

*Advanced water revitalization processes
in the Pasternik dam reservoir in Starachowice*

Zawansowane procesy rewitalizacji wody w zbiorniku zaporowym Pasternik w Starachowicach

DOI: 10.15199/62.2022.9.?

Mech. and biotechnol. methods were used to revitalize the Pasternik reservoir. The dredging process was carried out to restore water retention in zones intensively shallowed by bottom debris. Then, highly effective biomixts. of microorganisms were used to actively biodegrade org. matter in sediments as well as pollutants and nutrients present in water. A significant increase in transparency of water, redn. in nutrient load, and decrease in the layer of soft org. fractions deposited on the bottom of the reservoir were achieved. The conditions of the euphotic zone were dramatically improved.

Keywords: revitalization processes, revitalization, dredging process, biomixtures, Pasternik reservoir

Remediacja zbiorników zaporowych niejednokrotnie wymaga zastosowania wielu skojarzonych metod odnowy wód i usuwania osadów dennych. Tego typu rezerwuary należą do zbiorników sztucznych, przystosowanych do wielu funkcji użytkowych^{1,2)}. Wiele zbiorników wodnych podlega procesom sukcesywnej eutrofizacji o zmiennym natężeniu³⁾. Proces emisji zanieczyszczeń oraz ich charakter zależą od uwarunkowań terenowych, w których dany zbiornik się znajduje. Szczególną rolę odgrywają tutaj formy użytkowania terenu w zlewni zbiornika oraz formy ochrony przyrody w regionie⁴⁻⁶⁾. Pogarszanie się jakości

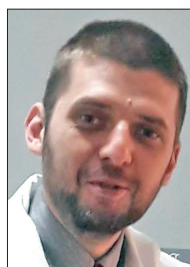
W procesie rewitalizacji zastosowano mieszane mechaniczne metody remediacji wód, takie jak refulacja strefowa, pogłębianie strefowe za pomocą pogłębiarek chwytakowych oraz wycinka biomasy makrofitów zanurzonych i wynurzonych harwesterem wodnym na większym obszarze zbiornika. Następnie zaaplikowano biopreparaty kierunkowe w celu przyspieszenia procesów biodegradacji zanieczyszczeń organicznych w wodach zbiornika zaporowego. Odnotowano znaczące zmniejszenie osadów dennych (miękkich frakcji organicznych) w obszarze, gdzie nie stosowano metod mechanicznych. Wprowadzenie mikrobiologicznych preparatów znacząco złagodziło zaburzenia wynikające z inwazyjnej ingerencji metod mechanicznych oraz poprawiło strefę eufotyczną wody i korzystnie wpłynęło na poprawę profilu tlenowego od wody przydennej do powierzchniowej.

Słowa kluczowe: procesy rewitalizacji, rewitalizacja, remediacja, biopreparaty, osady denne, zbiornik zaporowy Pasternik

wody w takich rezerwuarach wymaga niejednokrotnie aktywnych działań w celu utrzymania dobrej jakości wód i możliwości jej dalszego wykorzystania. Właściwie przygotowany plan zarządzania zlewnią pozwala na podjęcie odpowiednich działań i skuteczną eliminację zanieczyszczeń negatywnie zaburzających parametry jakościowe środowiska wodnego^{7, 8)}.

Większość działań podejmowanych w celu odnowy wód i przywracania pierwotnych parametrów sztucznego jeziora należy do metod remediacji. W zależności od charakteru degradacji oraz form zanieczyszczeń wód, dobór stoso-

Dr Robert MAZUR (ORCID: 0000-0001-7869-1823) jest adiunktem na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie. Specjalność – przemiany zanieczyszczeń organicznych w środowisku wodnym, w tym w ściekach komunalnych i przemysłowych.



Dr inż. Zbigniew KOWALEWSKI* (ORCID: 0000-0001-6010-4993) jest adiunktem na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie. Specjalność – zagadnienia związane z procesem eutrofizacji, oczyszczaniem ścieków i analizą danych.

* Adres do korespondencji:

AGH, Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie, al. Mickiewicza 30a, 30-059 Kraków, tel.: (12) 617-52-14, e-mail: kowalew@agh.edu.pl

wanych metod remediacyjnych może się znacząco różnić w konkretnych przypadkach^{9, 10}.

Zbiornik zaporowy Pasternik stanowi przykład jeziora, które przez wieloletnia podlegało presji zanieczyszczeń wód wnoszonych przez wody rzeki Kamiennej (woj. świętokrzyskie). Zalew jest zlokalizowany w obszarze przemysłowym zlewni. Czasza zbiornika jest podzielona na dwa baseny: ujęciowy i rekreacyjny, średnia powierzchnia wynosi 52,3 ha. Do 1996 r. ograniczono jego funkcję retencyjną oraz zaprzestano eksploatacji jako rezerwuaru wód przemysłowych. Od 2005 r. ok 12,6 ha zbiornika stanowi użytek ekologiczny podlegający ochronie prawnej i stanowiący ostoję wielu dzikich gatunków ptactwa wodnego oraz zróżnicowanych formacji biocenoz zaliczanych do nektonu^{11, 12}. W ostatnim dziesięcioleciu monitoring wód zbiornika wykazał znaczące pogorszenie jakości wód Pasternika oraz zmniejszenie strefy eufotycznej. Zagrożenia środowiskowe, które negatywnie wpływały na zaburzenia w ekosystemie wodnym, również przekładały się na ograniczenia w jego funkcjach rekreacyjnych (w tym wędkarstwie). Na podstawie wyników monitoringu oraz oceny ryzyka środowiskowego przygotowanej przez zespół ekspertów, przygotowano plan rewitalizacji zbiornika mający na celu zarówno zwiększenie pojemności retencyjnej zbiornika, jak i przywrócenie równowagi biologicznej zaburzonego środowiska wodnego zalewu.

Część badawcza

Charakterystyka obszaru badań

Prace remediacyjne przeprowadziła firma biotechnologiczna ACS Poland Sp. z o.o. w pełni sezonu wegetacyjnego (czerwiec–lipiec) w 2021 r. W strefie dopływu Kamiennej skoncentrowano się na mechanicznym odmulaniu i przywróceniu części utraconej pojemności retencyjnej zbiornika. Prace techniczne prowadzono za pomocą pogłębiarek chwytakowych oraz refulera z pompą wysokociśnieniową Drag-Flow. W strefie basenu rekreacyjnego przerzedzono formację makrofitów zanurzonych i wynurzonych przystosowanymi do tego celu harwestarami wodnymi. Po zakończeniu prac mechanicznych do basenu rekreacyjnego wprowadzono biomieszanke efektywnych mikroorganizmów. Aplikację biopreparatu ACS ODO prowadzono na poziomie strefy dennej, a 0,5 m od powierzchni lustra wody dozowano biomieszanke

ACS Aqua⁷). Wprowadzone konsorcja mikroorganizmów zintensyfikowały procesy biodegradacji związków organicznych w osadach dennych i wodzie powierzchniowej zbiornika.

Metodyka badań

W celu sprawdzenia efektywności prowadzonych procesów bioremediacyjnych wykonano monitoring wybranych parametrów jakościowych osadów dennych oraz wody w obszarze aplikacji biopreparatów.

Wykonano pomiary miąższości osadów dennych (miękkich frakcji organicznych) za pomocą tyczki geodezyjnej z kamerą endoskopową. Zbadano grubość osadów w 47 punktach zbiornika, gdzie prowadzono aplikację biopreparatów. Przezroczystość wody zmierzono krążkiem Secchiego w 7 punktach. Parametry fizykochemiczne mierzono w 6 punktach. W każdym z wytypowanych punktów P1–P6 oznaczono takie parametry, jak pH wody jeziora, stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie (O₂, mg/L) w strefach: przydennej do 20 cm od dna i 0,3 m od lustra wody, potencjał redox (oksydacyjno-redukcyjny wody), mV, sondą ORP, przewodność roztworu wodnego, mS/L, i temperaturę, °C. Pomiary wykonano multimetrem CX-461 firmy Elmetron.

Oznaczenia próbek wody obejmowały pomiary ChZT¹³, BZT₅¹⁴, fosforu ogólnego¹⁵, azotanów¹⁶, azotu amonowego¹⁶, azotu ogólnego¹⁷ i chlorofilu-a¹⁸). Analizy laboratoryjne próbek osadów dennych z 6 punktów obejmowały oznaczenia: azotanów¹⁶, azotu amonowego¹⁶, azotu ogólnego¹⁷, fosforu ogólnego¹⁵ i suchej masy (metodą wagową, temp. suszenia 70°C/24 h).

Analiza statystyczna polegała na porównywaniu parametrów wyników z okresu przed i po rekultywacji. Jako że badane próbki wykazywały zgodność z rozkładem normalnym (test Shapiro i Wilka) oraz homogeniczność wariancji (test Lavena), zastosowano test t-Studenta. Przedział ufności przyjęto jako $\alpha = 0,05$. Do analiz zastosowano język R z nakładką R-Studio¹⁹.

Wyniki badań

Wyniki oznaczeń chlorofilu-a w próbkach wód przed rewitalizacją wskazywały na podniesioną wartość tego parametru, 10,12–14,5 µg/L. Obliczono wartość indeksu Carlsona, TSI (CHL) = 53–56, która jest charakterystyczna dla zbiorników eutrofizujących.

Dr Aleksandra WAGNER (ORCID: 0000-0001-8196-6170) w roku 1985 ukończyła studia na Wydziale Biologii Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie. W 1989 r. uzyskała stopień doktora na tym samym wydziale. Obecnie pracuje jako adiunkt w Katedrze Fotogrametrii, Teledetekcji Środowiska i Inżynierii Przestrzennej na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie. Specjalność – inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka.



Dr hab. inż. Agnieszka WŁODYKA-BERGHIER, prof. AGH (ORCID: 0000-0001-5045-7314), jest profesorem na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie. Specjalność – zastosowanie jednostkowych procesów do oczyszczania wód i ścieków.

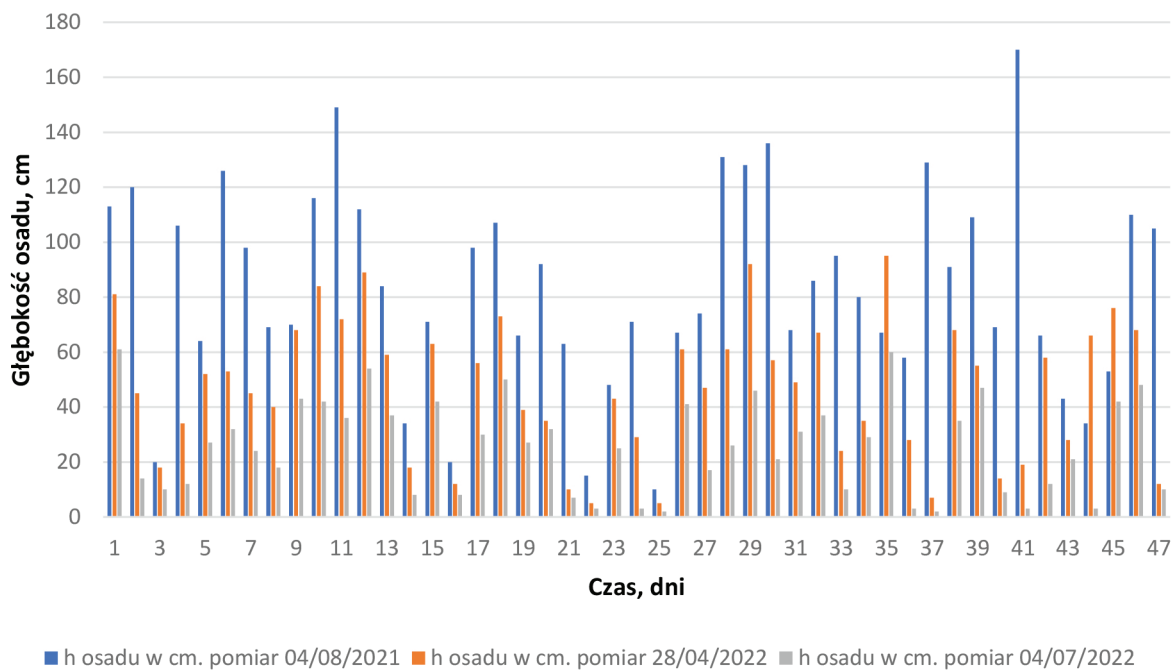


Fig. 1. Changes in bottom sediment thickness during the 2021 study period (July–November).

Rys. 1. Zmiany grubości osadów dennych w okresie badań w 2021 r. (lipiec–listopad)

Wyniki monitoringu 23.07.2021 r. wykazały wysoki poziom kumulacji miękkich frakcji organicznych w strefie dennej zbiornika Pasternik (rys. 1). Pomiaru wykonane w kolejnych etapach badań do listopada 2021 r. potwierdziły zmniejszenie się grubości osadów dennych ze zmienną dynamiką redukcji (rys. 1).

We wszystkich 47 punktach pomiarowych odnotowano zmniejszenie się grubości osadów w zakresie 4–78% do września 2021 r. W kolejnym sezonie do początku lipca odnotowano kolejną serię zmniejszania grubości osadów w zakresie 10,5–98% w porównaniu z grubością osadów przed okresem remediacji zbiornika.

W punktach, gdzie zalegające frakcje wykazywały się znaczącą grubością, odnotowano szczególnie duże zmniejszenie. W zbiorniku wykonywano również wiele mechanicznych zabiegów, które mogły wpłynąć negatywnie na tempo zmniejszania grubości osadów, jednak nie odnotowano takiego wpływu. Badania te, przy tak dużej liczbie pomiarów, potwierdzają sukces zastosowanej metody rewitalizacji mikrobiologicznej. Proces zamulania jest charakterystyczny dla zbiorników zaporowych, a zalegające osady w górnej strefie mogą charakteryzować się znacznym udziałem materii organicznej, której procesy rozkładu mają istotny wpływ na zaburzenie równowagi ekologicznej środowiska wodnego zbiornika²⁰. W badanym czasie założono, że rozwój mikroorganizmów wprowadzonych do zbiornika zachodzi w najbardziej dynamiczny sposób, co przekłada się na proces intensyw-

nej biodegradacji organiki, w tym osadów dennych (stanowiącej źródła węgla organicznego dla efektywnych mikroorganizmów z zastosowanych biopreparatów²¹). Odnotowano również intensywną poprawę przejrzystości wody w okresie prowadzonych badań w zbiorniku we wszystkich punktach pomiarowych (P1–P7). Wzrost przejrzystości kształtował się od 62% aż do 9-krotności w punkcie

7 (rys. 2). Tak znacząca poprawa przenikalności światła wiąże się z polepszeniem warunków środowiskowych strefy eufotycznej oraz stymulacji rozwoju wielu gatunków organizmów planktonicznych oraz nektonu²².

W okresie badań jakości wody odnotowano również diametralną zmianę stężenia tlenu rozpuszczonego, która przed rozpoczęciem procesów rewitalizacji w obszarze dna charakteryzowała się prawie całkowitą deplecją. W wodzie powierzchniowej stężenie O₂ wynosiło 1,4–8,28 mg/L. Badania we wrześniu wykazały zwiększenie się stężenia w strefie dennej, które osiągnęło zakres 6,6–7,5 mg/L (tabela). W warstwie powierzchniowej nie obserwowano statystycznie istotnych zmian w porównaniu z wynikami z lipcowej kampanii pomiarowej (tabela). Poprawa natlenienia wody w profilu głębokościowym stanowi kolejne kluczowe



Fig. 2. Changes in water clarity level during the 2021 study period (July–November)

Rys. 2. Zmiany poziomu przejrzystości wody w okresie badań w 2021 r. (lipiec–listopad)

Table. Average concentration of physicochemical parameters in collected water and sediment samples

Tabela. Średnie stężenia parametrów fizyko-chemicznych w badanych próbkach wody i osadów dennych

Oznaczany parametr		Data	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Badania próbek osadów dennych	zawartość azotu amonowego, % s.m.	21.07.	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
		21.11.	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
	sucha masa, % s.m.	21.07.	< 1	8,98	11,8	9,35	11,3	10,6	5,55
		21.11.	< 1	3,15	4,21	3,32	2,75	3,45	1,11
	zawartość azotu ogólnego, % s.m.	21.07.	0,09	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
		21.11.	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
	fosfor (P), % s.m.	21.07.	20	0,2	0,32	0,18	0,051	0,13	0,06
		21.11.	0,09	0,45	0,54	0,23	0,09	0,47	0,26
azotany, mg/kg s.m.	21.07.	6,6	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	
	21.11.	20	10	15	11	16	19	30	
Badania próbek wody powierzchniowej oraz pomiary <i>in situ</i>	temperatura, °C	21.07.	22,7	23,5	24,1	23,7	23,5	24,2	23,2
		21.11.	6,6	6,6	6,6	6,5	6,4	6,5	6,6
	pH	21.07.	7,2	7,3	7,4	7,4	7,5	7,7	7,4
		21.11.	7,4	7,6	7,6	7,6	7,7	7,7	7,8
	* stężenie O ₂ (pomiary <i>in situ</i>), mg/L	21.07.	a) 3,63 b) 0,12	a) 3,36 b) 0,10	a) 1,42 b) 0,07	a) 6,70 b) 0,11	a) 7,25 b) 0,12	a) 8,28 b) 0,05	a) 2,19 b) 0,07
		21.09.	a) 7,44 b) 7,39	a) 7,42 b) 7,18	a) 6,62 b) 6,57	a) 7,08 b) 6,80	a) 7,13 b) 7,06	a) 7,55 b) 7,63	a) 6,99 b) 6,87
	przewodność elektryczna właściwa (PEW) w temp. 20°C, S/cm	21.07.	296	289	263	278	276	267	267
		21.11.	341	275	271	277	281	262	267
	potencjał redox przy elektrodzie Ag/AgCl 3.5M KCl, mV	21.07.	243	209	153	152	304	317	302
		21.11.	496	499	511	502	515	504	505
	potencjał redox (względem standardowej elektrody odniesienia), mV	21.07.	456	422	366	365	517	530	515
		21.11.	721	724	736	727	740	729	730
	ChZT _{C_r} , mg/L	21.07.	47	47	49	73	56	52	43
		21.11.	35,6	31,7	31,2	31,8	31,8	32,9	32
	BZT ₅ , mg/L	21.07.	4,1	4	4,8	4,2	4,3	4,5	3
		21.11.	5,2	5,2	5,1	4,1	4,3	4,3	4,7
	fosfor ogólny, mg/L	21.07.	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
		21.11.	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
	azot azotanowy, mg/L	21.07.	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
		21.11.	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
azot amonowy, mg/L	21.07.	0,05	0,05	0,06	0,12	< 0,04	0,04	0,13	
	21.11.	0,1	0,11	0,08	0,08	0,09	0,07	0,08	
azot ogólny, mg/L	21.07.	0,79	0,69	0,67	0,63	0,61	0,63	0,67	
	21.11.	0,62	0,67	0,67	0,67	0,68	0,69	0,63	

*a) w strefie wody powierzchniowej (ok. 30 cm od lustra wody), b) w strefie przydennej

kryterium wpływające na optymalne parametry życiowe dla wielu wrażliwych gatunków organizmów wodnych (w tym bentosowych)²³. Wraz z poprawą parametrów tlenowych wody, obserwowano wzrost wartości redoks (tabela). Są to zależności liniowe, które silnie korelują wprost proporcjonalnie ze sobą w środowisku wód powierzchniowych.

Przewodność właściwa wody nie uległa znaczącym zmianom, również pH nie zmieniło się w badanych punktach pomiarowych, co wskazuje, że prowadzone prace rewitalizacyjne nie zaburzały środowiska wodnego (tabela).

Nie odnotowano również istotnych zmian w stężeniach wybranych form biogenów (azotu i fosforu) w badanych próbkach wody (tabela). Wyniki wskazują na nieznaczny spadek wartości ChZT, który wynika ze zmniejszenia zawiesiny (będącej wcześniej przyczyną spadku przejrzystości wody (tabela). Z analizy stężeń BZT₅ nie można wnioskować o istotnych zmianach, są one znikome (tabela). W trakcie intensywnych procesów rozkładu zanieczyszczeń organicznych bardzo często w pierwszym sezonie obserwuje się nadpodaż biogenów w wodzie powierzchniowej²⁴.

W wypadku zbiornika Pasternik brak zmian wynikał prawdopodobnie z aktywności formacji makrofitów wodnych²⁵), które pomimo ich częściowej wycinki, nadal bujnie występowały w obu basenach zbiornika.

W próbkach osadów dennych odnotowano zwiększenie stężenia azotanów i fosforu ogólnego (tabela). Ponieważ osady denne charakteryzują się większą gęstością, to ładunki zanieczyszczeń organicznych są w takich osadach znacząco większe niż w wodzie powierzchniowej. W trakcie procesów nitrifikacji zachodzi uwalnianie zarówno azotanów, jak i fosforu ogólnego z form organicznych²⁶). Sytuację taką będzie się obserwować do czasu całkowitej mineralizacji tej frakcji osadów. Dopiero w późniejszym etapie makrofity wodne mogą istotnie wpłynąć na ich dalsze zmniejszenie przez bioakumulację w swojej biomacie²⁵). Zaskakujący jest brak zmian w stężeniach azotu amonowego i ogólnego (w pierwszym etapie procesów biologicznej degradacji martwej materii organicznej ich wzrost był również spodziewany²⁴). Spadki w stężeniu suchej masy mogą wskazywać na sukces procesu mineralizacji miękkiej frakcji organicznych osadów dennych. Niestety nie wykonano badań na określenie suchej masy organicznej i mineralnej, które pozwoliłyby jednoznacznie ocenić charakter procesów rozkładu.

Analizy statystyczne potwierdziły wcześniejszą interpretację, że parametry, takie jak azot ogólny i amonowy, fosfor ogólny, przewodność elektryczna właściwa (PEW) oraz BZT₅ nie wykazywały różnic, wartości tych parametrów zarówno przed, jak i po rekultywacji były na jednakowym poziomie. Potencjał redoks i pH wykazywały wzrost wartości: potencjał redoks znaczny, a pH istotny i w pozytywnym zakresie. W sposób znaczący malała zawartość ChZT oraz wysokość osadów dennych. Zawartość tlenu w warstwie przypowierzchniowej wzrosła minimalnie, lecz w sposób istotny, natomiast znaczący wzrost zawartości tlenu miał miejsce w warstwie przydennej. Wzrastała także przejrzystość. Jediną negatywną odnotowaną zmianą był niewielki wzrost zawartości azotanów.

Podsumowanie

Pogorszenie jakości wody w zbiorniku zaporowym Pasternik negatywnie wpływało na jego funkcje eksploatacyjne. Przez wieloletnia obserwacja wysoki poziom sedymentacji namulów organicznych oraz spadek stężenia tlenu w wodzie przydennej. Wysoka trofia była przyczyną intensywnych procesów zakwitnięcia glonów w sezonie wegetacyjnym i złej jakości wody.

Prowadzone badania monitoringowe jakości wody oraz osadów dennych potwierdziły istotne efekty poprawy jakości wody w zbiorniku oraz wykazały spadki suchej masy osadów i zmniejszenie ich grubości. Zmniejszenie się warstwy miękkich frakcji organicznych na dnie oraz poprawa przejrzystości są niewątpliwie pozytywnymi efektami zastosowanej metody bioremediacji mikrobiologicznej.

Zwiększenie stężenia tlenu w strefie przydennej przyniosło wymierne skutki w poprawie parametrów jakościowych środowiska wodnego dla rozwoju i reprodukcji organizmów wodnych.

Zaskakujący jest brak znaczącego wzrostu wybranych form biogenów w trakcie prowadzonych prac rewitalizacyjnych (z reguły w pierwszym sezonie obserwowano ich wzrosty, które dopiero w kolejnych sezonach spadały, przynosząc korzystne efekty długofalowe dla środowiska wodnego). W tym wypadku makrofity zdołały wbudować te związki mineralne w swoją biomę i powstrzymały ich nadpodaż w wodzie oraz procesy eutrofizacji.

Opisany przypadek bioremediacji mikrobiologicznej przyniósł sukces w poprawie jakości wody w bardzo krótkim czasie, co jest niespotykane w tego typu technologiach.

Otrzymano: 08-08-2022

LITERATURA

- [1] P.J. Agrell, B.J. Lence, A. Stam, *J. Multi-Criteria Decis. Anal.* 1998, **7**, nr 2, 61.
- [2] S.E. Jorgensen, H. Löffler, W. Rast, M. Straskraba, *Lake and reservoir management*, Elsevier, 2005.
- [3] B.S.O. De Ceballos, A. König, J.F. De Oliveira, *Water Res.* 1998, **32**, nr 11, 3477.
- [4] F. Wang, S.C. Maberly, B. Wang, X. Liang, *Inland Waters* 2018, **8**, nr 2, 130.
- [5] A.K. Hughes, H.W.M. Hewlett, C. Elliott, [w:] *Proceedings of the biennial conference of the BDS held at the University of Bath on 14-17 June 2000*, (red. P. Tedd), Thomas Telford Publishing, 2000, 148.
- [6] R.P. Osti, *Integrating flood and environmental risk management: principles and practices*, ADB, PRC 2018.
- [7] A. Mazur, A. Wagner, R. Mazur, D. Bedla, *Przem. Chem.* 2020, **99**, nr 9, 1344.
- [8] M.T. Kopacz, Z. Kowalewski, L. Santos, R. Mazur, V. Lopes, A. Kowalczyk, D. Bar-Michalczuk, *J. Water Land Dev.* 2021, nr 51, 225.
- [9] B. Sępioł, P. Wilniewicz, W. Błoński, K. Pytel, M. Urbański, Ł. Maślikowski, P. Maślikowski, *Chrońmy Przyr. Ojczystą* 2017, **73**, nr 6, 451.
- [10] S.J. Yu, J.Y. Lee, S.R. Ha, *J. Environ. Sci.* 2010, **22**, nr 6, 908.
- [11] R.R. Sangpal, U.D. Kulkarni, Y.M. Nandurkar, *ARPN J. Agric. Biol. Sci.* 2011, **6**, nr 3, 34.
- [12] X. Zhang, X. Zhao, *Acta Sci. Circumst.* 2015, **35**, nr 3, 750.
- [13] PN-ISO 15705:2005, *Jakość wody. Oznaczanie indeksu chemicznego zapotrzebowania tlenu (SP-ChZT). Metoda zminiaturyzowana z zastosowaniem szczelnych próbek*.
- [14] PN-EN 1899-2:2002, *Jakość wody. Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZTn). Cz.2. Metoda do próbek nierozcieńczonych*.
- [15] PN-EN ISO 15681-2:2019-02, *Jakość wody. Oznaczanie ortofosforanów oraz fosforu ogólnego za pomocą analizy przepływowej (FIA i CFA). Cz.2. Metoda ciągłej analizy przepływowej (CFA)*.
- [16] PN-EN ISO 11732:2007, *Jakość wody. Oznaczanie azotu amonowego. Metoda analizy przepływowej (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną*.
- [17] PN-EN ISO 11905-1:2001, *Jakość wody. Oznaczanie azotu. Cz.1. Metoda mineralizacji nadtlenodwusiarczanem*.
- [18] PN-C-05560-02:1986, *Woda i ścieki. Badania zawartości chlorofilu w wodach powierzchniowych. Oznaczanie chlorofilu alfa w glonach planktonowych metodą spektrofotometryczną monochromatyczną z poprawką na feopigment alfa*.
- [19] R Core Team (2013). *R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria, <http://www.R-project.org/>.
- [20] D.J. McCauley, G.M. DeGraeve, T.K. Linton, *Environ. Sci. Policy* 2000, **3**, 133.
- [21] F. Ape, E. Manini, G.M. Quero, G.M. Luna, G. Sara, P. Vecchio, S. Mirto, *Chemosphere* 2019, **226**, 715.
- [22] F. Yousef, R. Shuchman, M. Sayers, G. Fahnenstiel, A. Henareh, *J. Great Lakes Res.* 2017, **43**, nr 2, 239.
- [23] H. Ando, H. Maki, N. Kashiwagi, Y. Ishii, *J. Oceanogr.* 2021, **77**, nr 6, 843.
- [24] J. Mazurkiewicz, A. Mazur, R. Mazur, K. Chmielowski, W. Czekala, D. Janczak, *Water* 2020, **12**, nr 11, 3002.
- [25] S.B. Kurniawan, A. Ahmad, N.S. Said, M.F. Imron, S.R. Abdullah, A.R. Othman, H.A. Hasan, *Sci. Total Environ.* 2021, **790**, 148219.
- [26] W. Balzer, *Limnol. Oceanogr.* 1984, **29**, nr 6, 1231.