

## WSTĘPNA OCENA ZAWARTOŚCI BIOGENÓW W WODACH ZALANYCH NIECZYNNYCH KAMIENIOŁOMÓW POŁOŻONYCH NA TERENACH WIEJSKICH

Bartosz Jawecki<sup>1\*</sup>, Jerzy Mirski<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instytut Architektury Krajobrazu, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

<sup>2</sup> Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

\* Autor do korespondencji: bartosz.jawecki@upwr.edu.pl

### STRESZCZENIE

W pracy przedstawiono wyniki badań zawartości biogenów ( $N_{og.}$ ,  $NH_4$ ,  $NO_3$ ,  $NO_2$ ,  $P_{og.}$ ,  $PO_4$ ) w wodach nieczynnych kamieniołomów, których celem była ocena ich stanu. Średnia zawartość  $N_{og.}$  mieściła się w granicach  $1,10\text{--}3,50\text{ mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$  a  $P_{og.}$  w przedziale  $0,39\text{--}1,08\text{ mgP}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Nie stwierdzono zagrożenia zbiorników azotanami ze źródeł rolniczych, maksymalne stężenie  $NO_3$  wynosiło  $1,06\text{ mgNO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$ . Wysokie stężenie  $P_{og.}$  ( $>0,1\text{ mgP}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) powoduje eutrofizację, występującą we wszystkich zbiornikach, objawiająca się zakwitami glonów oraz wpływa na złą ocenę stanu wód. Najgorszą jakość wód odnotowano w zalanych kamieniołomach KG-3 i KG-2 będących pod presją ze strony ścieków z gospodarstw rolnych. Badane wskaźniki zanieczyszczeń wód w kamieniołomach KG-1, KŁ-4, KM-5 spełniają wymagania kategorii A1 i potencjalnie mogą być źródłem wody do spożycia (po uzdatnieniu).

**Słowa kluczowe:** jezioro kopalniane, zbiornik wodny, kamieniołom, biogeny, azotany, fosforany, jakość wody

## PRELIMINARY EVALUATION OF NUTRIENTS CONCENTRATION IN QUARRY LAKES LOCATED ON THE RURAL AREAS

### ABSTRACT

The paper presents the results of the research of nutrients concentration (total nitrogen – TN,  $NH_4$ ,  $NO_3$ ,  $NO_2$ , total phosphorus – TP,  $PO_4$ ) in the waters of inactive quarries. The aim of research was to assess the condition of quarry lakes. Average concentration of TN was within  $1.10\text{--}3.50\text{ mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$  and TP in the range of  $0.39\text{--}1.08\text{ mgP}\cdot\text{dm}^{-3}$ . No risk of reservoir enrichment by nitrates from agricultural sources was found, the maximum  $NO_3$  concentration was  $1.06\text{ mgNO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$ . High concentration of TP ( $>0,1\text{ mgP}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) causes eutrophication, occurring in all reservoirs, manifested by algal blooms and affects poor water status assessment. The worst water quality was found in the quarry lakes KG-3 and KG-2 exposed to the sewage from farms. The examined indicators of water pollution in quarry lakes KG-1, KŁ-4, KM-5 fulfill the requirements of category A1 and potentially may be a source of water for consumption (after water treatment).

**Keyword:** quarry lake, water reservoir, quarry, nutrients, nitrates, phosphates, water quality



SIEĆ NA RZECZ  
INNOWACJI W ROLNICTWIE  
I NA OBSZARACH WIEJSKICH



Krajowa Sieć  
Obszarów Wiejskich



„Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich: Europa inwestująca w obszary wiejskie”.

Artykuł opracowany na zlecenie Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie.

Artykuł współfinansowany ze środków Unii Europejskiej w ramach II Schematu Pomocy Technicznej

„Krajowa Sieć Obszarów Wiejskich” Program Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014–2020.

Instytucja Zarządzająca Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014–2020

– Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi.

## WSTĘP

W nieczynnych wyrobiskach, w tym kamieniołomach, po zaprzestaniu eksploatacji mogą tworzyć się jeziora kopalniane (z ang. mine (pit) or quarry lakes) [Axler i in. 1998, Klapper i Geller 2001, Ramstedt i in. 2003, Doupé i Lymbery 2005, Kleeberg i Grüneberg 2005, Nixdorf i in. 2005, McCullough 2008, Schultze i in. 2010, Czerniawska-Kusza i Brożonowicz 2014, Jawecki 2017, Jawecki i in. 2018], które powstają w wyniku wypełnienia niecki wyrobiska wodą gruntową, opadową oraz wodą pochodzącą ze spływów opadowych [Axler i in. 1998, Galas 2003, Filippova i Deryagin 2005, Kleeberg i Grüneberg 2005, Nixdorf i in. 2005, McCullough i Lund 2006, McCullough 2008], czasami dodatkowo zatapiane są przez ludzi wodami z rzek lub potoków [Axler i in. 1998, Kleeberg i Grüneberg 2005, Schultze i in. 2010, Wachowiak i Wachowiak 2010, Singleton i in. 2013]. Zbiorniki te mogą mieć różną głębokość, powierzchnię i objętość, zależną od rodzaju wydobywanego surowca i technologii wydobycia, gromadząc nawet setki mln m<sup>3</sup> wody [Doyle i Runnells 1997, Axler i in. 1998, Ramstedt i in. 2003, Denimal i in. 2005, Kleeberg i Grüneberg 2005, Nixdorf i in. 2005, Molenda 2006, McCullough i Lund 2006, Kołodziejczyk 2009, Schultze i in. 2010, Chudzik 2012, Singleton i in. 2013, Kumar i in. 2016, Jawecki i in. 2018].

Jeziora kopalniane mogą służyć do gromadzenia wody, przechwytywania wód powodziowych, a zmagazynowana w nich woda może być wykorzystywana jako źródło wody: pitnej lub przemysłowej, do chowu i hodowli ryb, nawodnień rolniczych i ogrodniczych, do zwiększenia przepływów w ciekach w okresach suszy, a także do turystyki wodnej i rekreacji, ochrony siedlisk przyrodniczych, itp. [Axler i in. 1998, Klapper i Geller 2001, Galas 2003, Castendyk i in. 2005, Doupé i Lymbery 2005, McCullough i Lund 2006, McCullough 2008, Kumar i in. 2009, Schultze i in. 2010, Ravazzani i in. 2011, Singleton i in. 2013]. Retencyjna rola zalanych wyrobisk jest szczególnie istotna na obszarach o niskich zasobach wodnych [Doupé i Lymbery 2005, McCullough i Lund 2006, Kumar i in. 2009, Ravazzani i in. 2011], do których można zaliczyć również Polskę [Walczukiewicz 2014, Patro i Zubala 2012]. Jednakże potencjałe wykorzystanie wody zgromadzonej w wyrobiskach w dużej mierze zależy od jej ilości i jakości

[Doyle i Runnells 1997, Axler i in. 1998, Grünewald 2001, Klapper i Geller 2001, Castendyk i in. 2005, Denimal i in. 2005, Doupé i Lymbery 2005, McCullough i Lund 2006, McCullough 2008, Schultze i in. 2010, Kumar i in. 2016, Jawecki i in. 2018], a te zależą od wielkości wyrobiska odkrywkowego, warunków hydrogeologicznych i budowy geologicznej kopalni oraz jej otoczenia, wielkości zlewni własnej (bezpośredniej) i jej zagospodarowania [Axler i in. 1998, Grünewald 2001, Kumar i in. 2009, Kołodziejczyk 2009, Schultze i in. 2010, Wachowiak i Wachowiak 2010, Polak i in. 2014].

W literaturze przedmiotu, duża część prac dotyczących jakości wody w jeziorach kopalnianych poświęcona jest głównie zawartości metali ciężkich, kwasowości/zasadowości, zasoleniu i nasyceniu tlenem, a zawartość biogenów (N i P) stanowi parametr dodatkowy [Mayne 1994, Galas 2003, Ramstedt i in. 2003, Denimal i in. 2005, Kumar i in. 2009, Singleton i in. 2013, Kumar i in. 2016]. Zbiorniki pokopalniane w pierwszych latach istnienia (nawet do 30 lat od zalania), mogą wykazywać charakter jezior oligotroficznych lub mezotroficznych z niską zawartością biogenów, które z czasem wykazują cechy zbiorników eutroficznych [Mayne 1994, Axler i in. 1998, Klapper i Geller 2001, Ramstedt i in. 2003, Galas 2003, Ślusarczyk 2003, Nixdorf i in. 2005, Kleeberg i Grüneberg 2005, Kumar i in. 2009, De Luca 2013, Singleton i in. 2013, Kumar i in. 2016]. Zawartość azotu w wodzie jezior kopalnianych zazwyczaj była większa niż fosforu, ponadto koncentracja azotu była wyższa w powierzchniowych warstwach, a fosforu w przydennych, gdyż łatwiej jest on akumulowany w osadach dennych, skąd może być uwalniany do wody, z czasem wpływając na eutrofizację całego zbiornika [Mayne 1994, Galas 2003, Kleeberg i Grüneberg 2005, Klapper i Geller 2001, McCullough 2008, Schultze i in. 2010, Singleton i in. 2013, Kumar i in. 2016]. Zawartość biogenów w wodach jezior kopalnianych wynika z budowy geologicznej kopalni i terenów do niej przylegających, jakości wód gruntowych i spływów powierzchniowych, pozostałości niezdetonowanych materiałów wybuchowych, zwałowisk wewnętrznych odpadów górniczych [Axler i in. 1998, Grünewald 2001, Ramstedt i in. 2003, Kumar i in. 2009, Kołodziejczyk 2009, Schultze i in. 2010], obumarłych makrofitów i innych roślin porastających brzegi zbiorników [Klapper i Geller 2001], jakości wód rzek i potoków zasilających jeziora kopalniane

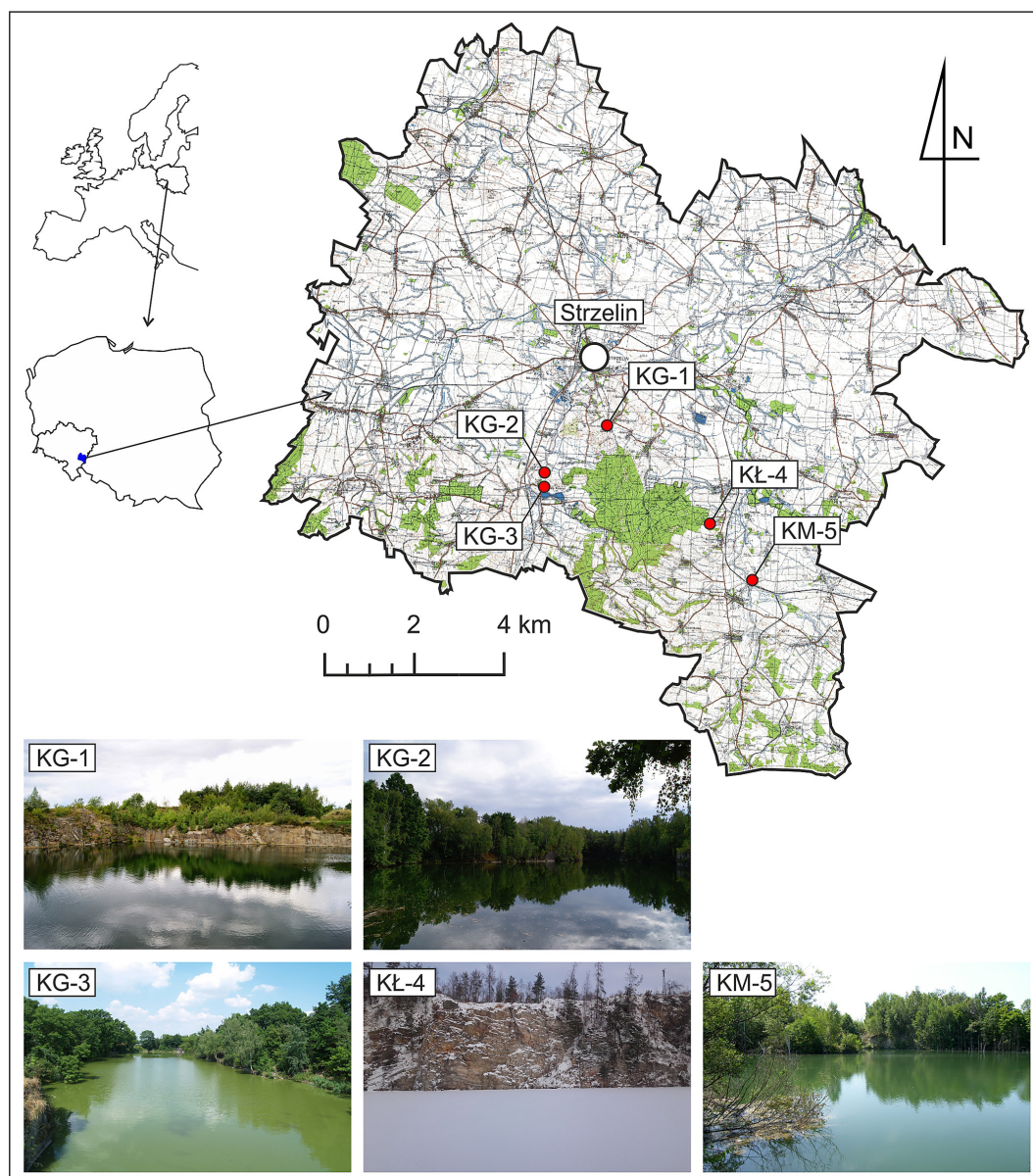
[Axler i in. 1998, Kleeberg i Grüneberg 2005, Schultze i in. 2010], na którą wpływ ma zagospodarowania ich zlewni [Siemieniuk i in. 2013, Mioduszewski 2015], gdzie biogeny przedostają się do wód z terenów użytkowanych rolniczo, opadów atmosferycznych, a fosfor dodatkowo pochodzi ze ścieków z gospodarstw domowych i budynków inwentarskich [Dąbrowska 2008, Schultze i in. 2010, Wiatkowski i in. 2010, Czyżyk i Rajmund 2011, Kiryluk i Rauba 2011, Jarosiewicz 2012, Wiatkowski i in. 2013, Gromiec i in. 2014, Frankowski i Zbierska 2015, Szczukowska i in. 2016, Rauba i Dembowska 2018]. Należy zaznaczyć, że nieczynne kamieniołomy często położone są wśród terenów użytkowanych

rolniczo (gruntów ornych i trwałych użytków zielonych) i leśnie [Nita 2013, Jawecki 2017].

Celem podjętych badań była ocena zawartości biogenów w wodzie powierzchniowych warstw zbiorników wodnych (jezior kopalnianych) powstałych w nieczynnych zalanych kamieniołomach.

## MATERIAŁ I METODY

Badania prowadzono w kamieniołomach położonych w powiecie strzełińskim, południowo-wschodnia część województwa dolnośląskiego (rys. 1). Powiat wykazuje rolniczy charakter



Rys. 1. Położenie i widoki zalanych kamieniołomów  
Fig. 1. Location and views of quarry lakes

(523,34 km<sup>2</sup> użytków rolnych i 59,8 km<sup>2</sup> obszarów leśnych, zadrzewień i zakrzewień na 622,06 km<sup>2</sup> powierzchni powiatu) z uzupełniającą funkcją związaną z wydobyciem surowców skalnych [Jawecki 2017]. W powiecie strzelińskim występują skały metamorficzne (gnejsy, łupki łuszczkowe, łupki biotytowo-amfibilitowe, kwarcyty, łupki kwarcowe, amfibolity, marmury), poprzecinane licznymi żyłami kwaśnych skał magmowych (granitoidów – granitów, granodiorytów, tonalitów), a także bazaltami, częściowo przykrytymi skałami osadowymi: iłami, glinami, lessami, co sprzyjało eksploatacji surowców skalnych, której efektem jest około 80 różnej wielkości nieczynnych kamieniołomów oraz 7 wciąż czynnych [Jawecki 2017].

Badania prowadzono w 5. nieczynnych, zalanych kamieniołomach, których podstawową charakterystykę przedstawiono w tabeli 1. Kamieniołomy są nieczynne od ponad 40 lat i zagospodarowane w kierunku: wodno-rekreacyjnym (KG-1), przyrodniczo-wodno-rolniczym (KG-2), przyrodniczo-wodnym (KG-3), leśno-wodnym (KŁ-4), przyrodniczo-wodno-rekreacyjnym (KM-5) [Jawecki 2017]. Kamieniołomy położone są w obrębie regionu wodnego Środkowej Odry, w jednolitych częściach wód Krynka od Karnkowskiego Potoku do ujścia (PLRW6000191334299) i Oława od Podgródki do Krynki (PLRW6000191334199) zakwalifikowanych do cieków typu 19 - rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta, sklasyfikowanych jako silnie zmienione, o złym stanie, zagrożone ryzykiem nieosiągnięcia celów środowiskowych [PGWdO 2016]. Kamieniołomy KG-1, KG-3 i KŁ-4 mają charakter bezodpływowy, natomiast z kamieniołomów KG-2 i KM-5 okresowo część wody odpływa grawitacyjnie do rowu melioracyjnego. Analizowane zalane kamieniołomy są sztucz-

nyymi zbiornikami wodnymi dlatego kierując się wytycznymi (stratyfikacja i zawartość wapnia do i powyżej 25 mg×dm<sup>-3</sup>) [Rozporządzenie... 2011, Hobot 2014, Rozporządzenie... 2016] kamieniołomy przypisano do jezior typu 1a i 2a (tab. 1). Teren niezalanej części kamieniołomu pokrywają zadrzewienia, zakrzewienia, trawy i byliny, a bezpośrednie otoczenie stanowią użytki rolne (KG-2), użytki rolne i zabudowania wiejskie (KG-1, KM-5), zabudowania wiejskie (KG-3) oraz las (KŁ-2) [Jawecki 2017].

Wodę do badań pobierano, z głębokości 0,5 m [Bryśiewicz i in. 2013], około 5-7 m od brzegu zbiornika wodnego, w godzinach 8-10, raz na kwartał (wiosna, lato, jesień, zima - bez i z pokrywą lodową) w okresie od grudnia 2016 do marca 2018r. Wodę poddano analizom w Wydziałowym Laboratorium Badań Środowiskowych, zgodnie z referencyjnymi metodykami analiz i/lub Polskimi Normami, w celu określenia zawartości biogenów (w różnych formach), azot: ogólny, amonowy, azotany (V) i (III), fosforany, fosfor ogólny, a także uzupełniająco odczyn, przewodność, tlen rozpuszczony, BZT<sub>5</sub>. Wyniki podano postaci zawartości azotu lub fosforu w danej jego formie oraz badanej formie biogenu (np. N-NO<sub>3</sub> = 0,08 mg N<sub>NO3</sub>×dm<sup>-3</sup>, co odpowiada 0,35 mg NO<sub>3</sub>×dm<sup>-3</sup>). Powierzchnię lustra wody określono w programie ArcGIS na podstawie ortofotomapy (Licencja nr DIO.7211.195.2017\_PL\_N). Podczas nurkowań oszacowano występowanie stratyfikacji termicznej, a przy pomocy wielogazowego głębokościomierza naręcznego SUUNTO VYTEC ustalono maksymalną głębokość zbiornika. Otrzymane wyniki sklasyfikowano zgodnie z wytycznymi rozporządzeń dotyczących klasyfikacji stanu JCWP [Rozporządzenie... 2016], wód wrażliwych na zanieczyszczenie azotanami ze źródeł rolniczych [Rozporządzenie... 2002(u1)], wymagań dla wód

**Tabela 1.** Podstawowa charakterystyka badanych zalanych kamieniołomów  
**Table 1.** Basic characteristics of the researched quarry lakes

Kamieniołom	Kod na mapie	Wydobywany surowiec	JCWP	Typ JCWP	Typ zbiornika*	Zlewnia	Pow. lustra wody, ha	Głębokość maksymalna, m
Gościęcice Śr.	KG-1	granit	Oława od Podgródki do Krynki	19	1a	Nysa Kłodzka	0,55	15
Biały Kościół /Dębnyki	KG-2	granit			2a		1,25	25
Biały Kościół	KG-3	granit			2a		0,74	24
Krzywina	KŁ-4	łupki kwarcytowe i kwarcyty	1a		1,78		27	
Przeworno	KM-5	marmur	2a		0,89		10	

\* Zakwalifikowano wg. wytycznych Rozporządzenia...2016, 2011, Hobot 2014.

powierzchniowych do zaopatrzenia w wodę do spożycia [Rozporządzenie... 2002], wymagań dla życia ryb [Rozporządzenie... 2002 (u2)]. Należy zaznaczyć, że dwa rozporządzenia [Rozporządzenie... 2002(u1), 2002(u2)], po wejściu w życie nowego Prawa Wodnego [Ustawa... 2017], zostały uznane za uchylone. Przy czym zgodnie z art. 104 ust. 1 nowego Prawa wodnego [Ustawa... 2017], na terenie całej Polski wprowadza się program ochrony przed azotanami ze źródeł rolniczych [Rozporządzenie...2018]. Natomiast warunki życia ryb wynikają ze stanu jednolitych części wód [Rozporządzenie... 2016]. Ze względu na prowadzenie badań w okresie obowiązywania starych przepisów, zdecydowano się uwzględnić je w ocenie zwartości biogenów w wodach kamieniołomów. Oceny dokonano na podstawie wartości średnich z okresu pomiarowego lub wegetacyjnego, przyjmując do oceny ogólniej najgorszy ocenę wśród analizowanych wskaźników zanieczyszczeń. Określono także odchylenie standardowe wartości średniej dla  $n < 10$ , współczynnika krytycznym rozkładu t-Studenta przy stopniach swobody  $n-1$  i poziomie ufności  $p=0,95$ .

## WYNIKI I DYSKUSJA

Analizując powierzchnię lustra wody (tab. 1) badane jeziora kopalniane uznano za małe, a ze względu na głębokości (tab. 1) oszacowano jako średnio głębokie (KG-1, KM-5) i głębokie (KG-2, KG-3, KŁ-4) [Hobot 2014], które ze względu na specyfikę (urwiste, niekiedy pionowe ściany niecki wyrobiska [Jawecki 2017]) nie posiadają strefy litoralu. Ze względu na zawartość wapnia część zalanych kamieniołomów można sklasyfikować [Hobot 2014] jako ubogie w wapń (KG-1 21,0-22,6 mg  $\text{Ca} \times \text{dm}^{-3}$ , KŁ-4 21,8-23,9 mg  $\text{Ca} \times \text{dm}^{-3}$ ) a pozostałe jako bogate w wapń (KG-2 46,6-51,7 mg  $\text{Ca} \times \text{dm}^{-3}$ , KG-3 25,5-40,4 mg  $\text{Ca} \times \text{dm}^{-3}$ , KM-5 54,0-62,1 mg  $\text{Ca} \times \text{dm}^{-3}$ ), gdzie zgodnie z oczekiwaniami najwyższe wartości odnotowano w zalanym kamieniołomie marmurów.

Ze względu na wartość przewodności można stwierdzić, że woda w kamieniołomach KG-1 do 3 i KŁ-4, cechując się niską przewodnością (tab. 2), poniżej 500  $\mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$  charakterystyczną dla 80% polskich jezior [Hobot 2014], natomiast jeden ma wyższą, ale nie przekraczającą 1000  $\mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$  (bar-

**Tabela 2.** Średnia, maksymalna i minimalna wartość analizowanych wskaźników zanieczyszczenia wód kamieniołomów  
**Table 2.** Average, maximum and minimum value of analyzed indicators of water pollution in quarry lakes

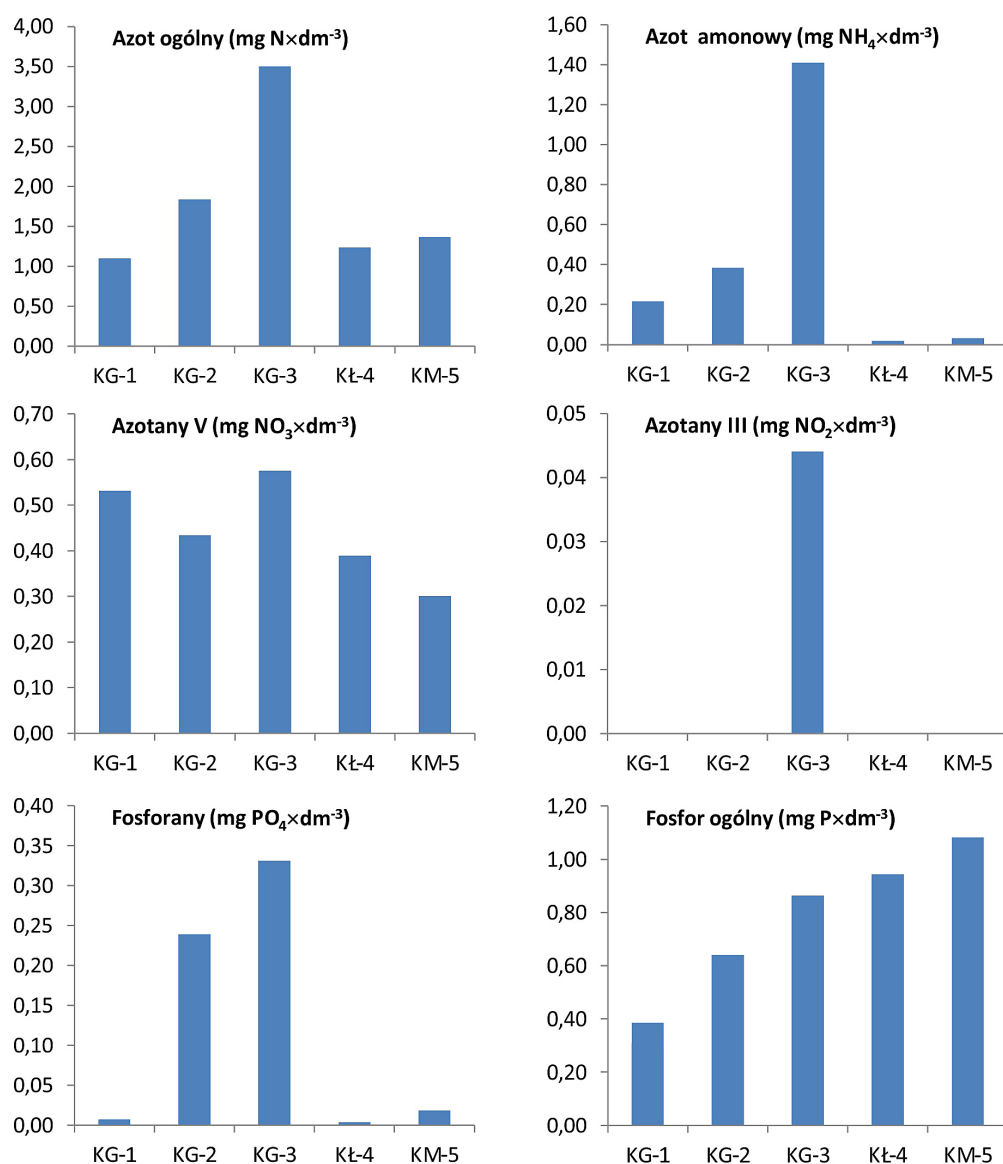
Lp.	Wskaźnik	KG-1	KG-2	KG-3	KŁ-4	KM-5
1.	pH	7,4-8,7	7,2-9,0	7,2-9,3	6,9-8,4	7,5-8,4
2.	Przewodność ( $\mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$ )	<u>193,6±10,11</u> 180-201	<u>384,2±20,97</u> 369-407	<u>456±25,32</u> 433-481	<u>183,6±7,73</u> 177-198	<u>618,8±49,54</u> 589-681
3.	Azot ogólny (mg $\text{N} \times \text{dm}^{-3}$ )	<u>1,10±0,19</u> 0,87-1,25	<u>1,84±0,49</u> 1,14-2,13	<u>3,50±1,17</u> 2,38-4,85	<u>1,23±0,21</u> 0,95-1,37	<u>1,37±0,76</u> 0,82-2,20
4.	Azot amonowy (mg $\text{N}_{\text{NH}_4} \times \text{dm}^{-3}$ ) ( $\text{NH}_4 \times \text{dm}^{-3}$ )	<u>0,17±0,36</u> 0,00-0,68	<u>0,30±0,53</u> 0,00-0,95	<u>1,10±1,56</u> 0,03-2,70	<u>0,02±0,02</u> 0,01-0,04	<u>0,03±0,03</u> 0,00-0,06
		<u>0,22±0,46</u> 0,00-0,87	<u>0,39±0,68</u> 0,00-1,22	<u>1,41±2,01</u> 0,04-3,47	<u>0,02±0,02</u> 0,01-0,05	<u>0,03±0,04</u> 0,00-0,08
5.	Azot azotanowy (V) (mg $\text{N}_{\text{NO}_3} \times \text{dm}^{-3}$ ) (mg $\text{NO}_3 \times \text{dm}^{-3}$ )	<u>0,12±0,05</u> 0,08-0,16	<u>0,10±0,10</u> 0,00-0,22	<u>0,13±0,09</u> 0,03-0,24	<u>0,09±0,07</u> 0,00-0,16	<u>0,07±0,06</u> 0,00-0,10
		<u>0,53±0,21</u> 0,35-0,71	<u>0,43±0,45</u> 0,00-0,97	<u>0,58±0,42</u> 0,13-1,06	<u>0,39±0,33</u> 0,00-0,71	<u>0,30±0,25</u> 0,00-0,44
6.	Azot azotanowy (III) (mg $\text{N}_{\text{NO}_2} \times \text{dm}^{-3}$ ) (mg $\text{NO}_2 \times \text{dm}^{-3}$ )	<0,010	<0,010	<u>0,013±0,012</u> 0,007-0,030	<0,010	<0,010
		<0,033	<0,033	<u>0,044±0,038</u> 0,023-0,099	<0,033	<0,033
7.	Fosforany (mg $\text{P}_{\text{PO}_4} \times \text{dm}^{-3}$ ) (mg $\text{PO}_4 \times \text{dm}^{-3}$ )	<u>0,002±0,0006</u> 0,000-0,003	<u>0,08±0,11</u> 0,00-0,20	<u>0,11±0,15</u> 0,00-0,30	<u>0,001±0,003</u> 0,000-0,006	<u>0,01±0,10</u> 0,00-0,02
		<u>0,0006±0,0017</u> 0,000-0,003	<u>0,24±0,33</u> 0,00-0,61	<u>0,33±0,46</u> 0,00-0,92	<u>0,004±0,010</u> 0,000-0,018	<u>0,02±0,03</u> 0,00-0,06
8.	Fosfor ogólny (mg $\text{P} \times \text{dm}^{-3}$ ) (mg $\text{PO}_4 \times \text{dm}^{-3}$ )	<u>0,39±0,28</u> 0,21-0,63*	<u>0,64±0,35</u> 0,24-0,93	<u>0,86±0,39</u> 0,39-1,22	<u>0,94±0,92</u> 0,36-2,18	<u>1,08 ±0,60</u> 0,60-1,70
		<u>1,19±0,86</u> 0,64-1,93*	<u>1,96±1,08</u> 0,74-2,85	<u>2,65±1,19</u> 1,20-3,74	<u>2,89±2,81</u> 1,10-6,68	<u>3,32 ±1,84</u> 1,84-5,21
9.	Tlen rozp. (mg $\text{O}_2 \times \text{dm}^{-3}$ )	<u>4,82±2,31</u> 2,2-6,4	<u>4,74±3,19</u> 1,0-6,6	<u>4,62±3,39</u> 0,7-7,5	<u>3,80±1,96</u> 1,8-5,9	<u>3,56 ±2,19</u> 1,4-5,8
10.	BZT <sub>5</sub> (mg $\text{O}_2 \times \text{dm}^{-3}$ )	<u>1,1±0,75</u> 0,5-2,0	<u>2,04±1,53</u> 1,0-4,1	<u>4,02±2,31</u> 2,0-5,8	<u>1,18±0,90</u> 0,5-2,3	<u>1,42 ±0,6</u> 0,8-1,9

\* W próbie z 24.04.2017. zawartość  $\text{P}_{\text{og}}$  wynosiła 22,24 mgP/dm<sup>3</sup> (wartość uznano za błąd gruby).

dzo wysokiej) [Hobot 2014], Należy zaznaczyć, że jeziora kopalniane nierzadko są zasolone i wykazują przewodność przekraczająca  $1000 \mu\text{S}\times\text{cm}^{-1}$ , sięgającą  $3000 \mu\text{S}\times\text{cm}^{-1}$ , a nawet ponad  $20 \text{mS}\times\text{cm}^{-1}$  [Ramstedt i in. 2003, Galas 2003, Denimal i in. 2005, Schultze i in. 2010, Kumar i in. 2016].

Odczyn wody zalanych kamieniołomów kształtował się w przedziale 6,9-9,3 (tab. 2), osiągając najwyższe wartości w wiosną i latem, przekraczające w kamieniołomach KG-1, do KG-3, zakres pH charakterystyczny dla naturalnych jezior (6,5-8,5). Najwyższy odczyn (pH 9,3 i 9,0) i największe zmiany (pH  $\Delta 2,1$  i  $\Delta 1,8$ ) wartości odczynu występowały w wodach kamieniołomu odpowiednio KG-3 i KG-2. Ma to związek z intensywną fotosyntezą w okresie letnim. Silny roz-

wój fitoplanktonu i wzmożona fotosynteza może prowadzić do alkalizacji i wzrostu pH wody, czego skutkiem wtórnym może być uwalnianie biogenów z osadów dennych [Puczyńska i Skrzypski 2009, Wiejaczka 2011], co tłumaczyło by również podwyższoną zawartość fosforu w wodzie zalanych kamieniołomów (rys. 2, tab. 2). Największą stabilność odczynu odnotowano w wodzie kamieniołomu marmuru (KM-5), (pH 7,5-8,4) co prawdopodobnie wynika z zasadowego charakteru marmurów. Podobne wyniki (pH 7,7-8,3) uzyskali Galas [2003] i Czerniawska-Kusza i Brożonowicz [2014] w zalanych kamieniołomach marmurów i wapieni, a wyższe (pH 7,34-9,74) Mayne [1994] badając kamieniołomy wapieni w Nebrasce (USA).



Rys. 2. Porównanie średnich stężeń biogenów w wodach zalanych kamieniołomów  
 Fig. 2. Comparison of average concentrations of nutrients in quarry lakes

Średnia wartość wskaźnika BZT<sub>5</sub> odzwierciedlająca obciążenie zanieczyszczeniami organicznymi wody, wahała się w przedziale 1,10-4,02 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup> (tab. 2), gdzie najwyższe stężenia odnotowano w kamieniołomach KG-2 (śr. 2,04 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup>, max. 4,1 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup>) i KG-3 (śr. 4,02 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup>, max. 5,8 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup>), przy czym we wszystkich badanych kamieniołomach wyższe wartości obserwowano w wiosną i jesienią. Wartości te były zbliżone, a nawet niższe od odnotowywanych w jeziorach naturalnych lub sztucznych zbiornikach [Przybyła i in. 2011, Wiatkowski i in. 2013] i wskazywały na małe obciążenie zanieczyszczeniami organicznymi. Duże wahania i najwyższe wartości BZT<sub>5</sub> w kamieniołomie KG-3 mogą wskazywać na znaczną produktywność i eutrofizację jego wód [Przybyła i in. 2011].

Przeciętna zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie (tab. 2) wahała się w przedziale 3,56 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup> (KM-5) - 4,82 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup> (KG-1), gdzie wartości minimalne zawierały się w przedziale 0,7-2,2 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup>, a maksymalne 5,8-7,5 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup>. Najniższe wartości natlenienia odnotowywano w zimie i lecie, a najwyższe wiosną i jesienią. Największymi wahaniami natlenienia cechował się kamieniołom KG-3 (0,7-7,5 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup>), najmniejszymi kamieniołom KG-1 (2,2-6,4 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup>). Minimalne wartości zawartości tlenu w wodzie wskazują na możliwość występowania przyduchy, szczególnie w kamieniołomach KG-2 i KG-3. Jedne z najgorszych warunków tlenowych odnotowano w kamieniołomie marmuru co częściowo pokrywa się z wynikami badań z innych kamieniołomów marmuru i wapieni [Mayne 1994, Czerniawska-Kusza i Brożonowicz 2014]. Stosunkowo złe warunki tlenowe w warstwie powierzchniowej wód badanych kamieniołomów, wyraźnie odbiegają od wartości 7-12 mgO<sub>2</sub>×dm<sup>-3</sup> odnotowywanych w innych zbiornikach wodnych, naturalnych [Przybyła i in. 2011], sztucznych [Jawecki i in. 2013, Siemieniuk i in. 2013, Wiatkowski i in. 2013], czy pokopalnianych [Mayne 1994, Ramstedt i in. 2003, Galas 2003, Czerniawska-Kusza i Brożonowicz 2014]. Tłumaczyć to można położeniem zbiornika w zagłębieniu terenu, jego małą powierzchnią, lasem lub wysokimi drzewami porastającymi brzegi, które ograniczają mieszanie i natlenienie wód, a także występującymi okresowo zakwitami glonów prowadzącymi do przyduchy, związanymi z eutrofizacją badanych zbiorników.

Średnia zawartość azotu ogólnego w wodach kamieniołomów kształtowała się w granicach

1,10-3,50 mgN×dm<sup>-3</sup> (rys. 2, tab. 2), gdzie największe stężenie N<sub>og.</sub> odnotowano w kamieniołomie KG-3, a najlepsze KG-1. W większości przypadków nie odnotowano wyraźnych sezonowych zmian N<sub>og.</sub>, jedynie w kamieniołomie KG-3 zaobserwowano wyraźnie wyższe stężenia N<sub>og.</sub> wiosną i zimą, a niższe latem. Amplituda zmian wynosi Δ2,47 mgN×dm<sup>-3</sup>. Najmniejsze różnice występowały w kamieniołomie KG-1 (Δ0,38 mgN×dm<sup>-3</sup>). W badaniach prowadzonych w jeziorach kopalnianych częściowo uzyskiwano zbliżone wartości (0,05-3,9 mgN×dm<sup>-3</sup>) [Mayne 1994, Kleeberg i Grüneberg 2005, Kumar i in. 2009, Kumar i in. 2016], choć niektórzy badacze uzyskiwali wyższe wartości (0,45-0,55 mgN×dm<sup>-3</sup>), [Remstedt i in. 2003]. Za wyjątkiem KG-2 i KG-3, pod względem zawartości N<sub>og.</sub> wody kamieniołomów wykazują oligotroficzny charakter.

Średnia zawartość azotu amonowego w badanych jeziorach kopalnianych kształtowała się w granicach 0,02-1,41 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>, (rys. 2, tab. 2), przy czym nie rzadko były to wartości poniżej 0,01 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>. W wszystkich kamieniołomach wyższe wartości występowały w zimie i wiosną, a niższe latem i jesienią. Najwyższe stężenia azotu amonowego występowały w kamieniołomie KG-3, a najniższe w łomach KŁ-4, KM-5. W kamieniołomie KG-3 odnotowano także największe stężenie azotu amonowego 3,47 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>. Zawartość azotu amonowego w KŁ-4, KM-5 (0,02 i 0,03 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>), była zbliżona do wyników otrzymanych w jeziorach kopalnianych (<0,05 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>) [Schultze i in. 2010, Kumar i in. 2016]. W kamieniołomach KG-1 i KG-2 (śr. 0,22 i 0,39 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>) była wyższa do wartości odnotowanych w jeziorze kopalnianym (0,15 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>) [Galas 2013], sztucznych zbiornikach (0,08-0,18 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>) [Wiatkowski i in. 2010, Wiatkowski i in. 2013, Adamczyk i Jachimowski 2013, Brysiewicz i in. 2013] i częściowo w jeziorach naturalnych (0,08-0,27 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>) [Przybyła i in. 2011]. Zawartości azotu amonowego w kamieniołomie KG-3 (śr. 1,41 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>, max. 3,47 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>) wyraźnie odbiegła od innych badanych obiektów, wartości średnie są od 3 (KG-1) do 70 (KŁ-4) razy wyższe. Inni badacze uzyskiwali średnie wartości azotu amonowego w wodach różnych zbiorników (sztucznych i naturalnych) granicach 0,4-0,6 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup>, a maksymalne w przedziale 0,8-2,41 mgNH<sub>4</sub>×dm<sup>-3</sup> [Wiatkowski i in. 2010, Schultze i in. 2010, Przybyła i in. 2011, Adamczyk i Jachimowski 2013, Siemieniuk i in. 2013].

Występujący w wodach powierzchniowych azot amonowy pochodzi z rozkładu organicznych związków azotowych pochodzenia roślinnego i zwierzęcego oraz ze ścieków bytowych [Pawełek i Spytek 2005, Adamczyk i Jachimowski 2013, Gromiec i in. 2014]. Prawdopodobnie przyczyną wysokiej zawartości azotu amonowego w kamieniołomie KG-3 (i podwyższone w pozostałych), są ścieki pochodzące z budynków mieszkalnych i inwentarskich z terenu wsi na obszarze, której jest położony, przez wiele lat wprowadzane do środowiska niezgodnie z przepisami, a także obumarłe liście z drzew porastających jego brzegi.

Azot azotanowy (III) nie występował w wodach kamieniołomów KG-1, KG-2, KŁ-4, KM-5, lub występował ilościach nie przekraczających  $<0,01 \text{ mgN}_{\text{NO}_2} \times \text{dm}^{-3}$  (tab. 2), natomiast w kamieniołomie KG-3 jego zawartość mieściła się w granicach  $0,023\text{-}0,099 \text{ mgNO}_2 \times \text{dm}^{-3}$ , śr.  $0,04 \text{ mgNO}_2 \times \text{dm}^{-3}$  (rys. 2, tab. 2). Inni badacze naturalnych jezior i sztucznych zbiorników zasilanych wodami z terenów rolniczych również nie stwierdzali obecności azotanów (III) [Przybyła i in. 2011, Adamczyk i Jachimowski 2013], lub zawartość mieściła się w przedziale  $0,01\text{-}0,26$  [Przybyła i in. 2011, Adamczyk, Jachimowski 2013, Wiatkowski i in. 2013, Siemieniuk i in. 2013]. Azotany (III) stanowią produkt przejściowy cyklu azotowego zachodzącego w wodach dlatego też są związkami nietrwałymi, a ich obecność jest wyznacznikiem zachodzących procesów utleniania i redukcji [Adamczyk i Jachimowski 2013, Gromiec i in. 2014].

Przeciętna zawartość azotanów (V) w wodzie kamieniołomów mieściła się w  $0,30\text{-}0,58 \text{ mgNO}_3 \times \text{dm}^{-3}$  (rys. 2, tab. 2), była wyższa w kamieniołomach KG-1 do KG-3, niż KŁ-4 i KM-5. Wiosną w kamieniołomach KG-2, KŁ-4, KM-5 nie stwierdzono azotanów (V). Najwyższe stężenie azotanów (V) odnotowywano wiosną w kamieniołomie KG-3 -  $1,06 \text{ mgNO}_3 \times \text{dm}^{-3}$ . Przy czym w większości przypadków potwierdzają się literaturowe stwierdzenia o wyższym stężeniu azotanów zimą a niższym latem [Pawełek i Spytek 2005, Czaplicka-Kotas i in. 2012, Adamczyk i Jachimowski 2013, Gromiec i in. 2014]. Najniższe wahania zawartości azotanów (V) w wodach kamieniołomów stwierdzono w kamieniołomie KG-1 ( $\Delta 0,36 \text{ mgNO}_3 \times \text{dm}^{-3}$ ), a najwyższe w KG-23 ( $\Delta 0,97 \text{ mgNO}_3 \times \text{dm}^{-3}$ ). Zawartość azotanów (V) w wodach badanych kamieniołomów była niższa od wartości zaobserwowanych w jeziorach kopalnianych ( $0,824\text{-}1,771 \text{ mgNO}_3 \times \text{dm}^{-3}$ ) [Galas

2003, Schultze i in. 2010], kilkakrotnie niż niż w sztucznych zbiornikach wodnych ( $1,7\text{-}26,0 \text{ mgNO}_3 \times \text{dm}^{-3}$ ) [Brysiewicz i in. 2013, Siemieniuk i in. 2013, Wiatkowski i in. 2013], czy też jeziorach naturalnych ( $0,44\text{-}32,27 \text{ mgNO}_3 \times \text{dm}^{-3}$ ) [Przybyła i in. 2011]. Azotany (V) występują w wodach powierzchniowych w niewielkich stężeniach i świadczą o najwyższym stopniu utlenienia związków azotowych. Do wód przedostają się m.in. ze ściekami bytowymi lub przemysłowymi, ze spływu powierzchniowego nawożonych pól, opadem atmosferycznym [Pawełek i Spytek 2005, Czyżyk i Rajmund 2011, Czaplicka-Kotas i in. 2012, Jarosiewicz 2012, Adamczyk i Jachimowski 2013, Gromiec i in. 2014]. Zważywszy na niskie stężenia azotanów (V) w badanych kamieniołomach, ich źródłem prawdopodobnie nie są spływy z terenów rolniczych, gdyż ograniczane są przez pasy zadrzewień i zakrzewień oraz traw i byliny, porastające brzegi zbiorników KG-1 do KG-3 i KM-5 oraz las w otoczeniu zbiornika KŁ-4 [Frankowski i Zbierska 2015]. Źródłem azotanów w kamieniołomach KG-2 i KG-3 prawdopodobnie są ścieki z gospodarstw rolnych, o czym sygnalizowała już Ejsmont-Karabin w 1995 r.

Zawartość fosforanów w wodach kamieniołomów KG-1, KŁ-4 i KM-5 najczęściej nie występuje lub jest niska i nie przekracza  $0,02 \text{ mgPO}_4 \times \text{dm}^{-3}$  (tab. 2, rys. 2). Wartości średnie mieszczą się w przedziale (tab. 2, rys. 2)  $0,0006\text{-}0,02 \text{ mgPO}_4 \times \text{dm}^{-3}$ . Od 12 do kilkuset razy wyższe średnie stężenia fosforanów (rys. 2) odnotowano w kamieniołomach KG-2 i KG-3 (odpowiednio śr.  $0,24 \text{ mgPO}_4 \times \text{dm}^{-3}$  i  $0,35 \text{ mgPO}_4 \times \text{dm}^{-3}$ ). Wyższe zawartości fosforanów występowała zimą a niższa latem. Inni badacze w jeziorach kopalnianych odnotowywali stężenia fosforanów w granicach  $0,09\text{-}0,27 \text{ mgPO}_4 \times \text{dm}^{-3}$  [Mayne 1994, Galas 2003], sztucznych zbiornikach  $0,08\text{-}0,50$  (max  $5,35$ )  $\text{mgPO}_4 \times \text{dm}^{-3}$  [Wiatkowski i in. 2010, Adamczyk i Jachimowski 2013, Brysiewicz i in. 2013, Siemieniuk i in. 2013, Wiatkowski i in. 2013] i jeziorach naturalnych  $0,00\text{-}0,5 \text{ mgPO}_4 \times \text{dm}^{-3}$  [Przybyła i in. 2011]. Prawdopodobnie przyczyną wyższej zawartości fosforanów w wodach kamieniołomów KG-2 i KG-3 są ścieki z gospodarstw rolnych [Ejsmont-Karabin 1995, Kaniuczak i Augustyn 2011, Gromiec i in. 2014].

Średnie stężenie fosforu ogólnego była kształtowała się w przedziale  $0,39\text{-}1,08 \text{ mgP} \times \text{dm}^{-3}$  (rys. 2, tab. 2). Średnia zawartość fosforu rosła w kolejnych badanych kamieniołomach, najniższa była w KG-1, a najwyższa w KM-5. Naj-



wyższe stężenie fosforu odnotowano w kamieniołomie KŁ-4 (2,18 mgP×dm<sup>-3</sup>), a najniższe w KG-1 (0,21 mgP×dm<sup>-3</sup>). Najwyższe wahania zawartości fosforu odnotowano w KŁ-4 (Δ1,82 mgP×dm<sup>-3</sup>). Przeważnie wyższe wartości stężenia fosforu odnotowywano w lecie a niższe w zimie. W jeziorach kopalnianych odnotowywano wartości fosforu ogólnego na poziomie charakterystycznym dla różnych poziomów trofii: poniżej 0,005 mgP×dm<sup>-3</sup> [Ramstedt i in. 2003, Kumar i in. 2009], 0,008-0,026 mgP×dm<sup>-3</sup> [Nixdorf i in. 2003, Kleeberg i Grüneberg 2005], 0,01-0,02 mgP×dm<sup>-3</sup> [Szultze i in. 2010, Kumar i in. 2009], 0,05-0,093 mgP×dm<sup>-3</sup> [Mayne 1994]. W sztucznych zbiornikach 0,0-0,02 mgP×dm<sup>-3</sup> [Adameczyk i Jachimowski 2013], 0,006-1,867 mgP×dm<sup>-3</sup> [Siemieniuk i in. 2013], 0,02-0,12 mgP×dm<sup>-3</sup> [Frankowski i Zbierska 2015].

Jeziora kopalniane klasyfikowano jako oligo, mezo lub eutroficznych [Mayne 1994, Ejsmont-Karabin 1995, Klapper i Geller 2001, Ramstedt i in. 2003, Ślusarczyk 2003, Schultze i in. 2010]. Ze względu na stężenie fosforu, badane kamieniołomy (KG-1 do KM-5) zakwalifikowano jako eutroficzne, czego potwierdzenie można znaleźć w okresowych zakwitach wody, szczególnie widocznych w łomach KG-2, KG-3, KM-5 (rys. 1). W badanych jeziorach kopalnianych źródłem fos-

foru prawdopodobnie były ścieki z gospodarstw rolnych [Dąbrowska 2008, Kiryluk i Rauba 2011, Szczykowska i in. 2016] materia organiczna wprowadzana do zbiorników z obumarłych szczątków makrofitów, drzew, krzewów [Klapper i Geller 2001] porastających kamieniołomy, która przez wielolecia tworzyła osady denne, obecnie wpływając na poziom troficzny zbiornika [Kumar i in. 2016, McCullough 2008, Kleeberg i Grüneberg 2005], opad atmosferyczny [Czyżyk i Rajmund 2011, Jarosiewicz 2012], spływy powierzchniowe z gruntów rolnych [Gromiec i in. 2014, Rauba i Dembowska 2018], choć wydaje się że w mniejszym stopniu niż przytoczone wyżej czynniki.

W lecie 2017 w kamieniołomie KG-1 otrzymane z laboratorium wyniki wskazywały na zawartość fosforu rzędu 22,24 mgP×dm<sup>-3</sup>. Tak wysokie stężenie fosforu mogłoby być spowodowane wprowadzeniem ścieków do zbiornika lub myciem w nim pojazdów. Jednakże w trakcie poboru próbek nie stwierdzono objawów takich działań, mimo że zbiornik wykorzystywany był rekreacyjne i w pobliżu stały pojazdy. Otrzymany wynik uznano za błąd grubo, związany z błędem pomiaru i odczytu.

Ocena stanu JCWP [Rozporządzenie... 2016] badanych zbiorników wodnych w łomach, wskazuje na ich zły stan (tab. 3), ze względu na prze-

**Tabela 3.** Ocena zawartości biogenów w wodach zalanych kamieniołomów  
**Table 3.** Evaluation of nutrients concentration in quarry lakes

Lp.	Wskaźnik	KG-1				KG-2				KG-3				KŁ-4				KM-5			
		PE	AR	WS	RY	PE	AR	WS	RY	PE	AR	WS	RY	PE	AR	WS	RY	PE	AR	WS	RY
1.	Azot ogólny	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
2.	Azot amonowy			■	■			■	■			■	■			■	■			■	■
3.	Azot azotanowy (V)		■	■			■	■			■	■			■	■			■	■	
4.	Azot azotanowy (III)			*				*				■	■			*				*	
5.	Fosforany			■	■		■	■			■	■			■	■			■	■	
6.	Fosfor ogólny	■	■			■	■			■	■			■	■			■	■		
7.	pH			■	■		■	■			■	■			■	■			■	■	
8.	Przewodność	■		■	■	■		■	■	■		■	■	■		■	■	■		■	■
9.	Tlen rozp.				■				■				■				■				■
10.	BZT <sub>5</sub>			■	■			■	■			■	■			■	■			■	■
11.	Ocena ogólna	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

PE - klasyfikacja stanu JCWP	AR - wody wrażliwe na zanieczyszczenie azotanami ze źródeł rolniczych	WS - wody powierzchniowe do zaopatrzenia w wodę do spożycia	RY - wody będące środowiskiem życia ryb
■ Dobry	■ Niezagrożone	■ A1	■ Łososiowate
■ Zły	■ Zagrożone	■ A2	■ Karpionowate
■ Brak wskaźnika w rozporządzeniu	■ Zanieczyszczone	■ A3	■ NON
	■ Wykazujące eutrofizację	■ NON	* wartość <0,01 mgN <sub>NO2</sub> ·dm <sup>-3</sup>

kroczenie wartości granicznych fosforu ogólnego we wszystkich zbiornikach i azotu ogólnego w zbiornikach KG-2 i KG-3. Ocena narażenia na zagrożenie azotanami ze źródeł rolniczych [Rozporządzenie... 2002(u1)] wykazała, że zbiorniki nie są narażone na zanieczyszczenie azotanami ze źródeł rolniczych (tab. 3), jednakże ze względu na wysokie stężenie fosforu ogólnego we wszystkich zbiornikach oraz azotu ogólnego w KG-2 i KG-3, w wodach badanych kamieniołomów występuje eutrofizacja. Ocena przydatności wykorzystania wód zalanych kamieniołomów, jako źródła wód do zaopatrzenia w wodę do spożycia [Rozporządzenie... 2002] wskazuje (tab. 3), że zbiorniki KG-1, KŁ-4, KM-5 zliczono do najlepszej kategorii A1, zbiornik KG-2 do kategorii A2 ze względu na podwyższone pH, natomiast woda w zbiorniku KG-3 nie odpowiadała Rozporządzeniu... [2002], ze względu na przekroczenie wartości granicznych dla pH. Ocen wymagań dla życia ryb w warunkach naturalnych [Rozporządzenie... 2002(u2)], wykazał nie spełnianie kryteriów dla życia ryb w warunkach naturalnych, ze względu na zbyt niskie natlenienie wody i zbyt wysokie stężenie fosforanów (tab. 3) w wodach wszystkich badanych kamieniołomów.

## PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Badane jeziora kopalniane powstałe w wyniku zalania nieczynnych kamieniołomów, mają stosunkowo niewielką powierzchnię (0,55 - 1,78 ha) i względnie dużą głębokość (10-27m). Położone są w obrębie JCWP (płynących) silnie zmienionych, o złym stanie, zagrożonych ryzykiem nieosiągnięcia celów środowiskowych. Ze względu na podwyższone stężenie fosforu we wszystkich zbiornikach i azotu w zbiornikach KG-2 i KG-3, stan zbiorników oceniono jako zły, nie spełniają także wymagań dla życia ryb w warunkach naturalnych (niskie natlenienie i podwyższone stężenie fosforanów). Badane wskaźniki zanieczyszczeń wód wskazują na potencjalną możliwość wykorzystania jako do zaopatrzenia w wodę do spożycia, po właściwym procesie uzdatnienia. Zbiorniki nie są narażone na zanieczyszczenie azotanami ze źródeł rolniczych (stężenie  $\text{NO}_3$  poniżej  $40 \text{ mg} \times \text{dm}^{-3}$ ), gdyż pasy zadrzewień, zakrzewień i darni skutecznie ograniczają ładunek zanieczyszczeń z terenów użytkowanych rolniczo. Jednakże wysokie stężenie fosforu (prawdopodobnie wprowadzanego z materia or-

ganiczną z obumarłych liści oraz uwalnianych z osadów dennych) przyczynia się do eutrofizacji zbiorników i okresowych zakwitów glonów i wahań stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, szczególnie widocznych w zbiornikach KG-2, KG-3. Najgorszej jakości wodę odnotowano w zbiorniku KG-3 i KG 2, których wody wykazują presję ze strony ścieków pochodzących z zabudowań mieszkalnych i gospodarskich.

Przeprowadzone badania pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Jeziora kopalniane będące przedmiotem pracy nie są zagrożone azotanami ze źródeł rolniczych, gdyż pasy zadrzewień i zakrzewień porastające ich brzegi skutecznie ograniczają wpływ terenów użytkowanych rolniczo na jakość wód.
2. Podwyższone stężenie fosforu ogólnego, którego źródłem jest prawdopodobnie materia organiczna wprowadzana do zbiornika z pasów zadrzewień i zakrzewień oraz osady denne, a w przypadku obiektów KG-2 i KG-3 również ścieki, wskazuje na eutrofizację występującą w badanych zbiornikach i jednocześnie wpływa na ich zły stan.
3. Najgorszą jakość wód zgromadzanych w nieczynnych kamieniołomach stwierdzono w kamieniołomie granitu położonym w centrum wsi (KG-3), której prawdopodobną przyczyną jest presja ze strony ścieków z gospodarstw rolnych i spływów wód opadowych.

## LITERATURA

1. Adamczyk W., Jachimowski A. 2013. Wpływ składników biogenych na jakość i eutrofizację powierzchniowych wód płynących, stanowiących źródło wody pitnej Krakowa. *ŻYWNOŚĆ. Nauka. Technologia*, 6 (91), 175–190.
2. Axler R., Yokom S., Tikkanen C., McDonald M., Runke H., Wilcox D., Cady B. 1998. Restoration of a Mine Pit Lake from Aquacultural Nutrient Enrichment. *Restoration Ecology*, 6(1), 1–19. DOI: 10.1046/j.1526-100x.1998.00612.x
3. Brysiewicz A., Wesołowski P., Rawicki K. 2013. Porównanie stężenia składników chemicznych w wodzie ze śródpolnego oczka wodnego oraz w wodzie gruntowej z przylegających terenów rolniczych. *Woda-Srodowisko-Obszary Wiejskie*, 13, 2(42), 17–31.
4. Castendyk D.N., Mauk J.L., Webster J.G. 2005. A mineral quantification method for wall rocks at

- open pit mines, and application to the Martha Au-Ag mine, Waihi, New Zealand. *Applied Geochemistry*, 20, 135–156.
5. Chudzik W. 2012. The process of mined land reclamation in natural aggregate quarries exemplified by the sand and gravel quarry Dębina Łętowska. *AGH Journal of Mining and Geoengineering*, 36(1), 89–96.
  6. Czaplicka-Kotas A., Ślusarczyk Z., Pięta M., Szostak A. 2012. Analiza zależności między wskaźnikami jakości wody w Jeziorze Goczałkowickim w aspekcie zakwitów fitoplanktonu. *Ochrona Środowiska*, 1(34), 21–27.
  7. Czerniawska-Kusza I., Brożonowicz A. 2014. Zoobenthos in post-exploitation reservoirs of marls and limestone in Opole Silesia. *Polish Journal of Natural Sciences*, 29(4), 307–318.
  8. Czyżyk F., Rajmund A. 2011. Ilości niektórych pierwiastków wnoszone do gleby z opadami atmosferycznymi w rejonie Wrocławia w latach 2002-2010. *Inżynieria Ekologiczna*, 27, 5–12.
  9. Dąbrowska J. 2008. Ocena zawartości związków azotu i fosforu w wodach rzeki Trzemny. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 7, 57–68.
  10. De Luca D.A., Castagna S., Lasagna M. 2013. Hydrogeological features conditioning trophic levels of quarry lakes in western Po plain (north-western Italy). *Geophysical Research Abstracts*, 15, GU2013-8085.
  11. Denimal S., Bertrand C., Mudry J., Paquette Y., Hochart M., Steinmann M. 2005. Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes –Blanzy–Montceau-les-Mines coal basin (Massif Central, France): origin of sulfate contents, effects of stratification on water quality. *Applied Geochemistry*, 20, 825–839.
  12. Doupé R.G., Lymbery A.J. 2005. Environmental risks associated with beneficial end uses of mine lakes in Southwestern Australia. *Mine Water and the Environment*, 24(3), 134–138.
  13. Doyle, G.A., Runnells D.D. 1997. Physical limnology of existing mine pit lakes. *Mining Engineering*, 49, 76–80.
  14. Ejsmont-Karabin J. 1995. Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. *Hydrobiologia*, 313/314, 21–28.
  15. Filippova K. A., Deryagin V. V., 2005. Chemical Hydrology of Mine Pit Lakes of the Bakala Geotechnic System (Southern Urals), *Water Resources*, 32(4), 427–433. doi:10.1007/s11268-005-0054-8
  16. Frankowski, P., Zbierska, J. 2015. Ocena jakości wody i potencjału ekologicznego małych zbiorników wodnych odbudowanych w krajobrazie rolniczym Wielkopolski. *Nauka Przyroda Technologie*, 9(1). DOI: 10.17306/J.NPT.2015.1.7
  17. Galas J. 2003. Limnological Study on a Lake Formed in a Limestone Quarry (Kraków, Poland). I. Water Chemistry. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12(3), 297–300.
  18. Gromiec M., Sadurski A., Zalewski M., Rowiński P. 2014. Zagrożenia związane z jakością wody. *Nauka*, 1/2014, 99–122.
  19. Grünwald U. 2001. Water resources management in river catchments influenced by lignite mining. *Ecological Engineering*, 17, 143–152.
  20. Hobot A. (red.) 2014. Aktualizacja wykazu JCWP i SCWP dla potrzeb kolejnej aktualizacji planów w latach 2015-2021 wraz z weryfikacją typów wód części wód – ETAP I - Metodyka. KZGW, Gliwice-Warszwa.
  21. Jarosiewicz A. 2012. Opad atmosferyczny jako źródło substancji biogenicznych – na przykładzie Jeziora Dobra (Polska północna). *Inżynieria Ekologiczna*, 29, 48–56.
  22. Jawecki B. 2017. Rola kamieniołomów w kształtowaniu krajobrazu na przykładzie ziemi strzebińskiej. Monografia. Uniwersytet Przyrodniczy Wrocławiu.
  23. Jawecki B., Dąbek P.B., Pawęska K., Wei X. 2018. Estimating Water Retention in Post-mining Excavations Using LiDAR ALS Data for the Strzelin Quarry, in Lower Silesia. *Mine Water and the Environment*, (Online) <https://doi.org/10.1007/s10230-018-0526-0>
  24. Jawecki B., Jaroszewicz-Smyk T., Drabiński A. 2013. The spatial variation of oxygen condition in carp pond located in nature reserve „Stawy Milickie”. *Journal of Water and Land Development*, 19, 47–52.
  25. Kaniuczak J., Augustyn Ł. 2011. Zawartość związków azotowych i fosforanów w wodach powierzchniowych przeznaczonych do zaopatrzenia ludności w wodę do spożycia. *Inżynieria Ekologiczna*, 27, 46–59.
  26. Kiryluk A., Rauba M. 2011. Wpływ rolnictwa na stężenie fosforu ogólnego w wodach powierzchniowych zlewni rzeki Świny. *Inżynieria Ekologiczna*, 26, 122–132.
  27. Klapper H., Geller W. 2001. Water quality management of mining lakes – a new field of applied hydrobiology. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 29 (6–7), 363–374.
  28. Kleeberg A., Grüneberg B. 2005. Phosphorus mobility in sediments of acid mining lakes, Lusatia, Germany. *Ecological Engineering*, 24, 89–100.
  29. Kołodziejczyk U. 2009. Hydrological, geological and geochemical conditions determining reclamation of post – mine land in the region of Łęknica. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, Tom 25, Zeszyt 3. 2009, 190-201.
  30. Kumar N.R., McCullough C.D. Lund M.A., Laranaga S.A. 2016. Assessment of factors limiting algal growth in acidic pit lakes – a case study from

- Western Australia, Australia. Environmental Science and Pollution Research, 23, 5915–5924. DOI 10.1007/s11356-015-5829-0.
31. Kumar R. N., McCullough C. D., Lund M. A. 2009. Water Resources in Australian Mine Pit Lakes. Mining Technology, 118(3-4), 204–211. DOI:10.1179/174328610X12682159815028.
32. Mayne C.D. 1994. The Limnology of Three Limestone Rock Quarries in East-Central Nebraska and Western Iowa. Transactions of the Nebraska Academy of Sciences, 21, 1–7.
33. McCullough C. D. 2008. Approaches to remediation of acid mine drainage water in pit lakes. International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 22(2), 105–119.
34. McCullough C.D., Lund M.A. 2006. Opportunities for sustainable mining pit lakes in Australia. Mine Water and the Environment, 25, 220–226.
35. Mioduszewski W. 2015. Protection of water quality in the lake situated on the agricultural area. Journal of Water and Land Development, 26, 65–71. DOI: 10.1515/jwld-2015-0017.
36. Molenda T. 2006. Górnicze środowiska akwacyjne – obiekty obserwacji procesów hydrologiczno-biologicznych. Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej, 117(32), 239–250.
37. Nita J., 2013. Zmiany w krajobrazie powstałe w wyniku działalności górnictwa surowców skalnych na obszarze Wyżyn Środkowopolskich. Monografia. Uniwersytet Śląski, Katowice.
38. Nixdorf B., Lessmann D., Deneke R. 2005. Mining lakes in a disturbed landscape: Application of the EC Water Framework Directive and future management strategies. Ecological Engineering, 24, 67–73.
39. Nixdorf, B., Leßmann, D., Steinberg, C.E.W., 2003. The importance of chemical buffering for pelagic and benthic colonization in acidic waters. Water Air Soil Pollut., 3, 27–46.
40. Patro M., Zubala T. 2012. Possibilities of shaping the water retention in agricultural landscape. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 9, 143–152.
41. Pawełek J., Spytek M. 2005. Substancje biogenne w dopływach Zbiornika Dobczyckiego, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 4, 99–113.
42. PGWdO 2016. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 18 października 2016 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Odry. Dz. U. 2016 poz. 1967.
43. Polak K., Rózkowski K., Pawlecka K., Kaznowska-Opala K., Chudzik W., 2014. Prognoza zatapienia wyrobiska poeksploatacyjnego Świerki. Przegląd Górniczy, 70(2), 31–36.
44. Przybyła C., Zbierska Z., Dwornikowska Ż. 2011. Ocena zmian jakości wody w wybranych jeziorach Pojezierza Poznańskiego w latach 2004–2009. Rocznik Ochrona Środowiska, 13, 723–746.
45. Puczyńska I., Skrzypski J. 2009. Integracja działań biologicznych i technicznych jako podstawa intensyfikacji procesów samooczyszczania się zbiorników zaporowych (na przykładzie Zbiornika Sulejowskiego). Ecological Chemistry and Engineering S, 16(S2), 221–235.
46. Ramstedt M., Carlsson E., Lövgren L. 2003. Aqueous geochemistry in the Udden pit lake, northern Sweden. Applied Geochemistry, 18, 97–108.
47. Rauba M, Dembowska D. 2018. Ocena stężeń związków azotu i fosforu w wodach środkowego basenu rzeki Biebrza, Inżynieria Ekologiczna, 19(3), 62–68. <https://doi.org/10.12912/23920629/86054>.
48. Ravazzani, G., Giudici, I., Schmidt, C., and Mancini, M. 2011. Evaluating the Potential of Quarry Lakes for Supplemental Irrigation. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 137(80), 564–571. DOI. 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000321.
49. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dz. U. 2016 poz. 1187
50. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. (u1) w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych. Dz.U. 2002 nr 241. poz. 2093. (uznane za uchylone).
51. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia. Dz.U. 2002 nr 204. poz. 1728.
52. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 października 2002 r. (u2) w sprawie wymagań, wymagań, jakim powinny odpowiadać wody śródlądowe będące środowiskiem życia ryb w warunkach naturalnych Dz. U. 2002 nr 176. poz. 1455. (uznane za uchylone).
53. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych. Dz. U. 2011 nr 258. poz. 1549.
54. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu. Dz. U. 2018. poz. 1339.
55. Schultze M., Pokrandt K-H., Hille W. 2010. Pit lakes of the Central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. Limnologica, 40(2), 148–155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.006>.

56. Siemieniuk A., Szczykowska J., Wiater J. 2013. Sezonowe zmiany stanu troficznego zbiorników retencyjnych. *Ekonomia i Środowisko*, 2(45), 107–116.
57. Singleton V.L., Jacob B., Feeney M.T., Little J.C. 2013. Modeling a proposed quarry reservoir for raw water storage in Atlanta, Georgia. *Journal of Environmental Engineering*, 139(1), 70–78. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000582.
58. Szczykowska J., Siemieniuk A., Wiater J. 2016. Zanieczyszczenia fosforem jako bariera jakości wód zbiorników małej retencji na Podlasiu. *Inżynieria Ekologiczna*, 48, 202–207, DOI: 10.12912/23920629/63269.
59. Ślusarczyk A. 2003. Limnological study on a lake formed in a limestone quarry (Kraków, Poland). I. zooplankton community. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12(4), 489–493.
60. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. Dz.U. 2017 poz. 1566 ze zm.
61. Wachowiak G., Wachowiak A. 2010. Zalewanie wyrobiska końcowego Odkrywki “Pątnów” Kopalni Węgla Brunatnego “Konin” w świetle określenia składowych i obliczeń bilansu wodnego zbiornika. *Górnictwo Odkrywkowe*, 51(2), 77–85.
62. Walczykiewicz T. 2014. Scenarios of Water Resources Development in Poland up to 2030. *Water Resources*, 41(6), 763–773. DOI: 10.1134/S0097807814060219.
63. Wiatkowski M., Rosik-Dulewska C., Kuczewski K., Kasperek R. 2013. Ocena jakości wody zbiornika Włodzienin w pierwszym roku funkcjonowania. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 2667–2682.
64. Wiatkowski M., Rosik-Dulewska C., Wiatkowska B. 2010. Charakterystyka stanu użytkowania małego zbiornika zaporowego Nowaki na Korzkwi. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 12, 351–364.
65. Wiejaczka Ł. 2011. Wpływ zbiornika Klimkówka na abiotyczne elementy środowiska przyrodniczego w wolnie Ropy. *Prace geograficzne* 229, IGiPZ PAN, Warszawa.