

ZMIENNOŚĆ BIOMASY GLONÓW PLANKTONOWYCH W ZBIORNIKACH POWYROBISKOWYCH W KOZACH (TEREN ZAMKNIĘTEGO KAMIENIOŁOMU) W BESKIDZIE MAŁYM

Ewa Jachniak¹

¹ Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, ul. Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biała

e-mail: ejachniak@ath.bielsko.pl

STRESZCZENIE

Celem badań była analiza składu gatunkowego i biomasy glonów planktonowych w powyrobowiskowych zbiornikach wodnych. Zlokalizowane są one w Kozach na terenie zamkniętego kamieniołomu (zamknięty został w 1994 r.) na zboczach Beskidu Małego. W zamkniętym kamieniołomie znajdowała się kiedyś kopalnia piaskowca. Analizy wody zbiorników były prowadzone w czasie sezonu wegetacyjnego w 2018 r., w odstępach miesięcznych. Stężenia chlorofilu *a* mierzono za pomocą spektrofotometru, natomiast biomasa fitoplanktonu obliczano poprzez przyrównanie kształtu komórek glonów do figur geometrycznych i wyliczenie objętości. Oznaczano także wybrane parametry chemiczne (m. in. fosforany, pH i przewodność). Wartości biomasy glonów planktonowych i koncentracje chlorofilu *a* były niskie. W tych oczkach wodnych obserwowane były gatunki typowe dla wód oligotroficznymi (*Pinnularia* Ehrenberg, *Achnanthes lanceolata* (Brébisson ex Kützing) Grun. in Cl. & Grun.), ale także występowały okresowo gatunki charakterystyczne dla wód delikatnie eutroficznymi (*Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith).

Słowa kluczowe: zbiorniki powyrobowiskowe, biomasa glonów planktonowych

THE VARIABILITY OF THE PLANKTONIC ALGAE BIOMASS IN THE POST-MINING PONDS IN KOZY (AREA OF THE CLOSED QUARRY) IN THE SMALL BESKID

ABSTRACT

The aim of this research was analysis of the species composition and planktonic algae biomass in the post-mining water ponds. These ponds are located in Kozy in the area of the closed quarry (it was closed in 1994) on the slopes of the Small Beskid. In the closed quarry there was once a sandstone mine. The analyses of these reservoirs water were conducted during the vegetation season in 2018 year, in monthly intervals. The chlorophyll *a* concentrations were measured using a spectrophotometer, while the phytoplankton biomass was calculated by comparing the shape of algae to geometrical figures and calculating the volume. The chosen chemical parameters (i. a. phosphates, pH and conductivity) were also determined. The values of the planktonic algae biomass and the chlorophyll *a* concentrations were low. In these ponds the typical algae for oligotrophic water were observed (*Pinnularia* Ehrenberg, *Achnanthes lanceolata* (Brébisson ex Kützing) Grun. in Cl. & Grun.), but there were also periodically the species characteristic for gently eutrophic water (*Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith).

Keywords: post-mining ponds, planktonic algae biomass

WSTĘP

Glony planktonowe stanowią w większości mikroskopijne fotoautotroficzne organizmy, które rozwijają się we wszystkich rodzajach wód [Bucka i Wilk-Woźniak 2007; Danielsen 2010;

Fernández i inni 2015; Nishino i inni 2015; Bora i inni 2016; Goswami i inni 2017]. Są one bardzo dobrymi bioindykatorami stanu środowiska wodnego, eutrofizacji wody oraz zanieczyszczenia wody [Reynolds 2000, Rakowska i inni 2005; Danielsen 2010; Fernández i inni 2015;

Bora i inni 2017; Salmaso i inni 2017]. Dobre bioindykatory obejmują tylko te organizmy, które występują w ściśle określonych warunkach środowiskowych (są one stenobiontami) [Kawecka i Eloranta 1994; Rakowska i inni 2005, Bucka i Wilk-Woźniak 2007].

W nieczynnym kamieniołomie w Kozach wydobywano piaskowiec karpacki, obecnie teren ten stanowi atrakcję turystyczną, przyrodniczą, edukacyjną oraz historyczną związaną z przemysłem tego regionu (Badera i inni 2011).

Dotychczas prowadzono badania wielu zbiorników powyrobiskowych pod względem składu gatunkowego i biomasy glonów planktonowych, jednak w większości dotyczyły one innych wydobywanych materiałów (badano zbiorniki powyrobiskowe gliny, siarki, węgla brunatnego, a także złota) [Schagerl i inni 2010, Orlekowsky i inni 2013, Marszelewski i inni 2017, Hamilton i inni 2015].

Badania glonów planktonowych w zbiornikach powstałych na terenie zamkniętego kamieniołomu w Kozach na szerszą skalę nie były do tej pory prowadzone. Wybiórcze badania glonów planktonowych prowadziła studentka Inżynierii Środowiska ATH w Bielsku-Białej Barbara Nycz w 2016 r. [Nycz 2017]. Dotychczasowe badania koncentrowały się głównie na poznaniu i określeniu składu gatunkowego roślin zielnych, wilgociolubnych oraz drzew. W pobliżu stawów powyrobiskowych obserwowano oraz rozpoznano rośliny szuwarowe, m. in. *Juncus conglomeratus*, *Juncus effusus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Petasites albus*, *Phragmitetum australis* [Majgier i inni 2010, Badera i inni 2011].

Na terenie kamieniołomu występują typowe synantropijne zbiorowiska roślin, które rozwinęły się po zamknięciu kamieniołomu [Majgier i inni 2010, Badera i inni 2011, Kleszcz 2011].

Tereny zamkniętych kamieniołomów oraz zbiorniki powyrobiskowe są często wykorzystywane jako miejsca rekreacji, dlatego ochrona takich miejsc przed dopływem różnych zanieczyszczeń jest szczególnie istotna. Badania czystości i jakości wód (zarówno parametrów fizykochemicznych, jak i biologicznych, m.in. biomasy fitoplanktonu) zbiorników występujących na takich terenach są wskazane.

Celem badań była analiza składu gatunkowego i biomasy glonów planktonowych w powyrobiskowych zbiornikach wodnych w Kozach w województwie śląskim.

OBSZAR BADAŃ

Badania glonów planktonowych oraz stężeń chlorofilu *a* w wodach zbiorników powyrobiskowych prowadzono w 2018 roku. Akwenty te zlokalizowane są w Kozach w obrębie zamkniętego kamieniołomu na zboczach Beskidu Małego i usytuowane są w granicach Parku Krajobrazowego Beskidu Małego. W nieczynnym kamieniołomie znajdowała się kiedyś kopalnia piaskowca (została zamknięta w 1994 roku). W latach 1910-1992 wydobywano tam piaskowiec, który używany był do budowy dróg oraz różnego rodzaju budowli. Obecnie miejsce to stanowi obszar gospodarki leśnej oraz wykorzystywane jest jako teren rekreacyjny przez mieszkańców i turystów [Majgier i inni 2010, Badera i inni 2011].

Stawy powyrobiskowe są zlokalizowane na północnych zboczach Hrobaczej Łąki (rys. 1) na wysokości 540-665 m n.p.m. Są one zasilane opadami atmosferycznymi oraz drobnymi wyciekami wody ze skalnego podłoża. Charakteryzują się one niewielką powierzchnią (od 100 m² do 8 400 m²) oraz małą głębokością (około 2 m) [Majgier i inni 2010, Kleszcz 2011].

METODYKA BADAŃ

Badania glonów planktonowych oraz stężeń chlorofilu *a* były prowadzone w wodach dwóch stawów powyrobiskowych w sezonie wegetacyjnym, od maja do października 2018 roku.

Pierwsze stanowisko pomiarowe (K1) było zlokalizowane w większym stawie, który usytuowany był w słonecznym miejscu i charakteryzował się skalnym podłożem, natomiast drugie stanowisko pomiarowe (K2) zlokalizowane było w mniejszym stawie, który znajdował się w miejscu zacienionym i wyróżniał się żwirowo-piaszczystym podłożem (rys. 1).

Analizy glonów były prowadzone w laboratorium Instytutu Ochrony i Inżynierii Środowiska Akademii Techniczno-Humanistycznej w Bielsku-Białej. Dodatkowo mierzono wybrane parametry fizykochemiczne wody badanych stawów (temperaturę wody, przewodność elektrolityczną, pH oraz stężenia fosforanów). Temperaturę mierzono podczas pobierania próbek wody do badań za pomocą termometru. Wartości pH mierzono używając elektronicznego pehametru ChemLand, przewodność z kolei oznaczano za pomocą konduktometru WTW inoLab Cond Level 2, który



Rys. 1. Lokalizacja stawów powyrobiskowych i stanowisk pomiarowych w zamkniętym kamieniołomie w Kozach [www. google.maps - zmodyfikowane]
Fig. 1. Location the water ponds and research points in the closed quarry in Kozy [www. google.maps - modified]

posiada wbudowaną elektrodę Tetra Con 325, a także system automatycznej kompensacji temperatury. Stężenia chlorofilu *a* oraz fosforanów były mierzone za pomocą spektrofotometru zgodnie z Polskimi Normami.

Do analizy glonów używano mikroskopu świetlnego Nikon Eclipse 200. Analizy prowadzono w komorze o wysokości 0.4 mm i średnicy 20 mm. Głony były zliczane w 17 polach widzenia w trzech powtórzeniach, z kolei zagęszczenie poszczególnych osobników zostało obliczone według Lunda i innych [1958]. Biomasa fitoplanktonu (w mokrej masie) obliczano poprzez przyrównywanie kształtu komórek glonów do figur geometrycznych i pomiarze ich objętości (metoda bezpośrednia obliczania biomasy) [Rott 1981], a także na podstawie stężeń chlorofilu *a* (metoda pośrednia obliczania biomasy).

W celu zamiany objętości komórek glonów na biomasa komórek zastosowano następujący przelicznik [Rott 1981]:

$$1 \mu\text{m}^3 = 1/1 \cdot 10^9 \text{ mm}^3 = 1/1 \cdot 10^9 \text{ mg} \quad (1)$$

W celu identyfikacji gatunkowej glonów planktonowych korzystano z następujących kluczy: Starmach [1989], Hindak [1996], Cox [1999], Picińska-Fałtynowicz i Błachuta [2012].

Gatunki glonów były konsultowane ze specjalistami.

WYNIKI

W czasie badań mierzono następujące parametry fizykochemiczne (temperaturę wody i powietrza, przewodność, pH oraz stężenia fosforanów). Wartości tych parametrów zaprezentowano w tabelach 1 i 2.

Maksymalne wartości przewodności elektrolitycznej stwierdzono w większym zbiorniku wodnym w próbach pobranych ze stanowiska K1 (428 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i 425 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (tab. 1). Tak wysokie wartości wynikały z występowania skalnego podłoża i wyciekania dużej ilości mineralnych substancji do wody. Wysokie wartości przewodności wskazują na duże zanieczyszczenie mineralne wody. Wyższe wartości przewodności obserwowano pod koniec okresu wegetacyjnego, co mogło być związane z dopływem nutrientów ze zlewni. Obecnie jest to teren rekreacyjny, więc w lecie większość leśnych szlaków wokół stawów jest przemierzana przez wielu spacerowiczów.

Woda pobrana z drugiego stanowiska badawczego (K2) w mniejszym stawie charakteryzowała się dużo mniejszymi wartościami przewodności, ale także wyższe wartości obserwowano pod koniec sezonu wegetacyjnego, tylko w październiku wartości przewodności były najniższe (101 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (tab. 2). W tym czasie mogło

Tabela 1. Wartości wybranych parametrów fizykochemicznych w większym zbiorniku powyrobiskowym w rejonie stanowiska K1**Table 1.** The values of the selected physicochemical parameters in the larger post-mining pond in the area of the site K1

Rodzaj parametru Data badań	Temperatura powietrza (°C)	Temperatura wody (°C)	Przewodność elektrolityczna (µs/cm)	Wartości pH	Stężenia fosforanów (mg PO ₄ ·dm ⁻³)
24 maj	25	15	396	6,5	0,38
25 czerwiec	20	14	390	7,4	0,58
25 lipiec	35	24	398	7,5	0,46
27 sierpień	28	25	420	7,5	0,35
26 wrzesień	18	20	428	6,9	0,55
24 październik	7	7	425	6,7	0,74

Tabela 2. Wartości wybranych parametrów fizykochemicznych w mniejszym zbiorniku powyrobiskowym w rejonie stanowiska K2**Table 2.** The values of the selected physicochemical parameters in the smaller post-mining pond in the area of the site K2

Rodzaj parametru Data badań	Temperatura powietrza (°C)	Temperatura wody (°C)	Przewodność elektrolityczna (µs/cm)	Wartości pH	Stężenia fosforanów (mg PO ₄ ·dm ⁻³)
24 maj	22	13	145	6,4	0,43
25 czerwiec	18	14	148	7,3	0,55
25 lipiec	30	22	151	7,5	0,34
27 sierpień	25	23	166	7,4	0,37
26 wrzesień	17	19	190	6,7	0,18
24 październik	7	6	101	6,5	0,31

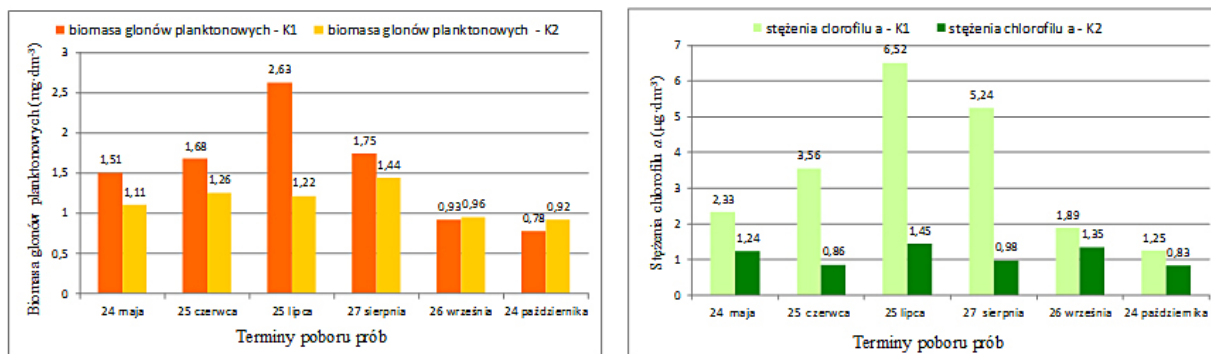
wzrosnąć organiczne zanieczyszczenie wody w tym zbiorniku, ponieważ widoczny był jesienny rozkład roślin i liści, spadających z otaczających stawów drzew.

W wodach obu badanych zbiorników stwierdzono lekko kwaśny odczyn wody. Wartości pH oscylowały pomiędzy 6,5 i 7,5 (na stanowisku K1) oraz pomiędzy 6,4 i 7,5 (na stanowisku K2) (tab. 1 i 2). Niższe wartości pH wynikały prawdopodobnie z obecności kwasów humusowych i fulwowych, które powstają głównie w wyniku rozkładu materii organicznej i stanowią składnik próchnicy leśnej (kamieniołom znajduje się na terenie zalesionym) [Elbanowska i inni 1999, Kawecka i Eloranta 1994].

Stężenia fosforanów w wodach stawów były dość wysokie i wahały się od 0,35 mg PO₄·dm⁻³ do 0,74 mg PO₄·dm⁻³ (na stanowisku K1) oraz od 0,18 mg PO₄·dm⁻³ do 0,55 mg PO₄·dm⁻³ (na stanowisku K2) (tab. 1 i 2). W czasie sezonu wegetacyjnego obserwowano fluktuacje stężeń fosforanów. W lecie stężenia fosforanów spadały, ponieważ były zużywane

przez glony planktonowe jako źródło pożywienia, natomiast jesienią wzrastały (w rezultacie zasilania wewnętrznego oraz ograniczonej produkcji pierwotnej).

Biomasa glonów planktonowych oraz stężenia chlorofilu *a* były niskie w obu stawach w całym okresie badawczym. Najniższą biomasę stwierdzono w październiku (0,78 mg·dm⁻³), natomiast maksymalną w lipcu (2,63 mg·dm⁻³) w rejonie stanowiska K1 w większym zbiorniku powyrobiskowym (rys. 2). Z kolei w mniejszym zbiorniku powyrobiskowym, w rejonie stanowiska K2 najniższą biomasę zanotowano w październiku (0,92 mg·dm⁻³), natomiast najwyższą w sierpniu (1,44 mg·dm⁻³). Podobne obserwacje stwierdzono w przypadku stężeń chlorofilu *a*. W obu badanych zbiornikach najniższe stężenia chlorofilu *a* stwierdzono w październiku (1,25 µg·dm⁻³ – na stanowisku K1 oraz 0,83 µg·dm⁻³ – na stanowisku K2), natomiast najwyższe stwierdzono w lipcu (6,52 µg·dm⁻³ – w rejonie stanowiska K1 i 1,45 µg·dm⁻³ – w rejonie stanowiska K2) (rys. 2).



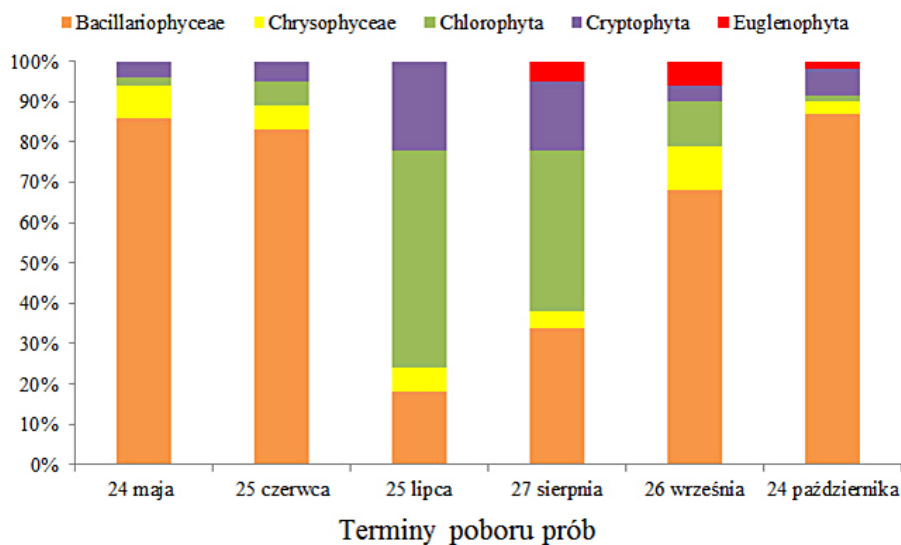
Rys. 2. Zmienność biomasy glonów planktonowych oraz stężeń chlorofilu *a* w wodach obu zbiorników w okresie badawczym

Fig. 2. The variability of the planktonic algae biomass and chlorophyll *a* concentrations in the both ponds water during the research period

Niższe wartości biomasy glonów planktonowych oraz stężeń chlorofilu *a* były obserwowane w mniejszym zbiorniku wodnym. Staw ten znajduje się w miejscu bardziej zacienionym (jest otoczony drzewami), dlatego mniej światła słonecznego dociera do toni wodnej, woda jest w nim chłodniejsza, a to w konsekwencji wpłynęło na mniejszy rozwój glonów.

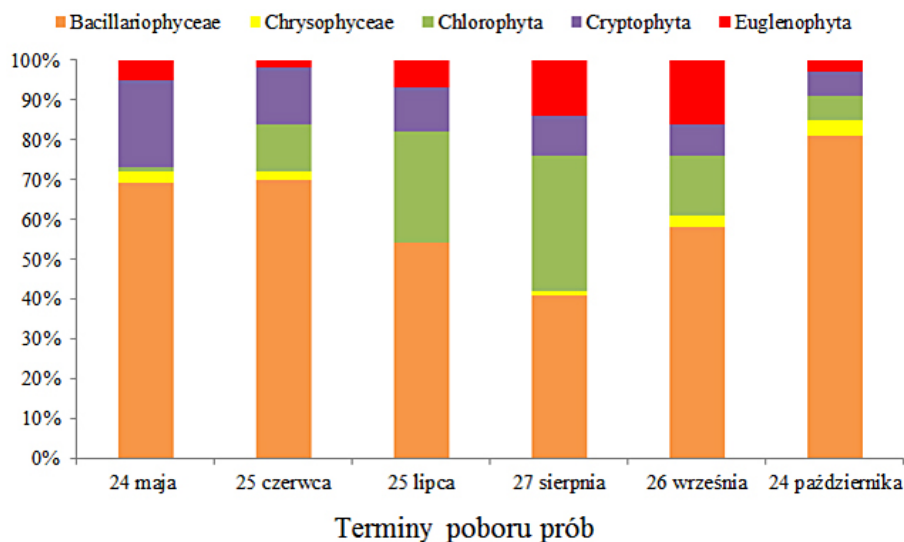
W czasie całego okresu badawczego obserwowano dużą zmienność poszczególnych grup glonów w badanych zbiornikach. Okrzemki i złotowiciowce dominowały wiosną i jesienią, z kolei procentowy udział zielenic i kryptofitów w całkowitej biomasy glonów wzrastał latem (rys. 3 i 4). Maksymalny udział

okrzemek w całkowitej biomasy fitoplanktonu oscylował pomiędzy 86% w maju i 87% w październiku w stawie większym na stanowisku K1, natomiast w stawie mniejszym na stanowisku K2 procentowy udział okrzemek w całkowitej biomasy glonów był niższy i oscylował pomiędzy 70% w czerwcu i 81% w październiku. W obu akwenach obserwowano gatunki typowe dla wód czystych, oligotroficznych, m. in. *Encyonema minutum* (Hilse) D.G. Mann, *Pinnularia* sp. i *Achnanthes lanceolata* (Brébisson ex Kützing) Grun. in Cl. & Grun. Okresowo pojawiał się również gatunek z grupy okrzemek *Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith. Występuje on najczęściej



Rys. 3. Procentowy udział poszczególnych grup glonów planktonowych w ogólnej biomasy fitoplanktonu w wodach większego zbiornika w rejonie stanowiska K1 w okresie badawczym

Fig. 3. The percentage share of the individual planktonic algae groups in the larger pond in the area of the site K1 in research period



Rys. 4. Procentowy udział poszczególnych grup glonów planktonowych w ogólnej biomacie fitoplanktonu w wodach mniejszego zbiornika w rejonie stanowiska K2 w okresie badawczym

Fig. 4. The percentage share of the individual planktonic algae groups in the smaller pond in the area of the site K2 in research period

w wodach od średniej do wysokiej zawartości elektrolitów [Bucka i Wilk-Woźniak 2007], co potwierdza wyższą zawartość substancji mineralnych w wodach badanych stawów. W zbiorniku większym w obrębie stanowiska K1 obserwowano znaczny udział procentowy złotowiciowców (głównie *Kephyrion* sp.) w całkowitej biomacie fitoplanktonu. To może potwierdzać czystość wody, ponieważ grupa tych glonów występuje najczęściej w wodach chłodnych, dobrze natlenionych oraz ubogich w związki biogenne. *Chrysophyta* są zdolne do miksotrofii - okresowego przechodzenia na heterotroficzny sposób odżywiania (wówczas mogą żywić się bakteriami) w przypadku nieobecności mineralnego azotu i fosforu [Bucka i Wilk-Woźniak 2007].

Z kolei w drugim badanym zbiorniku na stanowisku K2 stwierdzono znaczący udział procentowy kryptofitów i euglenin. Staw ten otoczony był drzewami i zwłaszcza pod koniec sierpnia oraz września widoczne były opadłe z drzew liście, które ulegały rozkładowi, w konsekwencji prowadziło to do zwiększenia ilości materii organicznej. Obie te grupy glonów często odżywiają się bakteriami, które rozkładają materię organiczną. Eugleniny stanowią grupę glonów, która preferuje wody bogate w substancje organiczne (rys. 3 i 4) [Bucka i Wilk-Woźniak 2007].

DYSKUSJA

Badania zbiorników powyrobiskowych na terenie zamkniętego kamieniołomu w Kozach wskazały, że woda zbiornikowa jest czysta i tylko okresowo zanieczyszczona. W większym zbiorniku wodnym w rejonie stanowiska K1 obserwowano wraz z upływem sezonu wegetacyjnego zwiększające się zanieczyszczenie substancjami mineralnymi, z kolei w drugim, mniejszym akwenu obserwowano mniejszą ilość soli mineralnych. Mała liczba turystów w tym rejonie sprzyja minimalizacji zanieczyszczenia, również wody badanych zbiorników nie są mocno zanieczyszczone. Są one tylko delikatnie narażone na wpływ antropopresji.

Zbiorniki powyrobiskowe zazwyczaj stanowią specyficzne środowiska, często charakteryzujące się skalnym lub kamienistym podłożem, które nie sprzyja zakorzenianiu się roślin wodnych. Zbiorniki takie z reguły nie są żyzne, a proces eutrofizacji zachodzi bardzo powoli [Marszelewski i inni 2017]. To może wyjaśniać niskie stężenia chlorofilu *a* i biomasy glonów planktonowych w badanych stawach.

Liczba spacerowiczów i turystów wzrasta tylko okresowo (głównie w sezonie letnim) na szlakach Beskidu Małego. Niestety śmieci pozostawiane na tym terenie przez turystów często powodują wzrost zanieczyszczenia (m. in. sub-

stancji biogenych) i dopływ ich do wód zbiornikowych. W konsekwencji sprzyja to okresowemu rozwojowi glonów planktonowych, który objawia się wzrastającymi stężeniami chlorofilu *a* i wartości biomasy fitoplanktonu.

Obserwacje prowadzone w innych zbiornikach powyroboiskowych wskazują na znaczną czystość ich wód, dobrą przezroczystość, niskie koncentracje substancji biogenych (głównie azotu i fosforu) oraz niskie stężenia chlorofilu *a* i wielkości biomasy glonów. Wynika to z tego, że są one bardzo młode w porównaniu z jeziorami polodowcowymi i znajdują się na wczesnym etapie sukcesji ekosystemów [Marszelewski i inni 2017].

Złotowiciowce (*Kephyrion* sp.) oraz okrzemki obserwowane w badanych zbiornikach *Encyonema minutum* (Hilse) D.G. Mann, *Pinnularia* sp. i *Achnanthes lanceolata* (Brébisson ex Kützing) Grun. in Cl. & Grun. potwierdzają czystość wody. Glony te preferują czyste, oligotroficzne oraz dobrze natlenione wody [Bubak i Bogaczewicz-Adamczak 2005; Keatley i inni 2009; Falasco i inni 2012]. W czasie badań nie stwierdzono obecności sinic, co może potwierdzać niższą żyzność wody, ponieważ sinice występują z reguły w eutroficznych zbiornikach wodnych [Reynolds 2000; Burchardt i Pawlik-Skowrońska 2005; Rakowska i inni 2005; Ptacnik i inni 2009; Järvinen i inni 2013; Bora i inni 2017; Salmaso i inni 2017].

Wysoka przewodność elektrolityczna wody była związana ze skalnym podłożem, zwłaszcza w większym akwenu w rejonie stanowiska K1, może także wynikać z chemizmu wody dopływającej z zdegradowanej powierzchni zlewni na terenie zamkniętego kamieniołomu. Parametry fizykochemiczne wody w zbiornikach powyroboiskowych związane są przede wszystkim z ich podłożem oraz rodzajem wody, jaka je zasilają [Schagerl i inni 2010, Pocięcha i inni 2018]. Wartości pH z kolei zależą głównie od lokalizacji zbiorników powyroboiskowych oraz od tego co było z nich wydobywane [Schagerl i inni 2010, Orlekowsky i inni 2013, Marszelewski i inni 2017, Angeles i inni 2018, Pocięcha i inni 2018].

Zbiorniki powyroboiskowe mogą być bardziej podatne i narażone na wpływy otoczenia oraz działalności człowieka, ze względu na ich małe rozmiary i niewielkie głębokości [Marszelewski i inni 2017]. Teren zamkniętego kamieniołomu pełni funkcje rekreacyjne, odbywają się co roku biegi przełajowe na Hro-

baczą Łakę oraz w wodach zbiorników powyroboiskowych w kamieniołomie odbywają się zawody wędkarskie (często podczas dni Kóz) [Kleszcz 2011, <https://www.kozy.pl/zawody-wedkarskie-za-nami/aktualnosci/1576.html>, <https://www.kozy.pl/dni-koz-2019fotorelacja-galeria/41.html>], dlatego wody zbiornikowe powinny być monitorowane pod względem ich jakości oraz utrzymywane na oligotroficznym poziomie żyzności i chronione przed eutrofizacją.

WNIOSKI

1. Biomasa glonów planktonowych oraz stężenia chlorofilu *a* były niskie w obu badanych zbiornikach powyroboiskowych, ale niższe wartości obserwowano w mniejszym zbiorniku wodnym.
2. W obu badanych stawach obserwowano gatunki typowe dla wód czystych, oligotroficznych, m. in. *Encyonema minutum* (Hilse) D.G. Mann, *Pinnularia* sp. i *Achnanthes lanceolata* (Brébisson ex Kützing) Grun. in Cl. & Grun.
3. Wody zbiornikowe charakteryzowały się wysokimi wartościami przewodności elektrolitycznej i lekko kwaśnym odczynem wody.

BIBLIOGRAFIA

1. Angeles D. delos M., Merilles Ma. L.D., Silva B.B., C., Masungsong L.A., Cadiz N.M. 2018. Floral and Algal Species Composition in An Abandoned Mine Tailings Pond at BGY. Mognog, Marinduque, Philippines. *Environment Asia*, 11(2), 91-108.
2. Badera J., Rahmonov O., Parusel T. 2011. The quarry in Kozy as a geotourist attraction and the object of natural and cultural heritage in the context of sustainable development. *Geotourism*, 3-4(26-27), 41-50.
3. Bora A., Gogoi H.K., Veer V. 2016. Algal Wealth of Northeast India. [W:] Purkayastha J. (red.) *Bio-prospecting of Indigenous Bioresources of North-East India*, Springer Science+Business Media Singapore, 215-228.
4. Bubak I., Bogaczewicz-Adamczak B. 2005. Fossil diatoms and chrysophyceae cysts as indicators of palaeocological changes in Lake Ostrowite (Tuchola Pinewoods). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34(3), 269-286.
5. Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2007. Glony pro- i eukariotyczne zbiorowisk fitoplanktonu w zbiorni-

- kach wodnych Polski Południowej. Instytut Ochrony Przyrody – PAN Kraków, ss. 352.
6. Burchardt L., Pawlik-Skowrońska B. 2005. Zakwity sinic – konkurencja międzygatunkowa i środowiskowe zagrożenie. *Wiadomości Botaniczne*, 49(1/2), 39–49.
 7. Cox E.J. 1999. Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. Chapman and Hall London, ss. 107.
 8. Danielsen R. 2010. Dissimilarities in the recent histories of two lakes in Portugal explained by local-scale environmental processes. *Journal of Paleolimnology*, 43, 513–534.
 9. Elbanowska H., Zerbe J., Siepak J. 1999. Fizyczno-chemiczne badania wód. UAM Poznań, ss. 232.
 10. Falasco E., Ector L., Ciaccio E., Hoffmann L., Bona F. 2012. Alpine freshwater ecosystems in a protected area: a source of diatom diversity. *Hydrobiologia*, 695, 233–251.
 11. Fernández C., Estrada V., Parodi E.R. 2015. Factors Triggering Cyanobacteria Dominance and Succession During Blooms in a Hypereutrophic Drinking Water Supply Reservoir. *Water, Air & Soil Pollution*, 226(73), 1–13.
 12. Goswami S.N., Trivedi R.K., Saha S., Mandal A., Jana S. 2017. A study on plankton diversity of three urban ponds in Kolkata of West Bengal State, India. *International Journal of Advanced Biological Research*, 7(4), 687–691.
 13. Hamilton P. B., Lavoie I., Alpay S., Ponader K. 2015. Using diatom assemblages and sulfur in sediments to uncover the effects of historical mining on Lake Arnoux (Quebec, Canada): a retrospective of economic benefits vs. environmental debt. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3, 99.
 14. Hindák F. 1996. Key to the unbranched filamentous green algae (Ulotrichineae, Ulotrichales, Chlorophyceae). *Bulletin Slovenskej Botanickej Spoločnosti Pri Sav*, Supplement 1, 1–77.
 15. Jarvinen M., Drakare S., Free G., Lyche-Solheim A., Phillips G., Skjelbred B., Mischke U., Ott I., Poikane S., Søndergaard M., Pasztaleniec A., Wichelen J.V., Portielje R. 2013. Phytoplankton indicator taxa for reference conditions in Northern and Central European lowland lakes. *Hydrobiologia*, 704, 97–113.
 16. Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych. PWN Warszawa, ss. 256.
 17. Keatley B.E., Douglas M.S.V., Blais J.M., Mallory M.L., Smol J.P. 2009. Impacts of seabird-derived nutrients on water quality and diatom assemblages from Cape Vera, Devon Island, Canadian High Arctic. *Hydrobiologia*, 621, 191–205.
 18. Kleszcz M. 2011. Przewodnik geoturystyczny po Beskidzie Małym. Rozprawa magisterska, Uniwersytet Pedagogiczny w Krakowie, ss. 109.
 19. Lund J.W.G., Kipling C., Le Gren E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*, 1, 144–170.
 20. Majgier L., Badera J., Rahmonov O. 2010. Kamieniołomy w województwie śląskim jako obiekty turystyczno-rekreacyjne na terenach uprzemysłowionych. *Krajobrazy rekreacyjne – kształtowanie, wykorzystanie, transformacja. Problemy Ekologii Krajobrazu*, XXVII, 267–275.
 21. Marszelewski W., Dembowska W. A., Napiórkowski P., Solarczyk A. 2017. Understanding Abiotic and Biotic Conditions in Post-Mining Pit Lakes for Efficient Management: A Case Study (Poland). *Mine Water and the Environment*, 36, 418–428.
 22. Nishino H., Hodoki Y., Thottathil S.D., Ohbayashi K., Takao Y., Nakano S. 2015. Identification of species and genotypic compositions of *Cryptomonas* (Cryptophyceae) populations in the eutrophic Lake Hira, Japan, using single-cell PCR. *Aquatic Ecology*, 49, 263–272.
 23. Nycz B. 2017. Struktura gatunkowa i ilościowa glonów planktonowych w wybranych oczkach wodnych leśnych występujących w Beskidach. Rozprawa magisterska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, ss. 74.
 24. Orlekowsky T., Venter A., Wyk v F., Levanets A. 2013. Cyanobacteria and algae of gold mine tailings in the Northwest Province of South Africa. *Nova Hedwigia*, 97(3-4), 281–294.
 25. Picińska-Fałtynowicz J., Błachuta J. 2012. Klucz do identyfikacji organizmów fitoplanktonowych z rzek i jezior dla celów badań monitoringowych części wód powierzchniowych w Polsce. *Biblioteka Monitoringu Środowiska Warszawa*, ss. 188.
 26. Pociecha A., Bielańska-Grajner I., Szarek-Gwiżdża E., Wilk-Woźniak E., Kuciel H., Walusiak E. 2018. Rotifer Diversity in the Acidic Pyrite Mine Pit Lakes in the Sudety Mountains (Poland). *Mine Water and the Environment*, 37, 518–527.
 27. Polski Komitet Normalizacyjny. *Polskie Normy: oznaczanie chlorofilu a metodą spektrofotometryczną*. PN-86/C-5560.02, Warszawa.
 28. Ptacnik R., Solimini A., Brettum P. 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiologia*, 633, 75–82.
 29. Rakowska B., Sitkowska M., Szczepocka E., Szulc B. 2005. Cyanobacteria water blooms associated with various eukaryotic algae in the Sulejow reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34(1), 31–38.

30. Reynolds C.S. 2000. Phytoplankton designer – or how to predict compositional responses to trophic – state change. *Hydrobiologia*, 424, 123–132.
31. Rott E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* Birkhäuser Verlag Basel., 43(1), 34–62.
32. Salmaso N., Boscaini A., Capelli C., Cerasino L. 2017. Ongoing ecological shifts in a large lake are driven by climate change and eutrophication: evidences from a three-decade study in Lake Garda. *Hydrobiologia*, 824(1), 177–195.
33. Schagerl M., Bloch I., Angeler D. G., Fesl C. 2010. The use of urban clay-pit ponds for human recreation: assessment of impacts on water quality and phytoplankton assemblages. *Environmental Monitoring and Assessment*, 165, 283–293.
34. Starmach K. 1989. *Plankton roślinny wód słodkich. Metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej.* PWN Warszawa-Kraków, ss. 496.
35. google.maps. Retrieved 15. 05. 2020, from www.google.maps.
36. <https://www.kozy.pl/zawody-wedkarskie-za-nami/aktualnosci/1576.html>. Retrieved 02. 07. 2020.
37. <https://www.kozy.pl/dni-koz-2019fotorelacja/galeria/41.html>. Retrieved 02. 07. 2020.