarszały się warunki tlenowe w jeziorze. Pogłębiała się stopniowo strefa beztlenowa. Najniższe zawartości tlenu rozpuszczonego odnotowane są od 26.06.2013 do 02.10.2013 roku, od głębokości 5 do 9 m. Największe zmiany koncentracji tlenu rozpuszczonego w profilu pionowym wykazały badania przeprowadzone dnia 12.06.2013 roku. W okresie letnim nastąpiła niewielka poprawa natlenienia wód, dzięki działaniu aeratora pulweryzacyjnego, przy którym był zlokalizowany punkt pomiarowy.

Podczas całego okresu badawczego wartości konduktywności (przewodnictwa elektrolitycznego) mieściły się w zakresach od 700 do 810 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Najniższa wartość tego parametru została odnotowana 21.08.2013 roku w strefie epilimnionu, natomiast największą wartość konduktywności wystąpiła dnia 21.05.2013 roku na głębokości 7 m. Analizując uzyskane wyniki stwierdzono, iż wraz ze wzrostem głębokości (w profilu pionowym) stopniowo rosła wartości przewodnictwa elektrolitycznego. Jednocześnie różnice wartości badanego parametru pomiędzy strefą epilimnionu i hypolimnionu były niewielkie w czasie całego cyklu badań.

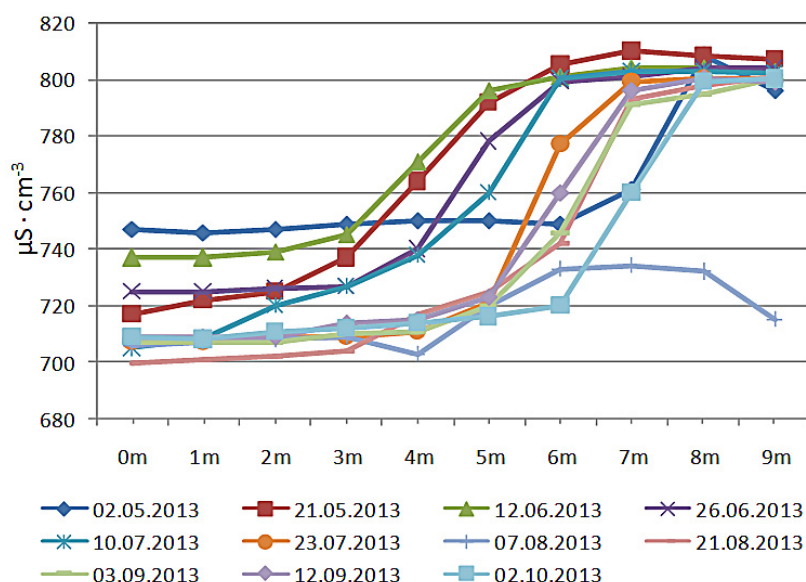
Wartości przewodnictwa elektrolitycznego uzyskane podczas badań wskazywały na obecność w wodach jeziora dużej ilości jonów. Większe wartości konduktywności w strefie nadennej mogą wskazywać na zasilenie wody w substancje rozpuszczone w osadach dennych. W czasie



Rys. 1. Zmiany temperatury wody w Jeziorze Durowskim w okresie od 2.05.2013 do 02.10.2013 roku
Fig. 1. Change of water temperature in the Durowskie Lake in period between 2.05.2013 to 02.10.2013



Rys. 2. Zmiany koncentracji tlenu w wodzie w Jeziorze Durowskim w okresie od 2.05.2013 do 02.10.2013 roku
 Fig. 2. Change of oxygen concentration of water in the Durowskie Lake in period between 2.05.2013 to 02.10.2013



Rys. 3. Zmiany przewodnictwa elektrolitycznego wody w Jeziorze Durowskim w okresie od maja do października 2013 roku

Fig. 3. Change electrolytic conductivity of water in the Durowskie Lake in period between May and October of year 2013

przeprowadzonych badań poziom przewodnictwa elektrolitycznego w Jeziorze Durowskim był zbliżony w poszczególnych miesiącach badawczych, co zostało zobrazowane na rysunku 3.

Odczyn pH wody w Jeziorze Durowskim był zbliżony w całym okresie badań. Wartości pH wahały się w zakresie od 7,14 do 8,90. Odczyn wody zwiększał się stopniowo wraz ze wzrostem głębokości. Najniższe wartości tego parametru odnotowano podczas badań w dniu 12.06.2013 roku. Najwyższe pH zostało odnotowane pod koniec stratyfikacji letniej dnia 12.09.2013 roku, na głębokości 2 m (tab. 1). Odczyn powyżej 8

występował w maju oraz w okresie od sierpnia do października. Na podstawie uzyskanych wyników badań można ogólnie stwierdzić, iż wody Jeziora Durowskiego odznaczają się $pH > 7$. Ma to niewątpliwie związek z występowaniem w jeziorze dużej ilości różnych pierwiastków i związków chemicznych, np.: magnezu, żelaza, wodorowęglanów wapnia oraz związków fosforu i sodu. Wpływ na to ma także rozwój glonów, które zużywają dwutlenek węgla rozpuszczony w wodzie.

Należy pamiętać o tym, że pH ma duże znaczenie dla całego ekosystemu jeziora. Ma istotny

Tabela 1. Odczyn wody (pH) w Jeziorze Durowskim
Table 1. Water reaction (pH) level in the Durowskie Lake

Głęb. pomiaru [m]	Odczyn wody (pH)										
	2.05.2013	21.05.2013	12.06.2013	26.06.2013	10.07.2013	23.07.2013	07.08.2013	21.08.2013	03.09.2013	12.09.2013	02.10.2013
0	8,88	8,50	7,14	–	–	–	8,57	8,58	8,39	8,83	8,57
1	8,73	8,47	7,15	–	–	–	8,55	8,60	8,35	8,86	8,58
2	8,69	8,39	7,15	–	–	–	8,54	8,61	8,37	8,90	8,56

wpływ na życie organizmów żywych (mają określony zakres tolerancji poziomu pH) oraz przebieg procesów biochemicznych. W jeziorach, w których poziom pH jest zbyt kwaśny lub zbyt zasadowy zamiera życie biologiczne. Jezioro Durowskie jest zasadowym zbiornikiem wodnym, nie przekraczającym jednak niekorzystnej wartości poziomu pH > 9.

Koncentracja azotu obok stężenia fosforu w jeziorze jest jednym z najważniejszych czynników mających wpływ na stopień eutrofizacji jeziora. W okresie przeprowadzonych badań wartości stężenia azotu amonowego wahało się od 0,12 (najniższa uzyskana wartość dnia 12.09.2013 roku) do 0,31 mg N·dm⁻³ (wartość najwyższa odnotowana 23.07.2013 roku). W czasie całego cyklu badań stężenie to mieściło się w granicach dopuszczalnych od 0,02 do 1,00 mg N·dm⁻³. Biorąc pod uwagę zmienności sezonowe można stwierdzić, iż koncentracja tej formy azotu najniższa była w drugiej połowie sierpnia oraz w pierwszej połowie września. Natomiast najwyższe stężenia azotu amonowego uzyskano w pierwszej połowie czerwca i drugiej połowie lipca.

Na podstawie wyników przedstawionych na rys. 4 można zauważyć wahania stężenia azotu amonowego w okresie przeprowadzonych badań. W strefie epilimnionu najwyższe stężenie azotu

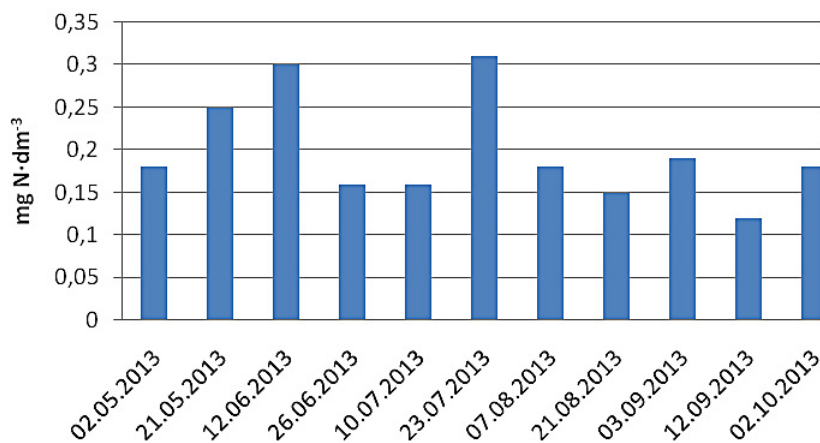
amonowego zostało odnotowane w czasie stratyfikacji letniej, natomiast najniższe w okresie rozpoczynającym porę jesienną.

Stężenie ortofosforanów (rys. 5) w jeziorze jest bardzo ważnym czynnikiem w ocenie stanu zanieczyszczeń jeziora. W świetle uzyskanych wyników można zaobserwować stabilny poziom ortofosforanów w okresie od maja do pierwszej połowy lipca. Charakterystyczne wahania koncentracji fosforu są zauważalne w okresie stagnacji letniej – od drugiej połowy lipca do końca września. W październiku poziom stężenia omawianego składnika spadł do poziomu poniżej zakresu czyli 0,05 mg PO₄·dm⁻³.

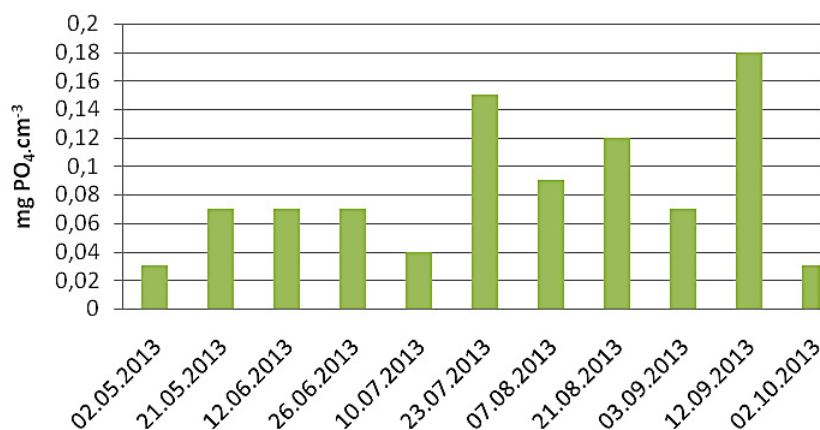
Najwyższa koncentracja ortofosforanów została odnotowana 12.09.2013 roku i wynosiła 0,18 mg PO₄·dm⁻³, a najniższe wartości (poniżej zakresu) wystąpiły trzykrotnie: 02.05., 10.07. oraz 02.10.2013 roku.

W strefie epilimnionu Jeziora Durowskiego największe różnice w stopniu koncentracji fosforu występowały w lipcu oraz we wrześniu, czyli miesiącach letniej stratyfikacji jeziora. Wówczas stężenia fosforu charakteryzowały się odpowiednio:

- w I połowie lipca – z wartości poniżej zakresu (<0,05 mg PO₄·dm⁻³) wzrosła do wartości 0,15 mg PO₄·dm⁻³ w II połowie lipca,
- w I połowie września – z wartości 0,07 mg



Rys. 4. Stężenie azotu amonowego w wodzie w Jeziorze Durowskim
Fig. 4. Concentration of ammonium nitrogen of water in the Durowskie Lake



Rys. 5. Stężenie fosforu rozpuszczonego w wodzie w Jeziorze Durowskim
Fig. 5. Concentration of dissolved phosphorus of water in the Durowskie Lake

$\text{PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ stężenie wzrosło do $0,18 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ w II połowie września.

Temperatura wody na powierzchni jeziora, w przeważającej części badań, wynosiła ponad $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Od głębokości 5 m następował stopniowy spadek temperatury, po czym stabilizował się na poziomie od 7 do 9 m. Takie zmiany temperatury wskazują na występowanie w jeziorze trzech stref: epilimnionu, metalimnionu oraz hypolimnionu. Na powierzchni zbiornika wodnego jest strefa epilimnionu, gdzie temperatura jest najwyższa. Ta część jeziora, w której następuje widoczny spadek temperatury to metalimnion. Natomiast od 7 m występuje hypolimnionu, czyli ta strefa w której temperatura nie ulega już gwałtownym zmianom.

Biorąc pod uwagę wartości koncentracji tlenu można stwierdzić, iż warunki tlenowe w strefie epilimnionu były bardzo dobre. W analizowanych badaniach odnotowano spadek stężenia tlenu na głębokości poniżej 5 m. Wzrost zawartości tlenu odnotowano jednak w maju na głębokości 9 m. Przyczyną takiego skoku zawartości tlenu może być doprowadzenie powietrza przez aerator pulweryzacyjny. Dzięki pracy aeratora pulweryzacyjnego w okresie letnim odnotowano poprawę warunków tlenowych w nadbrzeżnych warstwach jeziora. Oznacza to, iż pompowany przez aerator pulweryzacyjny tlen wykorzystywany jest do procesu inaktywacji fosforu, poprzez utlenianie zredukowanych związków, co potwierdzają w swoich badaniach (Gołdyn i Messyasz 2010). Natomiast w czasie wiosennej i jesiennej miksji wody jeziora uległy dobremu natlenieniu. Deficyty tlenowe zauważalne były w okresie letniej stratyfikacji w wodach hypolimnionu (w latach 2012–2013).

Wyniki pomiarów przewodności elektrolitycznej wskazują na wysokie zanieczyszczenie mineralne wody Jeziora Durowskiego. W porównaniu z 2012 rokiem, w którym wartości tego parametru wynosiły od 600 do $700 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, w 2013 roku były wyższe i mieściły się w zakresie od 700 do $810 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. W tym roku również nie zaobserwowano wyraźnego spadku wartości przewodnictwa elektrolitycznego w okresie letnim. Może to mieć związek z pogorszeniem się jakości wód rzeki Strugi Gołanieckiej. Natomiast w odniesieniu do roku poprzedniego można stwierdzić, iż uległy one obniżeniu w strefie nadbrzeżnej jeziora.

Poziom odczynu wody (pH) był w 2013 roku wyższy niż w poprzednim, ale nie przekraczał wartości 9,0 w warstwie powierzchniowej. Zatem nie stymulował niepożądanego rozwoju sinic, co jest sytuacją korzystną.

W przypadku stężenia azotu amonowego w Jeziorze Durowskim można stwierdzić poprawę. Wartości tego parametru w porównaniu z danymi z 2012 roku uległy obniżeniu. Wpływ na to miały polepszone warunki tlenowe w jeziorze, zwłaszcza w warstwie hypolimnionu jeziora.

W Jeziorze Durowskim fosforany były obecne przez cały okres badań w 2012 roku. W 2013 roku wyraźnie widać, iż zarówno w okresie pierwszych jak i ostatnich pomiarów wartości stężenia ortofosforanów były poniżej zakresu (rys. 5). Taki sam przypadek został odnotowany w połowie całego cyklu badań 10.07.2013 roku. Było to wynikiem zarówno działania aeratora pulweryzacyjnego (który jest dodatkowo wyposażony w funkcję dozowania koagulantu do inaktywacji fosforu), ale także dozowania koagulantu za pomocą aeratora mobilnego.

Porównując uzyskane wyniki badań z danymi z lat ubiegłych zauważalna jest poprawa jakości

wód jeziora. Praca aeratorów pulweryzacyjnych oraz inaktywacja fosforu przynoszą pożądane, pozytywne efekty w długim okresie czasu. Należy również uwzględnić fakt, iż Jezioro Durowskie poprzez dopływ Strugi Gołanieckiej jest w większym stopniu narażone na wzrost zanieczyszczenia wód, dlatego ważny jest proces inaktywacji fosforu na wlocie do jeziora

Podsumowując wyniki wskazują, że metoda rekultywacji zastosowana przez prof. Podsiadłowskiego przyczyniła się do poprawy warunków w Jeziorze Durowskim oraz zainicjowała początek pozytywnych zmian. W wyniku czego niezwykle istotny jest monitoring efektów przeprowadzonej rekultywacji, aby nie dopuścić do ponownego stanu mętnowodnego Jeziora Durowskiego.

PODSUMOWANIE

Wzrost produktywności biologicznej zbiorników wodnych spowodował, że konieczne stało się zapobieganie lub przynajmniej ograniczenie niekorzystnych skutków eutrofizacji. Metody rekultywacji jezior polegają na działaniach ochronnych prowadzonych w zbiornikach wodnych. Rezultatem tych oddziaływań ma być ograniczenie ilości biogenów, które pozostają do dyspozycji autotrofów. Proces ten odbywa się poprzez eliminowanie biogenów z wody oraz trwale wiązanie ich w osadach dennych.

W inaktywacji fosforu w głównej mierze skuteczne są sole glinu, dzięki którym osiąga się wysoką wydajność zabiegów rekultywacyjnych. W ostatnich latach tego typu rekultywacje przeprowadzono w Polsce, a ich rezultaty okazały się zadowalające i obiecujące. Niemniej jednak zasadą powinno być takie postępowanie, w którym rekultywację jezior poprzedzają działania ochronne na obszarze zlewni.

Na podstawie otrzymanych wyników i przeprowadzonych analiz można sformułować następujące wnioski:

1. Zauważalna jest efektywność procesu inaktywacji fosforu w Jeziorze Durowskim,
2. W porównaniu z danymi z lat ubiegłych, w 2013 roku zaobserwowano poprawę stanu ekosystemu jeziora oraz obniżenie stopnia stężenia fosforu, co przyczyniło się do wielu daleko idących, pozytywnych zmian zachodzących w wodach jeziora,
3. Przewodnictwo elektrolityczne zmieniało się na przestrzeni ostatnich lat i rosło wraz ze

wzrostem głębokości,

6. Wartości przewodnictwa elektrolitycznego wskazały na zwiększoną ilość pierwiastków biogenych w Jeziorze Durowskim w okresie letnim,
5. Praca zastosowanych aeratorów pulweryzacyjnych na Jeziorze Durowskim jest efektywna, jednakże jest to proces długoterminowy i cykliczny.

LITERATURA

1. Bernardi R., Giussani G. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An over view. *Hydrobiologia* 200/201, 29–41.
2. Gawrońska H., Lossow K., Łopata M. (2003): Jeziora – metody ochrony i rekultywacji ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Głębock w Tucholi. Zakład Ochrony i Rekultywacji Wód, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.
3. Gołdyn R., Messyasz B. (2008): Stan jakości wód i możliwość rekultywacji Jeziora Durowskiego, Wydział Biologii UAM, Poznań.
4. Kalff J. 2001. *Limnology*. New Jersey.
5. Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych.
6. Søndergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506–509, 135–145.
7. Tatrai I., Istvanovits V. 1986. The role of fish in the regulation of nutrient cycling in Lake Balaton, Hungary. *Freshwater Biology*, 16, 417–424.
8. Vollenweider R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell Istituto Italiano di Idrobiologia*, 33. 55–83.
9. Wetzel R.G. 2001/ *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, London.
10. Zdanowski B. 1993. Eutrofizacja wód. [W:] J.A. Szczerbowski (red.) *Rybacko śródlądowe*. IRŚ, Olsztyn, 124–135.
11. Zdanowski B. 1996. Czystość jezior a możliwości rybackiego użytkowania. [W:] *Rybacko jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy*. Materiały I Krajowej Konferencji Użytkowników Jezior, Uroczysko Waszeta, IRŚ Olsztyn, 7–14.
12. Zdanowski B. 1999. Eutrofizacja jezior Wigierskiego Parku Narodowego: Zagrożenia i ocena. [W:] B. Zdanowski, M. Kamiński, A. Martyniak (red.) *Funkcjonowanie i odnowa ekosystemów wodnych na obszarach chronionych*. IRŚ, Olsztyn, 261–278.