

Maciej KOSTECKI

Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrze
ul. Marii Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze
e-mail: kostECKI@ipis.zabrze.pl

Rekultywacja zbiornika antropogenicznego metodą usuwania hypolimnionu (południowo-zachodnia Polska)

W grudniu 2003 r. rozpoczęto rekultywację antropogenicznego zbiornika wodnego w Pławniowicach (pow. 225 ha, obj. 29 mln m³, głęb. maks. 15 m, woj. śląskie) metodą usuwania hypolimnionu. Od chwili uruchomienia „rury Olszewskiego” badano zmiany zachodzące w wyniku zastosowanej metody. W okresie 2004-2010 uzyskano ujemny bilans fosforu. Całkowity ładunek fosforu odprowadzany ze zbiornika był, w następujących po sobie latach, ponad 2-krotnie większy od ładunku doprowadzanego. Odprowadzany ze zbiornika ładunek ortofosforanów był ponad 3-krotnie większy od ładunku doprowadzanego. W ciągu ośmiu lat zmniejszono zasobność zbiornika w fosfor o 28 Mg. Rekultywacja spowodowała, że w latach 2004-2010 występowało ujemne obciążenie hydrauliczne fosforem, wynoszące od -0,48 do -3,3 gP/m²/rok. Nastąpiło stopniowe słabnięcie procesu wzbogacania wewnętrznego. Stała szybkości procesu uwalniania fosforu z osadów dennych zmniejszyła się z 0,0069 mgP-PO₄/d w 2004 roku do 0,0025 mgP-PO₄/d w 2011 roku. Szybkość reakcji amonifikacji zaczęła słabnąć w czwartym roku rekultywacji. W 2007 roku stała szybkości reakcji wynosiła 0,4545 mgN-NH₄/dm³/d, w roku 2011 zmniejszyła się do 0,0091 mgN-NH₄/dm³/d. Średnie pH epilimnionu obniżyło się z 9,30 w 2004 roku do 8,22 w 2011 roku. Widzialność krążka Secchiego wzrosła z 0,9 m (1998 r.) do 3,85 m (2011 r.).

Słowa kluczowe: rekultywacja jezior, usuwanie hypolimnionu, bilans biogenów, Pławniowice

Wprowadzenie

Badania naukowe z ostatnich kilkudziesięciu lat wykazały, że ekosystemy limniczne są wyjątkowo wrażliwe na zanieczyszczenia oraz podatne na niekorzystne zmiany środowiskowe [1-5]. Okazało się również, że przywrócenie zdegradowanemu ekosystemowi jego dawnych cech (hydrochemicznych i biologicznych) jest niezmiernie trudne [6-8]. Wynika to m.in. z faktu, że wody powierzchniowe, a zwłaszcza wody płynące, są wykorzystywane jako odbiorniki ścieków [4, 9]. Najniższe miejsce w terenie zajmuje zbiornik wodny (jezioro), który przyjmuje całość ładunku zanieczyszczeń powstających na terenie jego zlewni. Charakter zlewni, sposób jej zagospodarowania, stopień zurbanizowania wywierają wpływ na warunki środowiskowe zbiornika wodnego [7, 9-11].

Zatrzymanie wody w zbiorniku sprzyja intensyfikacji procesów przemiany materii, w szczególności produkcji pierwotnej, w warunkach doprowadzania do zbiornika nadmiernych ładunków związków fosforu i azotu [1, 6, 12-14]. W bardzo krótkim czasie dochodzi do osiągnięcia przez ekosystem limniczny stanu wysokiej trofii ze wszystkimi jej konsekwencjami. W sytuacji krańcowej zbiornik traci zdolność kumulowania zanieczyszczeń w osadach dennych [9, 15-17]. Pojawiają się ubytki, a następnie całkowity brak tlenu w przydennych warstwach wody [2, 18, 19]. Z tą chwilą osady denne zaczynają „oddawać” zmagazynowane uprzednio zanieczyszczenia, co przyspiesza degradację. Znamiennie jest, że zredukowanie lub nawet całkowite odcięcie w tym okresie dopływu zanieczyszczeń do jeziora nie powoduje zazwyczaj poprawy warunków środowiskowych. Z osadów dennych uwalniane są tak duże ładunki fosforu, że eutrofizacja zbiornika ma charakter lawinowy [6, 9, 16, 20].

Całkowity brak tlenu w przydennych warstwach wody powoduje rozwój drobnoustrojów beztlenowych [2, 4, 17-19]. W warunkach beztlenowych potencjał redox na powierzchni osadów dennych obniża się do wartości +0,1 mV i niższej, przy której zachodzi redukcja siarczanów do siarkowodoru. Już wcześniej, bo przy potencjale +0,2 mV, zachodzi redukcja żelaza +3 do +2. Fosforany, w obiegu których żelazo odgrywa istotną rolę, zostają uwolnione do wody i w okresie stagnacji letniej osiągają znaczne stężenia w hypolimnionie [17, 21-23]. W warunkach skrajnie redukcyjnych w osadach powstaje również metan, a z unoszącymi się pęcherzami transportowane są, mimo stabilnego uwarstwienia termicznego w okresie stagnacji letniej, znaczne ilości biogenów do warstwy produkcyjnej jeziora [3, 6, 7, 17, 24]. Opadający na dno detrytus ulega rozkładowi w warunkach beztlenowych, następuje stopniowa degradacja zbiornika. W tej sytuacji rekultywacja zbiornika staje się niezbędna [6-9, 18].

W pierwszej połowie lat 40. ubiegłego wieku szwajcarski limnolog E.A. Thomas wskazał na możliwość poprawy stanu jezior poprzez wypompowywanie wód hypolimnionu. Zwracał przy tym uwagę na fakt, iż w wodach przydennych ilości pierwiastków biogenych są wyższe niż w warstwie powierzchniowej [1].

Po raz pierwszy na świecie próbę ratowania Jeziora Kortowskiego poprzez usuwanie hypolimnionu podjął w 1956 roku prof. Przemysław Olszewski. Zamiast jednak stosować proponowane przez Thomasa wypompowywanie wody, przegrodził jazem odpływ z jeziora, uzyskał w ten sposób parcie hydrostatyczne, które wykorzystał do odprowadzania wód hypolimnionu, ułożoną na dnie jeziora drewnianą rurą („rura Olszewskiego”). Ten przeprowadzony na skalę techniczną eksperyment należy traktować jako pierwsze wdrożenie technologii rekultywacji jezior [2, 25]. Eksperyment ten kontynuowany jest do dnia dzisiejszego, jednak już w warunkach zmodernizowania [12, 16, 20].

Tą metodą rekultywuje się obecnie około 30 jezior Europy i Ameryki Północnej. Rekultywowano tą metodą na ogół niewielkie zbiorniki. Poza kilkoma większymi, jak Paladru we Francji (390 ha), Waramang w USA (290 ha), Pławniowice (225 ha), reszta rzadko przekraczała 100 ha [11, 14, 26, 27]. W Polsce zastosowano

ją na Jeziorze Kortowskim w Olsztynie, na Jeziorze Rudnickim w Grudziądzu [17] oraz na zbiorniku antropogenicznym Pławniowice (woj. śląskie) [9, 13, 18].

Do odprowadzania wód wykorzystuje się ukształtowanie terenu, umożliwiające odpływ grawitacyjny. Sposób ten nazwano „metodą Olszewskiego” (a także metodą kortowską) [2, 12, 20, 25]. Należy podkreślić, że cechą charakterystyczną i niezmiernie ważną, wyróżniającą ją spośród innych metod, są praktycznie zerowe koszty eksploatacyjne przy jednoczesnym, wieloletnim, bezawaryjnym działaniu [6, 7, 15, 16].

W niniejszej pracy przedstawiono rezultaty pierwszych ośmiu lat badań nad reakcją antropogenicznego zbiornika wodnego na rekultywację metodą usuwania hypolimnionu. Zaprezentowano wyniki bilansu ładunków związków fosforu, zmiany intensywności procesu wzbogacania wewnętrznego oraz reakcji amonifikacji pod wpływem rekultywacji, a także zmiany wybranych wskaźników jakości wody, tj. przezroczystości i pH.

1. Obiekt badań - antropogeniczny zbiornik wodny Pławniowice

Na terenie Polski Południowej, w latach 1962-1969, w wyniku eksploatacji odkrywkowej złóż piasku powstało wyrobisko, do którego po ukształtowaniu skarp i wyrównaniu dna skierowano wodę Potoku Toszeckiego. Powstał zbiornik nazwany od pobliskiej miejscowości zbiornikiem Pławniowice. Napełnianie zbiornika rozpoczęto w 1974 r. Do eksploatacji zbiornik oddano w 1975 r. [9, 13, 18].

Powierzchnia zwierciadła wody zbiornika wynosi 225 ha, pojemność - 29 mln m³. Wraz ze zbiornikami Dzierżono Małe (110 ha, 10 mln m³), Dzierżono Duże (650 ha, 95 mln m³) i Kanałem Gliwickim zbiornik ten tworzy tzw. Zachodni Węzeł Wodny rzeki Kłodnicy (łączna powierzchnia lustra wody około 1000 ha, 140 mln m³). Woda ze zbiornika odprowadzana jest do rzeki Kłodnicy poniżej jazu w Pławniowicach [9].

Pierwsze badania stanu jakości wody wykonano w 1976 roku [5]. Następne badania przeprowadzone w latach 1993-1994 wykazały wysoki stopień trofii zbiornika oraz w związku z tym daleko posunięty proces degradacji jeziora [18]. Stwierdzono zupełne wyczerpanie tlenu w hypolimnionie, dochodzące do 4 m pod powierzchnią wody. Przezroczystość wody w okresie stagnacji letniej wynosiła od 0,8 do 1,0 m; pH wody w czasie stagnacji letniej, w wyniku intensywnej produkcji pierwotnej, dochodziło do 10,7.

Najistotniejsze jednak stało się uruchomienie w zbiorniku procesu wewnętrznego wzbogacania wód zbiornika w substancje uwalniane z osadów dennych. W szczególności stwierdzono bardzo szybki i silny wzrost stężenia związków fosforu. Sformułowano więc postulat o konieczności ratowania zbiornika przed degradacją poprzez zmianę sposobu odpływu wody z odpływu powierzchniowego na odprowadzanie hypolimnionu ze zbiornika. Propozycja ta tym bardziej była uzasadniona, że zbiornik Pławniowice posiada korzystne warunki ukształtowania terenu umożli-

wiające grawitacyjny odpływ wód ze zbiornika do rzeki Kłodnicy, a następnie do Kanału Gliwickiego.

1.1. Urządzenie hydrotechniczne

W grudniu 2003 roku oddano do użytku urządzenie hydrotechniczne („rura Olszewskiego”), zmieniające sposób odprowadzania wody ze zbiornika z powierzchniowego na denny. Wykorzystano istniejący jaz z przelewem powierzchniowym.

Na szerokości jazu upustowego zamontowano 3 rury z tworzywa sztucznego o identycznej średnicy wewnętrznej 500 mm i długości 350 m każda, zaopatrzone w komorę dekompresyjną, zabezpieczającą urządzenie w trakcie zamykania rur. Pozwoliło to uzyskać teoretycznie maksymalny wydatek 16,5 mln m³/rok. Biorąc pod uwagę zmienność natężenia przepływu w Potoku Toszeckim zasilającym zbiornik oraz przyjmując do obliczeń dane literaturowe z wielolecia, wynoszące: Qsr min - 0,540 m³/s, Qsr s - 0,710 m³/s, Qsr maks - 1,150 m³/s, założono, że ilość napływającej Potokiem Toszeckim wody wystarczy, aby uzyskać wymagane piętrzenie 0,7 m. Pomiary prowadzone w trakcie badań wykazały, że ilość doprowadzanej i odprowadzanej w ciągu roku wody na przestrzeni pierwszych ośmiu lat rekultywacji wynosiła od 10 do 47 mln m³/rok. Wartość maksymalna dotyczy roku, w którym wystąpiło wezbranie powodziowe. W stosunku do objętości zbiornika stanowiło to od 30 do 150%. Istniejący jaz upustowy zaadaptowano i wykorzystano bez naruszenia jego konstrukcji oraz z zachowaniem możliwości odprowadzania mas wodnych systemem powierzchniowym.

2. Metodyka badań

2.1. Stanowiska pobierania próbek

Próbki do badań hydrochemicznych oraz do sporządzenia bilansu zanieczyszczeń pobierano z trzech stanowisk: stanowisko pierwsze - powierzchniowa warstwa wody na stanowisku pelagicznym (głęboczek), stanowisko drugie - wypływ wody z syfonu upustowego, stanowisko trzecie - Potok Toszecki, dopływ wody do zbiornika. W ciągu ośmiu lat badań przeprowadzono 180 poborów próbek wody. Równocześnie z pobieraniem próbek każdorazowo mierzono natężenie przepływu wody dopływającej i odpływającej ze zbiornika. Dane dotyczące wielkości przepływu stanowią podstawę obliczenia bilansu ładunków zanieczyszczeń.

2.2. Badania stosunków termiczno-tlenowych

Pomiary temperatury i stężenia tlenu w wodzie wykonywano na stanowisku pelagicznym w najgłębszej części zbiornika. Temperaturę, stężenie tlenu rozpuszczonego (w mgO₂/dm³) oraz nasycenie wody tlenem (w %) mierzono sondą tlenową membranową, z kompensacją temperatury i ciśnienia atmosferycznego, w całym słupie wody, od powierzchni do dna, w odstępach co 1 m głębokości.

2.3. Metody analityczne

Badania hydrochemiczne obejmowały następujące wskaźniki jakości wody:

1. Stężenie azotu amonowego oznaczano metodą miareczkową po destylacji - PN-ISO 5664:2002.
2. Stężenie azotu azotynowego oznaczano metodą kolorymetryczną z kwasem sulfanilowym i α -naftyloaminą - PN-73/C-04576/06.
3. Stężenie azotu azotanowego oznaczano metodą spektrometryczną z 2,6-dimetylofenolem - ISO 7890-1:1986.
4. Stężenie azotu organicznego - po usunięciu azotu amonowego próbkę mineralizowano i w destylacie oznaczano jon amonowy - PN-73/C-04576/11.
5. Stężenie ortofosforanów oznaczano metodą kolorymetryczną molibdenianową z chlorkiem cynowym jako reduktorem - PN-89/C-04537/02.
6. Stężenie polifosforanów oznaczano metodą hydrolizy w środowisku kwaśnym - PN-91/C-04537/06.
7. Stężenie fosforu organicznego wyliczono po odjęciu od fosforu ogólnego ortofosforanów i polifosforanów.
8. Stężenie fosforu ogólnego oznaczano, wykonując mineralizację do ortofosforanów i oznaczenie ich metodą kolorymetryczną - PN-91/C-04537/07.
9. Odczyn mierzono pH-metrem, typ CI-316, firma „Elmetron” Zabrze (instrukcja użytkownika) - PN-90/C-04540/01.
10. Przezroczystość wody mierzono jako widzialność krążka Secchiego (w m).

3. Bilans zanieczyszczeń

Chcąc ocenić rolę bilansu w kształtowaniu jakości zasobów wodnych, należy określić sumę ładunków zanieczyszczeń wprowadzanych do zbiornika oraz ładunki z niego odprowadzane [1, 2, 5, 7, 11, 15]. Podstawą sporządzenia bilansu zanieczyszczeń były dane określające natężenie przepływu wody oraz stężenia wybranych wskaźników jakości wody.

3.1. Bilans hydrologiczny

Określenie wielkości ładunków zanieczyszczeń wymaga maksymalnie dokładnej znajomości stężeń poszczególnych wskaźników jakości wody oraz wielkości przepływów charakterystycznych. Prowadząc badania, wykonywano systematyczne pomiary natężenia przepływu wody młynkiem hydrometrycznym. Pomiary te wykonywano każdorazowo podczas pobierania próbek. Czynności te wykonywano w odstępach 1-2-tygodniowych, w skali roku, od 2004 do 2011 roku. Natężenie przepływu wody mierzono w profilach na dopływie Potoku Toszeckiego do zbiornika oraz na odpływie wody lewarem upustowym. Do pomiarów wykorzystano progi wodne - stałe betonowe budowle hydrotechniczne. Wykonano 160 pomiarów młynkiem hydrometrycznym, powtarzając pomiary pięciokrotnie i uśredniając wy-

niki pomiaru. Uzyskano w ten sposób dane pozwalające na sporządzenie charakterystyki hydrologicznej Potoku Toszeckiego.

Określając ładunki doprowadzane i odprowadzane ze zbiornika, opierano się na średniorocznym stężeniu wskaźników oraz średniorocznej wielkości natężenia przepływu wody, wg równania:

$$L_A = C_{srA} \cdot Q_{srA}$$

gdzie:

L_A - ładunek wprowadzany w ciągu roku,

C_{srA} - stężenie średnioroczne,

Q_{srA} - przepływ średnioroczny.

Ładunek zanieczyszczeń odprowadzanych ze zbiorników określono - przyjmując, że w wyniku retencyjnej funkcji zbiornika (średni czas retencji - 2 lata) następuje wyrównanie odpływu - w oparciu o średnie stężenia dla poszczególnych miesięcy na podstawie wyników uzyskanych dla konkretnych dni poboru prób, oraz średnioroczną wartość odpływu, wg równania:

$$L_{A(odpl.)} = \sum [C_{sr(I, II, III \dots XII)}] \cdot Q_{srA(odpl.)}$$

4. Wyniki

Zasadą metody rekultywacji ekosystemu limnicznego polegającej na usuwaniu hypolimnionu jest wykorzystanie stratyfikacji tlenowej oraz procesów beztlenowych zachodzących w hypolimnionie. Celem tej metody rekultywacji jest wyprowadzenie pierwiastków biogennych, w szczególności fosforu, poza ekosystem.

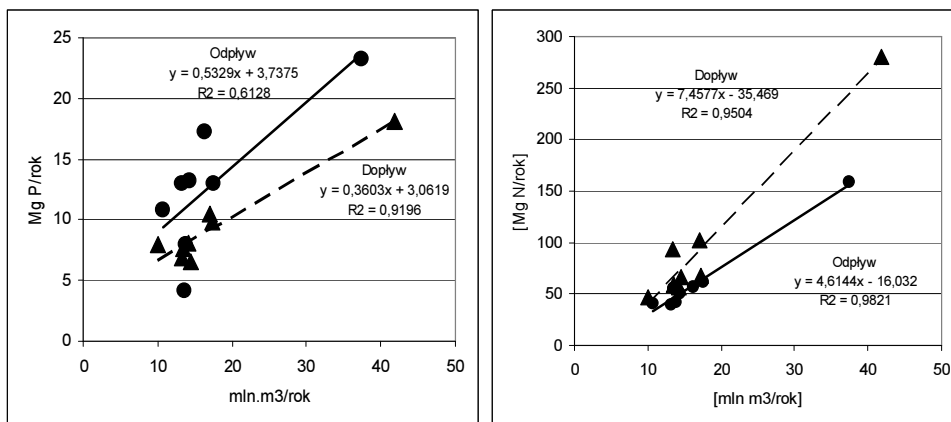
Na przestrzeni wielolecia różnica w natężeniach przepływu wody wynosząca około 3,5% mieściła się w granicach błęd pomiaru (tab. 1).

Tabela 1

Bilans wodny zb. Pławniowice w latach 2004-2011

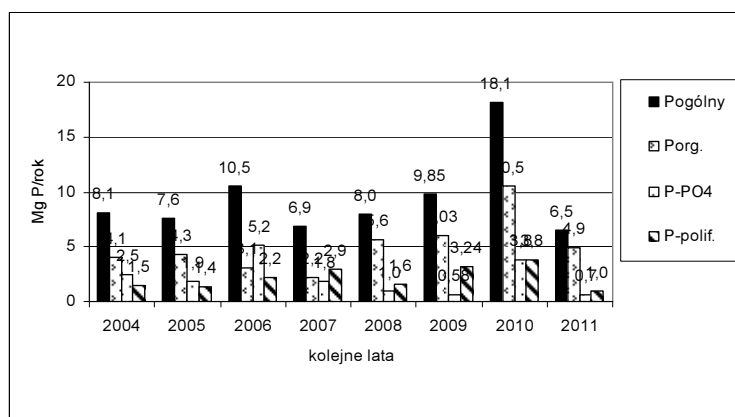
Rok	Dopływ mln m ³ /rok	Odpływ mln m ³ /rok	Czas retencji w danym roku lata
2004	14,2	14,3	2,0
2005	13,5	13,2	2,15
2006	17	17,5	1,7
2007	13,3	13,8	2,15
2008	10,1	10,7	2,9
2009	17,3	16,3	1,7
2010	41,8	37,4	0,7
2011	14,5	13,6	2

Wielkość rocznych ładunków azotu i fosforu wprowadzanych pozostaje w zależności od ilości wprowadzonych i odprowadzonych mas wodnych (rys. 1).



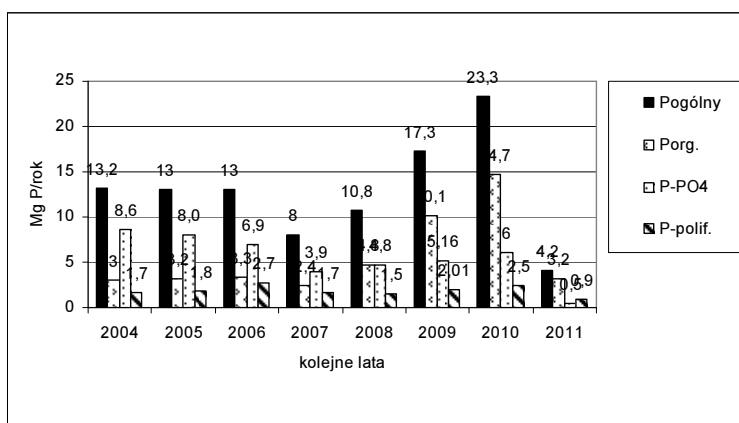
Rys. 1. Zależność między ilością doprowadzanej i odprowadzanej wody a wielkością doprowadzanych i odprowadzanych ze zbiornika ładunków fosforu i azotu - zb. Pławniowice w latach 2004-2011

Ładunki fosforu wyprowadzane ze zbiornika były większe od doprowadzanych. Natomiast wyprowadzane ze zbiornika ładunki azotu były mniejsze od doprowadzanych. Na przestrzeni lat 2004-2011 odnotowano stopniowy wzrost ładunków fosforu organicznego, wprowadzanych do zbiornika (rys. 2).



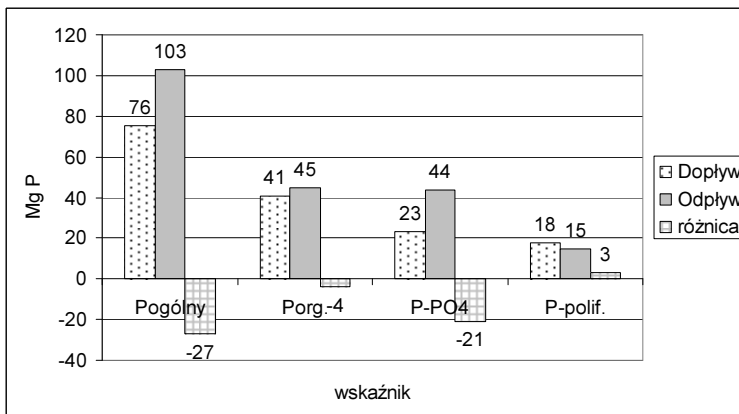
Rys. 2. Wielkości ładunków związków fosforu doprowadzanych do zbiornika Pławniowice w latach 2004-2011

W tym samym okresie zauważono, że zmniejszają się ładunki ortofosforanów odprowadzane ze zbiornika. Wzrastają natomiast ładunki fosforu organicznego (rys. 3). Jednocześnie aż do 2010 roku odprowadzane ze zbiornika ładunki ortofosforanów były wyraźnie większe od doprowadzanych.



Rys. 3. Wielkości ładunków związków fosforu odprowadzanych ze zbiornika Pławniowice w latach 2004-2011

W poszczególnych latach procesu rekultywacji zbiornika ładunek fosforu ogólnego wyprowadzanego ze zbiornika był około 2-krotnie większy od doprowadzanego. Dominującą postacią w ogólnym ładunku był fosfor fosforanowy, którego ładunki wyprowadzane ze zbiornika były w kolejnych latach od 2,5 do 3 razy większe od doprowadzanych. Z sumarycznego bilansu związków fosforu wynika, że uruchomienie „rury Olszewskiego” spowodowało w ciągu pierwszych ośmiu lat rekultywacji zmniejszenie zasobności zbiornika w fosfor o 27 Mg (rys. 4). Z tego 26 Mg stanowiły ortofosforany (96%).



Rys. 4. Sumaryczny bilans fosforu w zbiorniku Pławniowice dla lat 2004-2011

Rolniczy charakter zlewni zbiornika ($A - 104 \text{ km}^2$) oraz nieuporządkowana gospodarka ściekowa powodują wysokie zewnętrzne obciążenie powierzchniowe fosforem i azotem (tab. 2).

Tabela 2

Zewnętrzne obciążenie powierzchniowe zbiornika Pławniowice fosforem i azotem

Lata	Zewnętrzne obciążenie powierzchniowe					
	Uwzględniające całkowity ładunek doprowadzany		Uwzględniające ładunek doprowadzany i czas retencji		Uwzględniające czas retencji i ładunek odprowadzany	
	gP/m ² /rok	gN/m ² /rok	gP/m ² /rok	gN/m ² /rok	gP/m ² /rok	gN/m ² /rok
1976	3,48	18,66	2,32	12,44	2,19	8,29
1993	5,42	90,66	2,46	41,21	1,36	8,09
1997	2,4	80,77	2,4	80,77	2,4	30,66
1998	2,22	84,66	1,11	42,33	1,11	13,30
2004	3,61	24,8	1,74	12,4	-1,1	1,3
2005	3,37	26,2	1,57	12,19	-1,12	4,09
2006	4,60	45,3	2,71	26,65	-0,65	10,41
2007	3,06	41,7	1,42	19,40	-0,22	10,74
2008	3,55	20,8	1,22	7,17	-0,43	1,07
2009	4,37	30,2	2,57	17,76	-1,95	2,87
2010	8,00	124,0	11,43	177,14	-3,30	77,43
2011	2,88	29,8	1,44	14,90	0,51	2,67

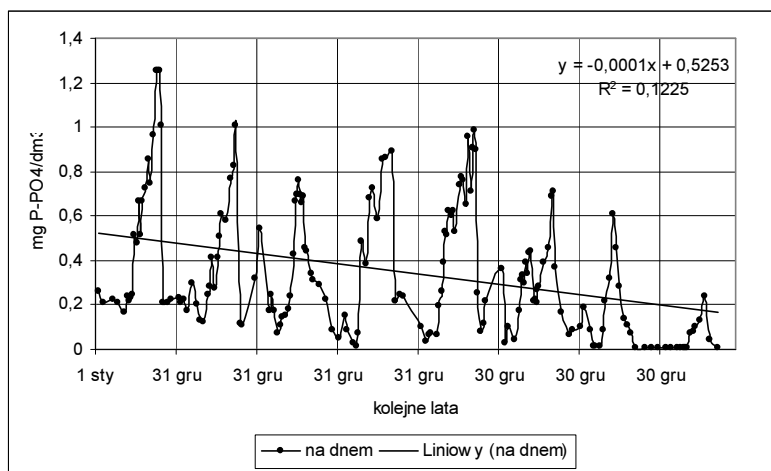
W przypadku ładunków fosforu zewnętrzne obciążenie powierzchniowe oraz obciążenie hydrauliczne przekracza wartość dopuszczalną dla jezior o tej głębokości około 10-krotnie. W przypadku ładunku azotu zewnętrzne obciążenie powierzchniowe oraz obciążenie hydrauliczne przekracza wartość dopuszczalną około 15-krotnie. Uwzględnienie w obliczeniach ładunku odprowadzanego ze zbiornika wskazuje, że w wyniku zastosowanej metody rekultywacji uzyskano ujemne wartości obciążenia powierzchniowego ładunkiem fosforu. Oznacza to uruchomienie procesu oligotrofizacji zbiornika.

Systematycznie uzyskiwany ujemny bilans fosforu (przewaga ładunków odprowadzanych nad doprowadzanymi) spowodował stopniowe słabnięcie procesu wzbogacania wewnętrznego (rys. 5).

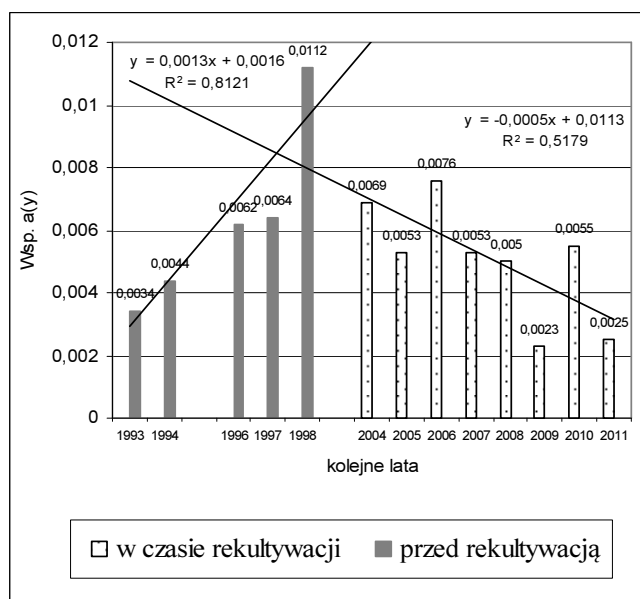
Na przestrzeni lat prowadzenia badań stężenie ortofosforanów w hypolimnionie zbiornika w czasie stagnacji letniej było coraz mniejsze. W latach poprzedzających uruchomienie procesu rekultywacji proces uwalniania ortofosforanów z osadów dennych nasilał się. Z chwilą rozpoczęcia usuwania hypolimnionu odnotowano stopniowy spadek szybkości tego procesu (rys. 6).

Najwyższą wartość tego współczynnika odnotowano w 1998 roku - 0,0112 mgP-PO₄/d. W 2011 roku po ośmiu latach rekultywacji szybkość uwalniania ortofosforanów

z osadów dennych wynosiła 0,0025 mgP-PO₄/d. Stanowi to zaledwie 22% wartości z roku 1998.



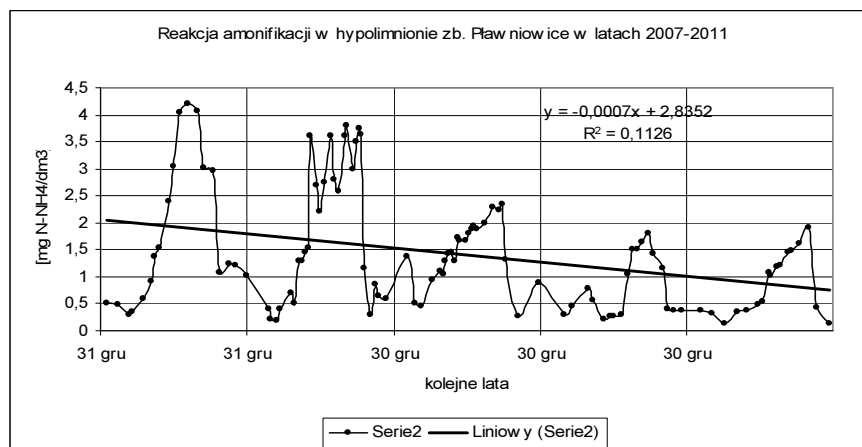
Rys. 5. Zmiany stężeń ortofosforanów w hypolimnionie zbiornika Pławniowice w latach 2004-2011



Rys. 6. Współczynniki nachylenia krzywej wzbogacania wewnętrznego w zbiorniku Pławniowice przed rekultywacją oraz w trakcie rekultywacji

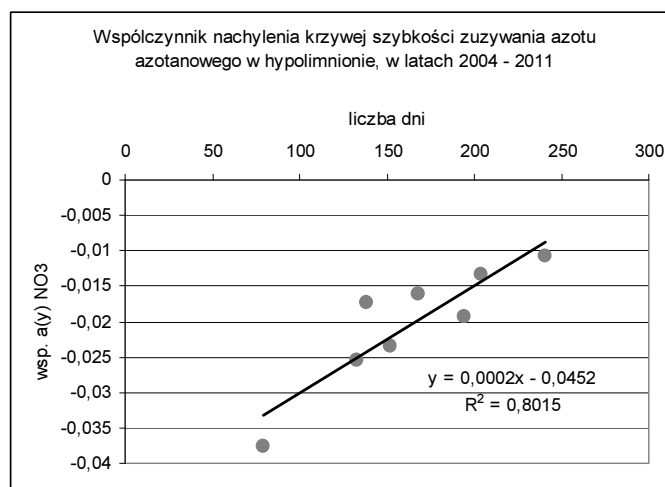
W warunkach beztlenowych panujących w hypolimnionie zbiornika w czasie stagnacji letniej obserwowano silny spadek stężenia azotu azotanowego z jednoczesnym wzrostem stężenia azotu amonowego (rys. 7). Początkowo, w latach

2004-2006, nie obserwowano określonej tendencji zmian szybkości reakcji amonifikacji. Wyraźne słabnięcie tego procesu notowano od 2007 roku.



Rys. 7. Reakcja amonifikacji w hypolimnionie zbiornika Pławniowice w latach 2007-2011

Spadkowi intensywności reakcji amonifikacji towarzyszyło zmniejszenie intensywności wyczerpywania (redukcji) azotu azotanowego w hypolimnionie zbiornika (rys. 8).

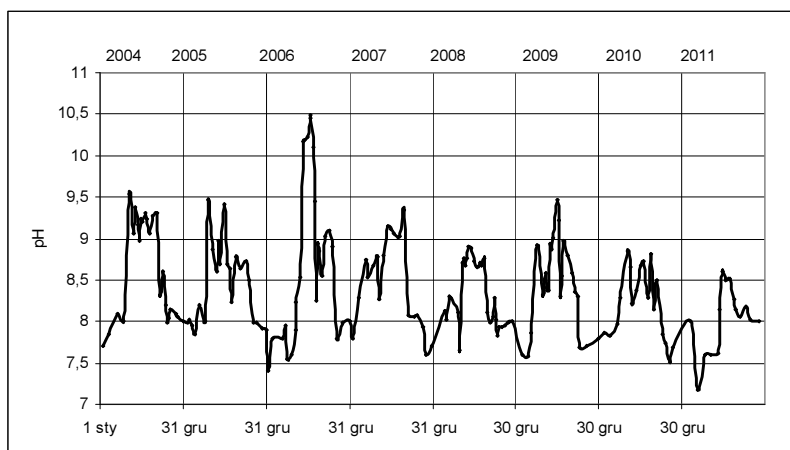


Rys. 8. Współczynnik nachylenia krzywej redukcji azotu azotanowego w hypolimnionie w latach 2004-2011

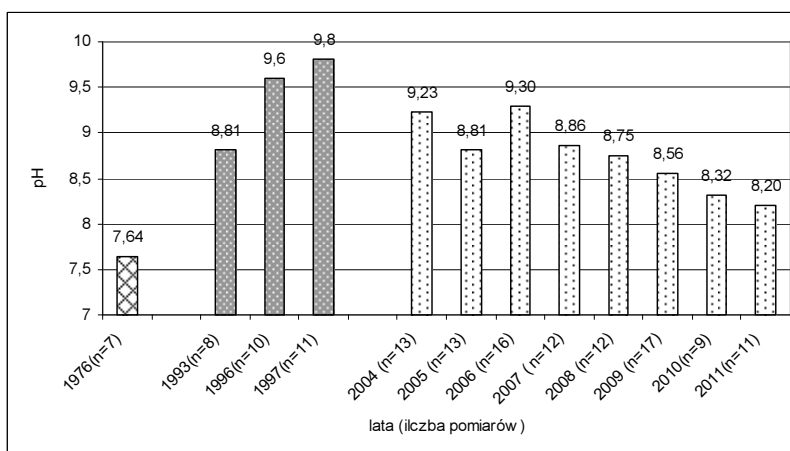
Zmniejszenie zasobności zbiornika Pławniowice w fosfor spowodowało widoczne zmiany intensywności procesów przemiany materii w powierzchniowej warstwie wody. Wskaźnikiem odzwierciedlającym intensywność produkcji pierwotnej jest

m.in. pH wody. Na rysunku 9 przedstawiono zmiany pH powierzchniowej warstwy wody w latach 2004-2011.

Na przestrzeni ośmiu lat odnotowano zauważalne obniżanie się pH wody od pH = 9,6 w 2004 roku do pH = 8,6 w 2011 roku. Można także zauważyć, że wartości najwyższe w poszczególnych latach pojawiały się coraz rzadziej. Wykonywanie pomiarów z częstotliwością co 7 dni w czasie stagnacji letnich daje podstawę do powyższego stwierdzenia.



Rys. 9. Zmiany pH powierzchniowej warstwy wody zbiornika Pławniowice w latach 2004-2011

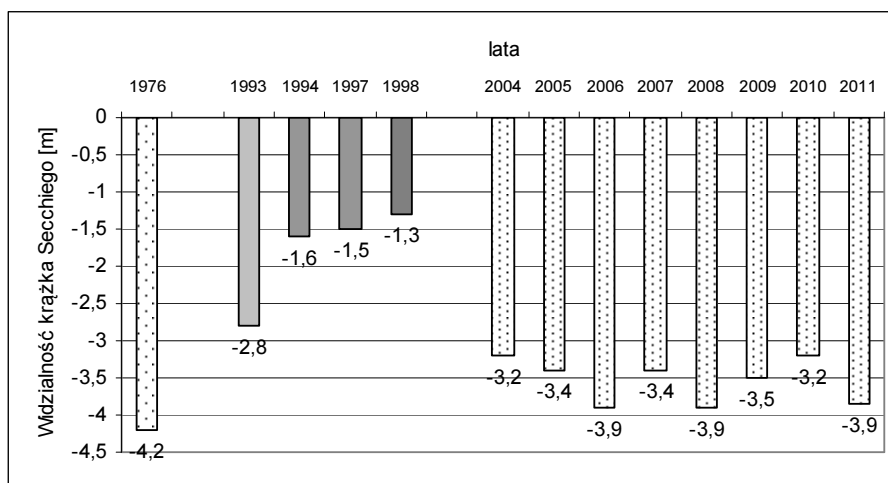


Rys. 10. Zmiany pH epilimnionu zbiornika Pławniowice w czasie stagnacji letniej w latach 1976-2011 - wartości średnie

Na rysunku 10 przedstawiono średnie wartości pH w epilimnionie w okresie stagnacji letniej. Przed rozpoczęciem rekultywacji zbiornika pH w epilimnionie systematycznie wzrastało. Z chwilą rozpoczęcia usuwania hypolimnionu obserwo-

wano stopniowe systematyczne obniżanie wartości tego wskaźnika. Także w przypadku wartości średnich na przestrzeni ośmiu lat rekultywacji odnotowano spadek pH o jedną jednostkę, czyli dziesięciokrotny.

Najbardziej spektakularnym wskaźnikiem zmian jakości wody jest przezroczystość. Jak wspomniano wyżej, badania zbiornika z lat 1993-1998 wykazały najmniejszą widzialność krążka Secchiego, wynoszącą w czasie stagnacji letniej $0,8 \pm 0,9$ m. Średnie wartości w tym okresie wynosiły od 2,8 do 1,3 m (rys. 11).



Rys. 11. Widzialność krążka Secchiego w czasie stagnacji letniej w latach 1976-2011, zbiornik Pławniowice - wartości średnie

Z chwilą uruchomienia na zbiorniku „rury Olszewskiego” widzialność krążka Secchiego wzrosła zadziwiająco szybko. Od ośmiu lat przezroczystość wody utrzymuje się przy wartościach powyżej 3 m widzialności krążka Secchiego, dochodząc do prawie 4 m.

5. Podsumowanie

Antropogeniczny zbiornik wodny Pławniowice jest trzecim w Polsce - po Jeziorze Kortowskim [2, 14] oraz Jeziorze Rudnickim Wielkim [15] - przykładem zastosowania metody usuwania hypolimnionu („rura Olszewskiego”) do rekultywacji ekosystemu limnicznego. Proces rekultywacji zbiornika Pławniowice metodą usuwania hypolimnionu prowadzony jest już 8 lat [8].

Prowadzone badania reakcji zbiornika na zabiegi rekultywacyjne oraz śledzenie zmian jakości wody, w szczególności przemian związków azotu i fosforu, wykazały, że w zbiorniku zachodzą korzystne zmiany. Zmniejszenie zasobności zbiornika w fosfor spowodowało wyraźne zmniejszenie intensywności procesów wewnątrz-zbiornikowych. Wyraźnemu osłabieniu uległ proces uwalniania fosforu z osadów

dennych. Maksymalne stężenie ortofosforanów w hypolimnionie zbiornika zmniejszyło się z 1,254 mgP-PO₄/dm³ w roku 2004 do 0,236 mgP-PO₄/dm³ w 2011 roku. Stała szybkości procesu wzbogacania wewnętrznego w okresie 1993-1998 wzrosła z 0,0034 mgP-PO₄/d do 0,0112 mgP-PO₄/d. W okresie rekultywacji stała szybkości zmniejszyła się z 0,0069 mgP-PO₄/d w 2004 roku do 0,0025 mgP-PO₄/d w 2011 roku.

Zmniejszyła się także szybkość reakcji amonifikacji. Maksymalne stężenie azotu amonowego w hypolimnionie zbiornika w czasie stagnacji letniej wynosiło w 2007 roku 4,25 mgN-NH₄/dm³. W kolejnych latach zmniejszało się i w roku 2011 wyniosło 1,95 mgN-NH₄/dm³. Szybkość reakcji amonifikacji zaczęła słabnąć w czwartym roku rekultywacji. W 2007 roku stała szybkości reakcji wynosiła 0,4545 mgN-NH₄/dm³/d, w 2011 roku zmniejszyła się do 0,0091 mgN-NH₄/dm³/d.

Od 1993 do 1998 roku średnie pH wody w okresie stagnacji letniej wzrosło z 8,80 do 9,88. W okresie ośmiu lat rekultywacji średnie pH wody obniżało się z 9,30 w 2004 roku do 8,22 w 2011 roku. W wyniku rekultywacji wzrosła przezroczystość wody. Przed rekultywacją - w 1998 roku - średnia widzialność krążka Secchiego w czasie stagnacji letniej wynosiła 0,9 m. W czasie rekultywacji wartość tego wskaźnika wynosiła od 3,0 do 3,85 m.

W ciągu kolejnych ośmiu lat osiągnano ujemny bilans fosforu. W ciągu pierwszych ośmiu lat rekultywacji do zbiornika wprowadzonych zostało 75 Mg P, w tym czasie odprowadzono ze zbiornika 103 Mg P. W ciągu ośmiu lat zmniejszono zasobność zbiornika w fosfor o 28 Mg. Całkowity ładunek fosforu odprowadzany ze zbiornika był co rok ponad 2-krotnie większy od ładunku doprowadzanego. Odprowadzany ze zbiornika ładunek ortofosforanów był ponad 3-krotnie większy od ładunku doprowadzanego. Po uwzględnieniu ładunków fosforu odprowadzonych ze zbiornika obciążenie hydrauliczne przed rozpoczęciem rekultywacji wynosiło od 2,2 do 3,3 gP/m²/rok. Jest to wartość ponad 10-krotnie większa od dopuszczalnej dla jezior o tej głębokości. Rekultywacja spowodowała, że w latach 2004-2010 występowало ujemne obciążenie hydrauliczne fosforem.

Wnioski

- Zastosowanie metody usuwania hypolimnionu („rura Olszewskiego”, metoda kortowska) na zbiorniku antropogenicznym Pławniowice dało pozytywne wyniki. Osiągnięto założony cel, jakim jest oligotrofizacja zbiornika, czyli zmniejszenie zasobności ekosystemu w substancje biogenne.
- Badania wykazały, że podstawą skuteczności rekultywacji ekosystemu limnicznego jest odpowiedni bilans wodny. W badanym zbiorniku warunki hydrologiczne umożliwiają wymianę praktycznie od 50 do 100% objętości hypolimnionu w ciągu roku.
- Oligotrofizacja zbiornika spowodowała poprawę jakości wody, w szczególności osłabienie procesu wzbogacania wewnętrznego, wzrost przezroczystości wody oraz obniżenie i zmniejszenie zakresu zmian pH epilimnionu.

- Podkreślić należy, że ciągłe funkcjonowanie urządzenia upustowego do odprowadzania wód hypolimnionu nie tylko poprawia obecnie stan ekologiczny, ale stanowi dla zbiornika także trwały mechanizm obronny przed niekorzystnymi skutkami eutrofizacji.

Literatura

- [1] Thomas E.A., Über Massnahmen gegen die Eutrophierung unserer Seen und zur Förderung ihrer biologischen Produktionskraft, Schweiz. Fisch. Zeit. 1944, 7/8, 7, 1-108.
- [2] Olszewski P., Usuwanie hypolimnionu jezior. Wyniki pierwszego roku eksperymentu na Jeziorze Kortowskim, Zesz. Nauk. WSR, Olsztyn 1959, 9(81), 331-339.
- [3] Gawrońska H., Wymiana fosforu i azotu między osadami a wodą w jeziorze sztucznie napowietrzonym, Acta Acad. Agricult. Tech. Olst. Protectio Aquarum et Piscatoria 1994, A, 19, Suppl. 3-50.
- [4] Januskiewicz T., Jeziora jako odbiorniki ścieków - skutki zanieczyszczenia i sposoby ochrony, Wiad. Ekol. 1972, 18(2), 141-147.
- [5] Larson D.P., Mauleg K.W., Schultz D.W., Brice R.M., Response of eutrophic Shagawa Lake, Minnesota, USA to point - source phosphorus reduction, Verh. Internat. Verein. Limnol. 1975, 19, 95-105.
- [6] Lossow K., Możliwości i uwarunkowania rekultywacji jezior w Polsce [Possibilities and conditions for lakes reclamation in Poland], XVI Sympozjum Problemy ochrony, zagospodarowania i rekultywacji antropogenicznych zbiorników wodnych, Zabrze 1995, 115-122.
- [7] Lossow K., Gawrońska H., Ochrona zbiorników wodnych, Przegląd Komunalny 2000, 9, 92-106.
- [8] Nurnberg G.K., Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique, American Society of Civil Engineers, J. Environmental Engineering Division 1987, 114, 1006-1017.
- [9] Kostecki M., Alokacja i przemiany wybranych zanieczyszczeń w zbiornikach zaporowych hydrowężła rzeki Kłodnicy i Kanale Gliwickim, Prace i Studia IPIŚ-PAN w Zabrzu, nr 57, 2003, 1-124.
- [10] Putz K., Benndorf J., The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs, Wat. Sci. Tech. 1998, 37(2), 317-324.
- [11] Premazzi G., Cardoso A.C., Rodari E., Austoni M., Chiaudani G., Hypolimnetic withdrawal coupled with oxygenation as lake restoration measures: the successful case of Lake Varese (Italy), Limnetica 2005, 24(1-2), 123-132.
- [12] Dunalska J., 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 2002, 11(6), 631-637.
- [13] Kostecki M., Dynamika przemian oraz wstępny bilans podstawowych form azotu i fosforu w zbiorniku zaporowym w Pławniowicach, Archiw. Ochr. Środow. 1978, 1, 57-85.
- [14] Psenner R., Long-term changes in the chemical composition of a meromictic lake after hypolimnion withdrawal, Verh. Internat. Verein. Limnol. 1988, 23, 516-533.
- [15] Kostecki M., Hypolimnetic withdrawal as a restoration technique of Pławniowice anthropogenic reservoir, The International Conference on prof. dr hab. Marek Kraska's 70-year jubilee and the 15th anniversary of the Department of Water Protection Faculty of Biology; Adam Mickiewicz University, "The Functioning of Water Ecosystems and their Protection", Toruń 2006.
- [16] Mientki C., Chemical properties of Kortowskie Lake waters after an 18 years experiment on its restoration. Part III. Dynamics of phosphorus compounds, Pol. Arch. Hydrobiol. 1977, 24(1), 25-35.

- [17] Mientki C., Bilans związków fosforu I azotu w rekultywowanym metodą usuwania wód hypolimnionu Jeziorze Rudnickim Wielkim w Grudziądzu (Balance of phosphorus and nitrogen compounds in Rudnickie Wielkie Lake in Grudziądz restored by hypolimnetic withdrawal), Proc. of the Conference „Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem metod rekultywacji”, Toruń 1993, 29-46.
- [18] Kostecki M., Stosunki termiczno-tlenowe zbiornika zaporowego w Pławniowicach (woj. śląskie) po 23 latach eksploatacji, *Archiw. Ochr. Środow.* 2001, 2, 97-124.
- [19] Nürnberg G.K., Hartley R., Davis E., Hypolimnetic withdrawal in two North American lakes with anoxic phosphorus release from the sediment, *Water Res.* 1987, 21, 923-928.
- [20] Dunalska J., Wisniewski G., Mientki Cz., Water balance as a factor determining the Lake Korytowskie restoration, *Limnological Review* 2001, 1, 65-72.
- [21] Vollenweider R.A., Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factor in Eutrophication, Water Management Research, OECD - DSA, Paris 1968.
- [22] Vollenweider R.A., Input-outputs models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology, *Schweiz. Z. Hydrol.* 1975, 37, 1-53.
- [23] Vollenweider R.A., Advances in defining critical loading level for phosphorus in lake eutrophication, *Mam. Inst. Ital. Idrobiol.* 1976, 33, 53-98.
- [24] Murphy T.P., Macdonald R.H., Lawrence G.A., Mawhinney M., Chain lake restoration by dredging and hypolimnetic withdrawal, [in:] *Aquatic Restoration in Canada*, ed. Y. Murphy, M. Munawar, *Ecovision World Monograph Series*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands 1999, 195-211.
- [25] Olszewski P., Versuch einer Abteilung des hypolimnischen Wassers aus einem See: Ergebnisse des ersten Versuchsjahres (The attempted diversion of hypolimnetic water of a lake: Results of the first year of experiments), *Ver. Internat. Verein. Limnolog.* 1961, XIV, 855-861.
- [26] Kumar Arun, Hypolimnetic Withdrawal for Lake Conservation, M. Sengupta, R. Dalwani (Editors), *Proceedings of Taal 2007: the 12th World Lake Conference: 2008*, 812-818.
- [27] Livingstone D.M., Schanz F., The effect of deep-water siphoning on small, shallow lake: A long-term case study, *Arch. Hydrobiol.* 1994, 132(1), 15-44.

The Restoration of the Pławniowice Anthropogenic Reservoir by Hypolimnetic Withdrawal

The restoration of Pławniowice anthropogenic reservoir (225 ha, 29 mln m³, max. depth 15 m) started in December 2003. Within eight years the reservoir experienced changes of water quality. In the 2004-2010 there have been obtained negative balances of phosphorus. The total load of phosphorus vented from the lake was every year more than twice as much as the load of the in-flow. The load of orthophosphates removed from the lake was more than three times greater than the load of the in-flow. During the first eight years of restoration to the lake there was entered 75 Mg P, including time from the lake was out-flowed 103 Mg P. Within eight years the ecosystem has been reduced in phosphorus by 28 Mg P. The restoration has caused that in the years 2004-2010 there existed negative order hydraulic phosphorus, ranging from -0.48 to -3.3 g p/m²/year. The oligotrophication of the lake caused a gradual decrease of release process of phosphate from the bottom sediments. The maximum concentration of the phosphate in hypolimnion went from 1.254 mgP-PO₄/dm³ in 2004 to 0.236 mgP-PO₄/dm³ in 2011. The rate constant internal enrichment process in the period 1993-1998 increased from 0.0034 mgP-PO₄/d to 0.0112 mgP-PO₄/d, during the period the rehabilitation of the rate constant decreased from 0.0069 mgP-PO₄/d in 2004 to 0,0025 mgP-PO₄/d in 2011. The maximum concentration of ammonia nitrogen in hypolimnion, at the time of summer stagnation would be 4.25 mgN-NH₄/dm³ in 2007. In subsequent years alleviated and in 2011 amounted 1.95 mgN-NH₄/dm³.

The speed of response amination began to ease in the fourth year of remediation. In 2007 rate constant response was $0.4545 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3/\text{d}$, in 2011 it decreased to $0.0091 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3/\text{d}$.

In the period from 1993 to 1998 average pH of the water during the period of summer stagnation rose from 8.80 to 9.88. During the period of eight years the restoration the average pH of the water's fixed with 9.30 in 2004 to 8.22 in 2011. As a result of the restoration of the transparency of water increased. Before restoration - in 1998 - the average disc of Secchi disc visibility at the time of summer stagnation was 0.9 m. during the rehabilitation of the value of this indicator ranged from 3.0 to 3.85 m. The application of methods of hypolimnetic withdrawal („Olszewski-tube”, kortowska method) gave positive results. It must be emphasized that sustained, ongoing operation of the “Olszewski-tube” device to drainage of hypolimnion not only improves currently ecological status but provides for the tank also lasting defensive mechanism from the adverse effects of the eutrophication.

Keywords: hypolimnetic withdrawal, lakes restoration, nutrients budget, Plawniowice