

DOBOWA ZMIENNOŚĆ PARAMETRÓW FIZYKOCHEMICZNYCH WODY W ZBIORNIKACH I CIEKACH W ŚWIETLE AKTUALNEGO STANU WIEDZY ORAZ BADAŃ PILOTAŻOWYCH JEZIORA ROTCZE

Bartosz Bojarski¹, Karol Plesiński²✉, Michał Bien³

¹ Zakład Ichtibiologii i Gospodarki Rybackiej w Gołyszach, Polska Akademia Nauk, Kalinowa 2, 43-520 Zaborze

² Katedra Inżynierii Wodnej i Geotechniki, Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

³ Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Kielcach

ABSTRAKT

Cel pracy

Celem niniejszych badań było określenie wybranych wskaźników fizykochemicznych wody w jeziorze Rotcze (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie) w poszczególnych porach doby, a także zdefiniowanie stopnia eutrofizacji.

Materiał i metody

Próbki wody do analizy pobierano w dwóch miejscach – w okolicy pomostu zlokalizowanego na kąpielisku (punkt pierwszy) oraz w okolicy pomostu usytuowanego wśród występującej licznie roślinności szuwarowej, z dala od kąpieliska (punkt drugi). Próbki wody pobrano z obu punktów pięciokrotnie, co sześć godzin, począwszy od godziny 10:00 w dniu 28.05.2020, a skończywszy na godzinie 10:00 w dniu 29.05.2020. Każdorazowo próbki pobierano z głębokości około 60 cm, za pomocą otwartego pojemnika. Od razu po ich pobraniu mierzono temperaturę wody, natomiast w ciągu około godziny badano pozostałe parametry, tj. pH, stężenie amoniaku (NH_3), azotynów (NO_2^-), azotanów (NO_3^-), fosforanów (PO_4^{3-}), twardość ogólną (GH) i węglanową (KH). Pomiary niniejszych wskaźników chemicznych wykonano metodą kolorymetryczną z wykorzystaniem zestawu Aquaset 2 Flora (Zoolek, Polska). Dodatkowo zmierzono temperaturę powietrza.

Wyniki i wnioski

1. Poziom trofii w jeziorze Rotcze jest niski, stąd jezioro można zaliczyć do typu oligotroficznego.
2. Jezioro nie jest zagrożone eutrofizacją, gdyż stężenie biogenów jest znikome (poniżej progu oznaczalności), a także nie zarasta (podczas sezonu wegetacyjnego roślinność szuwarowa stanowi do 8% powierzchni całego jeziora).
3. Dobowa zmienność temperatury wody jest niewielka ($\pm 2^\circ\text{C}$), lecz koreluje z temperaturą powietrza. Nie zależy od miejsca pomiaru.
4. Wartość odczynu pH wzrosła po zmroku (g. 22:00), co było spowodowane procesem fotosyntezy, który zachodził w ciągu dnia prowadząc do zmniejszenia stężenia CO_2 i alkalizacji wody.

Słowa kluczowe: chemizm, środowisko wodne, dobowa zmienność, antropopresja, jezioro Rotcze

✉ e-mail: karol.plesinski@urk.edu.pl

WSTĘP

Jeziora i stawy stanowią nieodłączny krajobraz polskiej wsi. Krainy, w których dominującym elementem krajobrazu są jeziora (Pojezierza, Mazury) stanowią 1/3 powierzchni kraju (Jańczak, 1997). Jednakże obszar o największym zagęszczeniu jezior, czyli północna część Polski, zalicza się do średniej strefy jeziorności, zarówno pod względem procentowego pokrycia terenu jeziorami, jak i gęstości ich występowania (Choiński, 1988). Największą gęstość jezior obserwuje się w północnej Polsce, gdzie wynosi ona 10–20 jezior o powierzchni większej niż 5 km² na 10000 km². Niziny polskie charakteryzują się mniejszą gęstością jezior, wynoszącą 2–10 szt. na 10000 km². Południowy obszar kraju (z wyłączeniem Tatr) jest mało zasobny w jeziora (gęstość jezior w tym rejonie wynosi poniżej 3 szt. na 10000 km²) (Kmieciakowiczowa, 1965). Zgodnie z Katalogiem Jezior Polski (1954) ponad 50% jezior w Polsce to jeziora małe, o powierzchni 1–5 ha. Należy zwrócić uwagę na fakt, że jeziora zarastają, w związku z tym ich liczba ciągle maleje (Szostak, 1967; Kramkowski i in., 2014). Zarastanie jest największym zagrożeniem dla jezior; w warunkach antropopresji proces ten jest niebezpiecznie przyspieszony. W latach 1920–1980 powierzchnia polskich jezior zmniejszyła się o 11% (Choiński, 1991–1992; Choiński i Jańczak, 1993; Jańczak, 1991; Choiński i Ptak, 2008). Zanikanie jezior będące skutkiem ich zarastania jest procesem naturalnym, jednakże przyspieszenie tego zjawiska jest niepożądane, gdyż w skali geologicznej czas życia jeziora (powstawanie, istnienie i zanikanie) jest krótki. Wiele zależy od typu morfometrycznego jeziora, jednak zauważa się zależność, że im większa żyźność (trofia – za którą odpowiadają głównie związki azotu i fosforu), tym szybciej jezioro zarasta (eutrofizuje) i wypełnia misę jeziorną różnorodną roślinnością (Kubiak i Tórz, 2005; Marszelewski i in., 2011; Kajak, 2001). Substancje użyźniające dostają się do jezior głównie w wyniku niewłaściwej gospodarki wodno-ściekowej, intensywnego rolnictwa i rekreacji. Zatem w największym stopniu degradacji ulegają jeziora będące pod silną presją człowieka. Jednakże nawet te, które wydają się podlegać wpływowi człowieka w ograniczonym stopniu, są poddane antropopresji (Jańczak, 1997).

Banerjee i in. (1983), Antonowicz (2007) oraz Salahuddin i in. (2014) wykazali, że wskaźniki fi-

zykochemiczne określające jakość wody w zbiornikach śródlądowych mogą ulegać zmianom w ciągu doby. Należy jednak zaznaczyć, że badania dotyczące dobowych zmian parametrów fizykochemicznych wód stojących, a więc także jezior, prowadzone są bardzo rzadko. Celem niniejszych badań była ocena parametrów fizykochemicznych wody w jeziorze Rotcze z uwzględnieniem godziny pobrania próbek oraz obecności lub braku roślinności w miejscu ich pobrania.

PRZEGLĄD DOTYCHCZASOWYCH BADAŃ

W przyrodzie, w tym także w środowisku wodnym, można zaobserwować cykliczność różnego typu zjawisk. Zmianom polegają zarówno biotyczne, jak i abiotyczne składowe ekosystemów wodnych. W przypadku jezior stwierdza się sezonowe i cykliczne zmiany parametrów fizykochemicznych wody, które były badane przez wielu naukowców. Spośród polskich badaczy, którzy zajmowali się tą problematyką należy wymienić Jarosiewicza i Hetmańskiego (2009), Antonowicza i in. (2016, 2017), Antonowicza (2018), Antonowicza i Trojanowskiego (2010, 2013) oraz Trojanowskiego i Antonowicza (2011).

Cykliczne zmiany chemizmu wody w jeziorze mogą mieć również charakter dobowy, choć danych literaturowych dotyczących tego zagadnienia opublikowano jak dotąd bardzo niewiele. Salahuddin i in. (2013) wykonali analizę dziennej zmienności nie tylko parametrów fizykochemicznych, ale także wskaźników biologicznych w odniesieniu do fitoplanktonu, zooplanktonu i pierwotnej produktywności w nowopowstałym zbiorniku Omkareshwar na rzece Narmada. Największe różnice w zakresie parametrów fizykochemicznych, takich jak temperatura, pH, przewodność, zasadowość ogólna, twardość ogólna, zawartość chlorków, tlen rozpuszczony, biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT) i chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) obserwowano między godziną 11:00 a 07:00. Nie zaobserwowano żadnych zmian w fitoplanktonie, ale zmiany w liczbie gatunków zooplanktonu były dobrze widoczne, ponieważ mogą one aktywnie pływać w kierunku najbardziej odpowiedniej niszy środowiskowej w zbiorniku. Uzyskane wyniki wskazują, że jezioro ma charakter oligotroficzny. Maksymalne zagęszczenie całkowitego fitoplank-

tonu wyniosło $271,97 \text{ Org} \cdot \text{dm}^{-3}$, co zostało zaobserwowane około godziny 11:00 latem, zaś najwyższe zagęszczenie całkowitego zooplanktonu wynoszące $930,78 \text{ Org} \cdot \text{dm}^{-3}$ odnotowano po godzinie 23:00, również w sezonie letnim. Maksymalną wartość pierwotnej produktywności netto ($600 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot 3 \text{ h}^{-1}$) odnotowano po godzinie 11:00 w sezonie letnim. Dla 15 par zmiennych obliczono odpowiednie współczynniki korelacji, a następnie ustalono sezonowe macierze korelacji. Pierwotna produktywność netto NPP wykazała dodatnią korelację odpowiednio z produktywnością rozpuszczonego tlenu i fitoplanktonu.

Banerjee i in. (1982) wykonali badania porównawcze okresowych i dziennych zmian niektórych parametrów fizykochemicznych otwartej i zamkniętej części jeziora Loktak, Manipur, Indie. Pomiary prowadzono przez okres trzech lat (1976–78), aby zbadać wpływ działalności człowieka na te zmiany. Zamkniętą część jeziora wykorzystywano do kontrolowanego połowu ryb, było dobrze chronione. Z kolei część otwarta była narażona na znaczną presję wynikającą z działalności człowieka. Próbkę pobierano bezpośrednio nad dnem zbiornika oraz z warstwy przypowierzchniowej.

Wyraźne fluktuacje dobowe były dostrzegalne zarówno w zamkniętej, jak i otwartej części jeziora. Dobowe zmiany wolnego CO_2 w próbkach dennych z zamkniętej części jeziora charakteryzowały się niższymi wartościami w dzień i wyższymi w nocy. Ta fluktuacja nie była konsekwentnie obserwowana dla próbek pobranych z powierzchni. Wskaźnik pH przyjmował wartości wysokie w dzień i niskie w nocy. Na otwartej przestrzeni wystąpił bezpośredni, a nie pośredni związek między CO_2 a pH. Podobny bezpośredni związek między pH a wolnym CO_2 był również widoczny w dziennych zmianach w obszarze toni wodnej, które opisali Rai i Datta Munshi (1979).

Charakterystyczny wzrost pH i zmniejszenie stężenia CO_2 w ciągu dnia – nad dnem w próbce z zamkniętego jeziora – nie były widoczne w danych dla otwartego jeziora. Dienne stężenia tlenu rozpuszczonego (DO) nie różniły się istotnie od nocnych. Jest bardzo prawdopodobne, że spadek zawartości DO i pH w okresie pomonsunowym wynikał ze wzrostu materii organicznej. To wyjaśniałoby również niskie wartości DO i pH w próbkach zebranych nad dnem zbiornika. Wynika to oczywiście z postmonsunowych szczytów wartości dla wskaźnika Cl^- , którego wysoka

wartość jest uwarunkowana wpływem powierzchniowym z okolicznych terenów.

Porównanie właściwości fizykochemicznych otwartej i zamkniętej części jeziora wykazało, że z wyjątkiem sezonowych wahań stężenia DO na otwartym terenie jeziora, których nie obserwowano w zamkniętym jeziorze, nie było różnicy w sezonowych fluktuacjach badanych parametrów. Dlatego wydaje się, że znacząca presja i działanie człowieka w obszarze jeziora nie znajduje odzwierciedlenia w sezonowej zmienności parametrów fizykochemicznych.

Próbki denne w zamkniętym jeziorze różniły się od próbek powierzchniowych z jeziora zamkniętego oraz od próbek powierzchniowych i dennych otwartego jeziora tym, że istniały spójne zmiany dobowe i zależności między pH, wolnym CO_2 , HCO_3^- , Ca^{2+} . Zależności te można łatwo wyjaśnić faktem, że woda przy dnie w jeziorze zamkniętym ma stabilne warunki. Zróżnicowanie stężenia CO_2 wraz z pH jest zgodnie z przewidywaniami. Z kolei odwrotna zależność między Ca^{+2} a pH została przypisana konwersji nierozpuszczalnych węglanów do rozpuszczalnych wodorowęglanów, gdy pH jest niskie. Zależności tych nie obserwowano w próbkach powierzchni zamkniętego jeziora ze względu na szybką wymianę CO_2 między wodą a atmosferą. W otwartym jeziorze zależności stężeń CO_2 i pH na powierzchni i nad dnem nie są osiągalne ze względu na ciągłe zaburzenia w jeziorze.

Niższe stężenia CO_2 w dzień niż w nocy to efekt fotosyntezy. Brak zmienności DO w kierunku przeciwnym do CO_2 można wyjaśnić na podstawie tego, że tendencja do obniżania się DO w nocy jest kompensowana zwiększoną rozpuszczalnością tlenu w wyniku znacznego spadku temperatury wody i może wiązać się z migracją zooplanktonu i organizmów należących do innych zespołów limnologicznych.

Obserwacje te sugerują, że odchylenia od normalnego, oczekiwanego dobowego schematu zmienności parametrów fizykochemicznych i zależności między nimi mogą służyć jako użyteczne kryterium stopnia zaburzeń, na jakie narażone jest jezioro z przyczyn antropogenicznych lub naturalnych. Pewne znaczenie dla wskazania niestabilnych warunków w jeziorze może mieć również bezpośredni, a nie odwrotny związek między dobowymi zmianami CO_2 i pH w otwartym jeziorze, którego mechanizm pozostaje niewyjaśniony.

Z kolei w badaniach jeziora Gardno przeprowadzonych przez Antonowicza (2007) wykazano, że stężenie wybranych metali ciężkich (ołowiu, cynku, kadmu, manganu i miedzi) określone w mikrowarstwach powierzchniowych (z głębokości 80–115 μm i 250–300 μm) oraz w wodzie podpowierzchniowej (z głębokości 20 cm) wykazuje znaczną zmienność w ciągu doby.

Dla ołowiu (Pb) zaobserwowano silną zależność między powierzchniowymi warstwami wody. O godzinie 16:00 stężenie Pb zaczęło rosnąć w warstwie 80–115 μm , osiągając dobowe maksimum wynoszące 45 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Z kolei po godzinie 16:00 stężenie Pb zaczyna się zmniejszać w warstwie 250–300 μm i nieznacznie w 20 cm. Po osiągnięciu maksimum w warstwie 80–115 μm (około godziny 20:00), stężenie w tej warstwie także zaczyna maleć, jednocześnie zwiększając się w warstwie 250–300 μm i 20 cm. Następuje transport tego pierwiastka do głębszych warstw toni wodnej. O 24:00 stężenie Pb osiąga maksimum w warstwie 250–300 μm , którego wartość także jest zbliżona do 45 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Kadm (Cd) najwyższe stężenie osiąga w warstwie 80–115 μm o godzinie 24:00. Wcześniej następuje w tej warstwie zwiększanie stężenia, zaś po północy jego zmniejszanie. W warstwie 250–300 μm , najwyższe stężenia Cd występują o godzinie 20:00 i 5:00 – pomiędzy nimi można zauważyć lokalne minima. Stężenie Cd w warstwie 250–300 μm jest skorelowane z wartością w warstwie 20 cm, jednakże w tej ostatniej wartości są znacznie niższe.

W pierwszej części doby (12–20 godzina) stężenie cynku we wszystkich trzech warstwach jest ze sobą skorelowane. Najpierw stężenia Cu zwiększają się, aby o 16:00 osiągnąć maksimum, a potem zmniejszają się niemal do wartości 0 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Kolejno, po godzinie 20:00, stężenie Cu rośnie. O 24:00 zostaje zatrzymany wzrost stężenia w warstwie 250–300 μm i transport pierwiastka do warstwy 80–115 μm i 20 cm – w tych dwóch warstwach stężenie rośnie do godziny 4:00. Potem następuje odpływanie pierwiastka z warstw 80–115 μm i 20 cm do warstwy 250–300 μm , gdzie osiąga ono maksimum wynoszące 4 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ o godzinie 8:00.

Stężenie manganu (Mn) w warstwie 80–115 μm jest najbardziej zróżnicowane w porównaniu z pozostałymi strefami wody. Od 12:00 następuje zwiększanie

stężenia we wszystkich warstwach, jednakże maksimum jest osiągnięte w warstwie 80–115 μm o godzinie 18:00 (wynoszące 500 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), w warstwach 250–300 μm i 20 cm o 16:00 (odpowiednio 350 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i 200 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Po tych godzinach następuje zmniejszanie stężenia, największe w warstwie 80–115 μm do wartości 150 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ tuż przed godziną 24:00. W warstwie 250–300 μm i 20 cm stężenia Mn ponownie zwiększają się odpowiednio do godziny 20:00 i 22:00. Największe stężenie Mn występuje o godzinie 5:00 w warstwie 80–115 μm , wynosi 700 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, potem następuje jego zmniejszanie.

W mikrowarstwie powierzchniowej wody jeziornej występuje cykl dobowy przemieszczeń metali ciężkich, a fluktuacje badanych parametrów mają charakter dynamiczny. Stężenia analizowanych metali ciężkich w mikrowarstwie powierzchniowej wody jest większe niż w wodzie podpowierzchniowej.

Podobne badania wykonali Gammons i in. (2005) w potoku górskim (Fisher Creek) w stanie Montana w USA. Ustalono, że w warstwie wody podpowierzchniowej istnieje powtarzalność dobowej fluktuacji i transportu metali. Przeprowadzono trzy równoczesne dwudziestoczerogodzinne pobierania próbek w trzech lokalizacjach. Średnie wartości pH na górnej, środkowej i dolnej stacji wyniosły odpowiednio 3,31, 5,46 i 6,80. Wzrost pH na środkowej i dolnej stacji pomiarowej był efektem wytrącania uwodnionego tlenku żelaza (HFO) i uwodnionego tlenku glinu (HAO) na korycie potoku. W górnym i środkowym punkcie poboru próbek żelazo (Fe) wykazywało silne dzienne zmienności w formie rozpuszczonej i w stosunku Fe(II)/Fe(III). Cykle tych fluktuacji można przypisać fotoredukcji Fe(III) do Fe(II) w ciągu dnia i powtórnemu utlenianiu Fe(II) do Fe(III) oraz zależnej od temperatury hydrolizie i wytrącaniu uwodnionego tlenku żelaza. Na stacji dolnej nie obserwowano Fe(III), lecz zaobserwowano fotoredukcję, a cząstki uwodnionego tlenku żelaza zdominowały całkowite obciążenie żelaza. Wytrącanie uwodnionego tlenku żelaza pomiędzy stacją środkową a dolną było najwyższe po południu, częściowo z powodu ponownego utlenienia Fe²⁺ utworzonego przez fotoredukcję w górnych, kwaśnych częściach strumienia. Stężenia rozpuszczonego Fe(II) i Cu zmniejszyły się odpowiednio 10-krotnie i 2,4-krotnie w ciągu dnia przy stacji dolnej. Zmiany te zostały przypisane sorpcji na powierzchni uwodnio-

nego tlenku żelaza. Wyniki modelowania kompleksowości powierzchni wykazały dobrą zgodność między obserwowanymi i przewidywanymi stężeniami Cu w stacji dolnej, ale tylko wtedy, gdy entalpie adsorpcji zostały dodane do termodynamicznej bazy uwzględniającej dzienne zmiany temperatury. Wyniki zarówno modelowania, jak i pomiarów terenowych pokazują, że stopień, w jakim metale śladowe adsorbują się na aktywnie tworzącym się uwodnionym tlenku żelaza, jest silnie uzależniony od temperatury. Gammons i in. (2005) pokazali, jak mogą przebiegać dzienne fluktuacje Fe spowodowane reakcjami redoks i hydrolizy mogącymi indukować dobowy cykl zmienności w metalach śladowych o znaczeniu toksykologicznym.

Podobne badania dobowe przeprowadził Robarts i in. (2005) w hipertroficznym jeziorze preriowym (Humboldt Lake) w USA w dwóch miesiącach: lipcu i sierpniu. Temperatura wody w lipcu wahała się między 18,5 i 19,5°C na całej głębokości, przy czym największą jej wartość zanotowano o godzinie 14.00. Największa koncentracja chlorofilu a miała miejsce późnym popołudniem, co zbiegło się ze szczytem nasycenia tlenem O₂. Nasycenie O₂ spadało w nocy, wzrastając następnie na powierzchni i na głębokości 3 m (do ≈ 6,0 mg · dm⁻³), kiedy wzeszło słońce. Natomiast na głębokości 6 m stężenie O₂ nadal spadało do wartości początkowej z poprzedniego dnia (5,2 mg · dm⁻³). Jednakże przez większość dziennego cyklu różnica między powierzchniowym i dennym stężeniem O₂ była niewielka. Zmiany stężenia chlorofilu a miały podobny przebieg jak zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego (DO), podczas gdy liczba bakterii była mniej więcej stała w ciągu 24 godzin. Bakteryjna produkcja była największa po południu, najmniejsza późnym wieczorem, a rano wzrosła, podczas gdy specyficzna produkcja bakterii przebiegała według ogólnego wzoru: największa rano, a najmniejsza w nocy.

Temperatura wody w sierpniu była o około 1°C wyższa niż w lipcu. Temperatura na głębokości 6 m wynosiła mniej niż na innych głębokościach w nocy i nad ranem. Również stężenie DO było znacznie wyższe w sierpniu, począwszy od najniższego poziomu 8,3 mg · dm⁻³ na głębokości 6 m do wysokości 10,2 mg · dm⁻³ na powierzchni. Procent nasycenia O₂ wykazał podobny trend jak w przypadku temperatury wody, ponownie demonstrując wpływ mieszania

się wiatru na jezioro. Jednak w przeciwieństwie do lipcowego badania nasycenie O₂ nie wzrosło rano. W czasie pomiarów dzień był pochmurny, a po pewnym czasie zaczął padać deszcz i wiać silny wiatr, co spowodowało dobre wymieszanie i 25% spadek nasycenia O₂. Stężenie chlorofilu a było zasadniczo takie same w tym 24-godzinnym okresie, podczas gdy liczba bakterii wykazała ogólny spadek. Zarówno produkcja bakterii, jak i specyficzna produkcja bakterii w sierpniu były inne niż w porównaniu z przebiegami w lipcu. Oba parametry były największe w nocy, zmniejszyły się wczesnym rankiem, a następnie zaczęły rosnąć w miarę upływu dnia. W obu badaniach dobowych nasycenie O₂ było równe lub zbliżone do swoich największych wartości, gdy produkcja bakterii również była wysoka, co sugeruje zużywanie O₂ przez bakterie.

Także Falkowska (2001) wykonała w 12-godzinnym cyklu szereg pomiarów stężeń składników odżywczych, rozpuszczonego węgla organicznego (DOC) i materii organicznej (cząstki, chlorofil a, faeofityna, glony i stężenie ATP) w wodach Zatoki Gdańskiej na różnej głębokości (10, 90, 250 μm i warstwa podwodna – głębokość 15 cm). Wystąpiły ilościowe i jakościowe różnice w składzie gatunkowym neustonów rejestrowane w wybranych podwarstwach mikrowarstwy powierzchni morza uwarstwionej chemicznie. Równanie regresji nieliniowej zastosowano w modelu matematycznym dobowych wahań składników odżywczych i materii organicznej. Dwie maksima i dwie minima stwierdzono w dobowym cyklu stężeń składników pokarmowych i organicznych zawieszonych w podwarstwach o różnej grubości słupa wody w zatoce. Pierwsze maksimum, wyrażone proliferacją fitoneustonów, trwało od brzasku do rana. Drugie maksimum wystąpiło popołudniem. Stężenia chlorofilu a i ATP oraz obfitość neustonów znacznie spadły około południa, kiedy natężenie promieniowania słonecznego wzrosło, wymuszając migrację organizmów w dół. W tym samym czasie zintensyfikowało się fotoutlenianie rozpuszczonej materii organicznej, stężenia nieorganicznych form azotu i fosforu wzrosły. Zmiana (do 2 godzin) pomiędzy maksymalnym i minimalnym stężeniem neustonów w tych warstwach powierzchni morza wskazywała na fototaksję zachodzącą w całej mikrowarstwie powierzchniowej oraz w warstwie podwodnej. Po zachodzie słońca nastąpił spadek li-

czebności fitoneustonów związany z żerowaniem zooplanktonu oraz deficytem tlenowym.

Maki i Remsen (1989) pobierali próbki co 6–8 godzin, z mikrowarstwy powierzchniowej małego stawu słodkowodnego, w czterech miesiącach: kwietniu, lipcu, wrześniu i listopadzie. Celem pracy było zbadanie zmian całkowitej liczby bakterii oraz liczby bakterii metabolizujących chlorek 2-(p-jodofenylo)-3-(p-nitrofenylo)-5-fenylotetrazoliowy (INT) w cyklach dziennych i porównanie pod tym kątem bakterioneustonów i bakterioplanktonu. Określono również stężenia rozpuszczonego węgla organicznego (DOC), rozpuszczonego fosforu reaktywnego (DRP) i $\text{NH}_3\text{-N}$. Na ogół nie obserwowano różnic w przypadku bakterioneustonów (cykle dzienne różniły się jedynie w listopadzie), zaś odwrotną sytuację zanotowano w przypadku bakterioplanktonu. Na badane wskaźniki miała wpływ obecność wizualnie grubej warstwy przypowierzchniowej. Liczba przedstawicieli bakterioneustonów nie była skorelowana z wynikami badanych parametrów fizycznych i chemicznych.

OPIS OBIEKTU BADAŃ

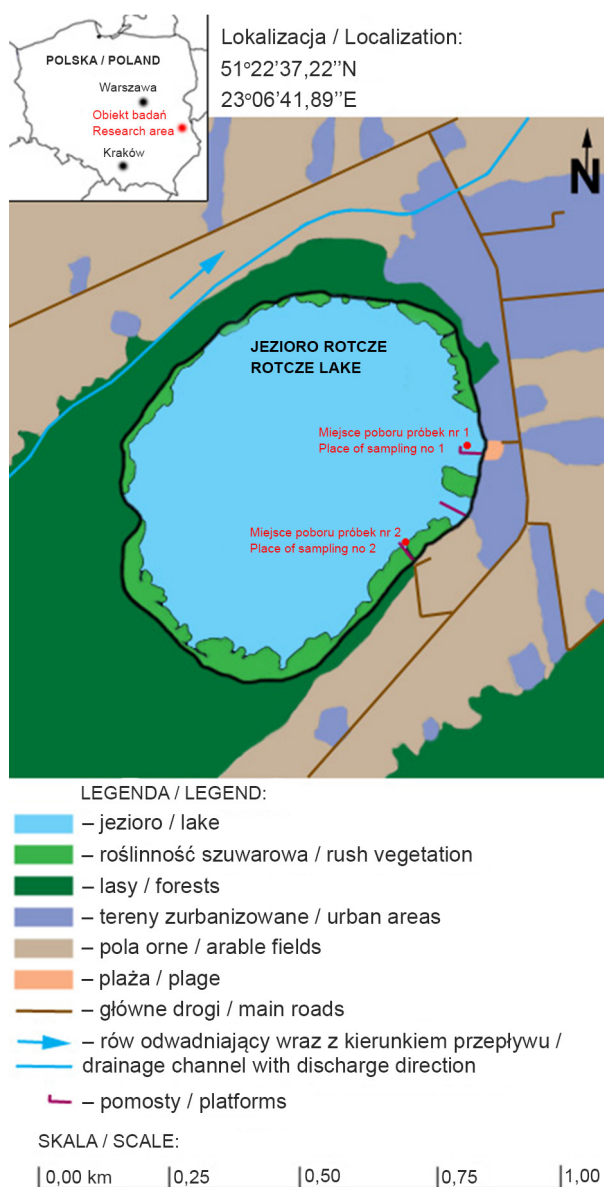
Jeziro Rotcze (ryc. 1) to jedno z wielu jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Jest zlokalizowane w miejscowości Grabniak, w gminie Urszulin.

Jest to jezioro krasowe, nieprzepływowe o powierzchni wynoszącej 42,7 ha. Posiada piaszczysto-muliste dno oraz dobrze rozwiniętą roślinność szuwarową i pływającą (ryc. 2). Linia brzegowa (o długości 2449 m) jest w większości trudno dostępna, brzegi są podmokłe. Średnia głębokość wynosi 1,9 metra, zaś maksymalna – 4,3 m. Pozostałe parametry morfometryczne jeziora są następujące:

- długość: 872 m,
- średnia szerokość: 490 m,
- maksymalna szerokość: 642 m,
- wskaźnik wydłużenia jeziora: 1,78,
- rozwinięcie linii brzegowej: 1,06,
- uwyspienie: 0%,
- wskaźnik głębokościowy: 0,44, co świadczy o paraboloidalnej misie jeziornej.

Wartości parametrów morfometrycznych zostały opracowane na podstawie inwentaryzacji kartograficznej ortofotomapy oraz obliczone wzorami podanymi przez Choińskiego (1988).

Od strony południowo-wschodniej i wschodniej w pobliżu jeziora znajdują się zabudowania wiejskie i rekreacyjne. Jezioro jest chętnie odwiedzane przez turystów – na wschodnim brzegu znajduje się plaża / kąpielisko czynne w sezonie wakacyjnym (tabela 1). Od strony północno-zachodniej, za wałem zadrzewień, znajdują się grunty orne. Łąd od strony zachodniej i południowo-zachodniej porastają lasy mieszane,



Ryc. 1. Lokalizacja obiektu badań
Fig. 1. Localization of the research object



Ryc. 2. Jezioro Rotcze – widok na plażę, w oddali roślinność szuwarowa (fot. B. Bojarski)

Fig. 2. Rotcze lake – view of the beach, rush vegetation in the distance (photo by B. Bojarski)

podłoże jest zabagnione. Powierzchnia zlewni odwadniana przez jezioro wynosi ok. 55 ha (nie licząc powierzchni samego jeziora). Zlewnia jest ograniczona, od wschodu i południa drogą wiejską przebiegającą przez wieś Grabniak, od północy rowem melioracyjnym, zaś od zachodu bagnami i mokradłami, które są przez wspomniany rów odwadniane. Biegający w bliskiej okolicy jeziora rów drenuje także wody jeziora, powodując obniżanie zwierciadła wody. Są to jednak niewielkie wahania.

W klasyfikacji rybackiej Rotcze traktowane jest jako jezioro typu linowo-szczupakowego. Cieszy się zainteresowaniem wędkarzy, jest objęte całorocznym planem zarybień. Spotykany jest w nim rak błotny (*Astacus leptodactylus*), zaś w okolicznych wyrobiskach po torfie występuje strzebla błotna, zwana także przekopową (*Rhynchocypris percunurus*) – relikw kontynentalny, gatunek silnie zagrożony, wymagający czynnej ochrony. Jakość wody w jeziorze Rotcze oceniana po sezonie kąpielowym w latach 2013–2016 została każdorazowo określona jako dobra (Profil wody w kąpielisku Rotcze na Jeziorze Rotcze w Grabniaku, gm. Urszulin 2020).

Jezioro Rotcze jest jednym z wielu jezior znajdujących się na Pojezierzu (Równinie) Łęczycko-Włodawskim, które wchodzi w skład Polesia Zachodniego (Kondracki 2002). Równina rozciąga się na powierzchni około 1315 km². Jest podmokła i zatorfiona. Odznacza się licznymi zagłębieniami termokrasowymi i krasowymi. Na tym terenie oraz na sąsiedniej Zakłęśłości Sosnowickiej znajduje się 68 jezior o łącznej powierzchni 27 km² (Wilgat 1954). Największe z nich to: Uściwierz (2,8 km², głęb. 6,6 m), Wytynie (2,7 km², głęb. 4,2 m), Dratów (1,1 km², głęb. 3,3 m), Białe koło Włodawy (1,1 km², głęb. 33,6 m). Najgłębszym jeziorem jest Piaseczno (0,8 km², głęb. 38,8 m). Ze względu na wysokie walory przyrodnicze i krajobrazowe znaczne obszary objęto ochroną. W 1990 roku utworzono Polski Park Narodowy (49 km²), poza tym na omawianym obszarze znajdują się jeszcze parki krajobrazowe (Sobiborski – 100 km², Pojezierze Łęczyckie – 109 km², który obejmuje grupę największych jezior) oraz liczne rezerваты przyrody (Kondracki 2002).

Region przecina kanał Wieprz-Krzna o długości 142 km, oddany do użytku w 1961 roku. Pełni funk-

Tabela 1. Karta inwentaryzacyjna jeziora Rotcze (na podstawie (Jakubiak i Panek, 2017))

Table 1. Inventory card of Rotcze Lake (based on (Jakubiak and Panek, 2017))

<p>Opis lokalizacji zbiornika Miejscowość: Grabniak Numer działki: 164 Współrzędne: 51°22'37.22"N; 23°06'41.89"E Wysokość zwierciadła wody: ok. 170 m n.p.m.</p>	<p>Flora zbiornika (wybrane przykłady) Ramienice z rodziny <i>Characeae</i>, moczarka kanadyjska (<i>Elodea canadensis</i>), rogatek (<i>Ceratophyllum</i>), rdestnica (<i>Potamogeton</i>), grzybień biały (<i>Nymphaea alba</i>), grąźel żółty (<i>Nuphar lutea</i>), poniłko (<i>Eleocharis</i>), trzcina pospolita (<i>Phragmites australis</i>), pałka wąskolistna (<i>Typha angustifolia</i>), pałka szerokolistna (<i>Typha latifolia</i>), jaskier krążkolistny (<i>Ranunculus circinatus</i>), osoka aloesowata (<i>Stratiotes aloides</i>)</p>
<p>Opis zbiornika Geneza: naturalny, krasowy Powierzchnia: 42,7 ha Długość: 872 m Szerokość średnia: 490 m Szerokość maksymalna: 642 m Długość linii brzegowej: 2449 m Rozwinięcie linii brzegowej: 1,06 Głębokość średnia: 1,9 m Głębokość maksymalna: 4,3 m</p> <p>Stopień zachowania zbiornika: trwały Zasilanie: bezodpływowy Nachylenie brzegów: łagodne Wysokość brzegów: maksymalna 2,5 m Insolacja: >50% Strefa wolnej wody: >50% Kształt: owalny Pokrycie terenu (wg klasyfikacji CORINE): – E, SE: złożone systemy upraw i działek (242) – W: lasy liściaste (311) – N, NW: grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających (211) Rzeźba terenu: płaski</p>	<p>Fauna zbiornika Na podstawie danych uzyskanych z okolicznych tablic informacyjnych: karaś srebrzysty (<i>Carassius gibelio</i>), karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>), karp (<i>Cyprinus carpio</i>), płoć (<i>Rutilus rutilus</i>), leszcz (<i>Abramis brama</i>), krap (<i>Blicca bjoerkna</i>), lin (<i>Tinca tinca</i>), okoń (<i>Perca fluviatilis</i>), sum (<i>Silurus glanis</i>), sumik karłowaty (<i>Ameiurus nebulosus</i>), wzdrega (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>), szczupak (<i>Esox lucius</i>), rak błotny (<i>Astacus leptodactylus</i>) Na podstawie danych uzyskanych z obserwacji: łabędź niemy (<i>Cygnus olor</i>), kaczka krzyżówka (<i>Anas platyrhynchos</i>)</p> <p>Lądowanie i zarastanie: nie występuje Odległość od najbliższego zbiornika wodnego: – W: 1,01 km – jezioro Uściewierz – E: 0,97 km – jezioro Sumin</p> <p>Forma ochrony przyrody: – Poleski Park Krajobrazowy – otulina – Polski Obszar Chronionego Krajobrazu – Natura 2000 – obszary ptasie i siedliskowe</p> <p>Bariery ekologiczne: – liniowe: – N: rów melioracyjny – E, ES, S: droga</p> <p>Zagrożenia: – rów melioracyjny: odwadnianie terenu zlewni jeziora oraz możliwość drenowania wód jeziora – kąpielisko: możliwość zanieczyszczenia wód w skutek działalności rekreacyjnej – pola uprawne: spływ nawozów do wód jeziora – wędkarstwo</p>

cje nawadniające w górnej części, a odwadniające w dolnej. Jego budowa spowodowała poważne zmiany w środowisku przyrodniczym. Jeziora Dratów i Mytycze są obecnie zbiornikami retencyjnymi, obwałowanymi i napełnianymi grawitacyjnie wodą z kanału. Znaczne zagrożenie dla przyrody stanowią prace melioracyjne, które w szczególności zniszczyły górne dorzecza Tyśmienicy i Piwonii. Jeziora te ulegają eutrofizacji (Kondracki 2002). Potwierdzenie tej tezy znalazł Ferencz i in. (2017), którzy zaobserwowali zakwity cyjanobakterii w jeziorach Syczyńskim i Pniówno.

W przypadku pozostałych jezior znajdujących się na Pojezierzu Włodawsko-Łęczyckim można wyróżnić zbiorniki zagrożone eutrofizacją, jak i takie, które tym zjawiskiem zagrożone nie są. Zgodnie z Raportami Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (Szoszka i in. 2016, GIOŚ 2020), w którym objęto analizą 15 jezior, najbardziej podatne na zakwit glonów i zarastanie są: Uścimowskie, Tomaszne, Łukcze i Krasne, w których zawartość chlorofilu a jest znacznie przekroczona, co odpowiada V klasie jakości wody (Dz.U. 2011 nr 257 poz. 1545). Wskaźnik

ten jest jednym z podstawowych parametrów określających stan troficzny wód powierzchniowych (Pierzchała, 2020).

Analizując związki biogenne, można stwierdzić, że najbardziej zanieczyszczone było jezioro Uścimowskie, gdzie w 2013 roku stężenie azotu ogólnego wyniosło $3,56 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wartość ta klasyfikowała jezioro w II klasie czystości wód. Podobnie było z fosforem ogólnym, którego stężenie wyniosło $0,175 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. W 2019 roku sytuacja uległa znacznej poprawie. Stężenie azotu ogólnego zmniejszyło się do wartości $0,88 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, zaś fosforu ogólnego do $0,055 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wody jednak nadal pozostawały w II klasie jakości, chociaż parametrem o tym decydującym nie był już azot, a fosfor ogólny. Podobnie było z pozostałymi związkami azotu i fosforu, w 2019 roku wyniosły one: $0,04 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, $0,04 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, $0,005 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz $0,038 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ odpowiednio dla azotu amonowego, azotanowego, azotynowego oraz fosforu fosforanowego (V). W 2019 roku jeszcze tylko jezioro Białe Sosnowickie mało podwyższony poziom fosforu ogólnego, wynoszący $0,048 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, którego wartość klasyfikowała wody do II klasy jakości. Pozostałe związki azotu i fosforu wyniosły: $0,05 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, $0,12 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, $0,004 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, $1,21 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz $0,029 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ odpowiednio dla azotu amonowego, azotanowego, azotynowego, ogólnego oraz fosforu fosforanowego (V). W porównaniu z 2013 rokiem stężenie azotu i fosforu ogólnego uległo poprawie – odpowiednio o $0,26 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i $0,006 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. W raporcie obejmującym pozostałe jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego stwierdzono, że jakość parametrów fizykochemicznych była w normie, w I klasie jakości wody. Natomiast o ogólnym gorszym stanie wody decydowały inne wskaźniki (pozachemiczne).

MATERIAŁ I METODY

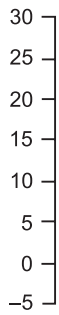


Próbki wody do analizy pobierano w dwóch miejscach – z pomostu zlokalizowanego na kąpielisku, w odległości 45 m od brzegu, od strony plaży (punkt pierwszy) oraz z pomostu usytuowanego wśród występującej licznie roślinności szuwarowej, z dala od kąpieliska, w odległości 45 m od brzegu (punkt drugi). W punkcie pierwszym dno było piaszczyste, roślinności podwodnej brak, w bezpośrednim są-

siedztwie miejsca pobrania wody do badań nie występowała też roślinność szuwarowa, głębokość wody wynosiła 80 cm. W punkcie drugim stwierdzono dno muliste, intensywnie porośnięte przez ramienice z rodziny *Characeae* i nieco mniej licznie przez jaskier krążkolistny (*Ranunculus circinatus*). Obecna była także osoka aloesowata (*Stratiotes aloides*). Głębokość wody w tym punkcie wynosiła 85 cm. Próbki wody pobrano z obu punktów pięciokrotnie, co sześć godzin, począwszy od godziny 10:00 w dniu 28.05.2020, a skończywszy na godzinie 10:00 w dniu 29.05.2020. Każdorazowo próbki pobierano z głębokości około 60 cm, za pomocą otwartego pojemnika. Od razu po ich pobraniu mierzono temperaturę wody, natomiast w ciągu około godziny badano pozostałe parametry, tj. pH, stężenie amoniaku (NH_3), azotanów (NO_2^-), azotanów (NO_3^-), fosforanów (PO_4^{3-}), twardość ogólną (GH) i węglanową (KH). Pomiaru niniejszych wskaźników chemicznych wykonano metodą kolorymetryczną z wykorzystaniem zestawu Aquaset 2 Flora (Zoolek, Polska). Dodatkowo zmierzono temperaturę powietrza w odległości 20 m od jeziora (aby zniwelować wpływ ciepłoty wody w zbiorniku na temperaturę powietrza) oraz 1 m nad poziomem terenu. Pomiaru wykonywano poza sezonem kąpielowym, w związku z czym na plaży nie zaobserwowano osób kąpiących się.

Warunki meteorologiczne w dniach pobierania próbek przedstawiono w tabeli 2. Dane meteorologiczne zostały udostępnione przez IMGW-PIB dla stacji meteorologicznej Włodawa. Z danych wynika, że miesiąc maj w roku 2020 był miesiącem zimnym, mokrym i pochmurnym. Odchylenie od średniej miesięcznej temperatury z wielolecia 1981–2010 wyniosło aż $-2,5^\circ\text{C}$. Opad był większy o 140–160% niż zazwyczaj, a usłonecznienie było mniejsze o 30–40 h. Zaobserwowano tylko 5 dni z małym zachmurzeniem (< 4 oktanów).

W dniach pierwszego i drugiego poboru próbek opad był niewielki, wynosił odpowiednio 1,7 i 1,9 mm. Próby pobierano w oknach pogodowych. Zachmurzenie w tych dniach było duże (5,8 oktanów). Usłonecznienie było niewielkie, wynosiło zaledwie 3,9 h w pierwszym dniu oraz 10,1 h w drugim. Wilgotność względna powietrza wynosiła 73,3 i 65,3% odpowiednio w pierwszym i drugim dniu pomiarów.

Tabela 2. Dane meteorologiczne uzyskane ze stacji Włodawa
Table 2. The meteorological data obtained from the Włodawa station

Parametr / Parameter	28.05.2020	29.05.2020
Temperatura w dniach pomiarów (min, śr, max) Temperature at measurement days (min, av, max) [°C]	9,9 13,3 19,2	10,5 14,1 18,8
Dzienna temperatura w maju (min, śr, max) Daily participation in May (min, av, max) [°C]		
Średnia miesięczna temperatura w maju Average monthly temperature in May [°C]	11,24	
Odchylenie średniej miesięcznej temperatury* The deviation of the average monthly temperature* [°C]	-2,5	
Opad w dniach pomiarów Participation at measurement days [mm]	1,7	1,9
Dzienny opad w maju Daily participation in May [mm]		
Średni miesięczny opad w maju Average monthly participation in May [mm]	89,1	
Odchylenie średniego miesięcznego opadu* The deviation of the average monthly participation* [%]	140–160	
Usłonecznienie w dniach pomiarów Insolation at measurement days [h]	3,9	10,1
Dzienne usłonecznienie w maju Daily insolation in May [h]		

dnia oraz oba punkty o godzinie 10:00 dnia drugiego) do 10 °n (punkt drugi, godzina 10:00 pierwszego dnia). Twardość węglanowa zawierała się w przedziale od 5 °n (oba punkty o godzinie 22:00 pierwszego dnia) do 6 °n (oba punkty w pozostałych terminach). Stężenie NH_3 , NO_2^- , NO_3^- i PO_4^{3-} było każdorazowo równe $0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, niezależnie od punktu pobrania próbek oraz terminu (tabela 3 i 4).

Procent powierzchni jeziora zarośniętej przez roślinność szuwarową w ciągu 14 lat został pokazany na rycinie 3. Można zauważyć, że zbiornik nie zarasta, gdyż procent pokrycia roślinnością powierzchni jeziora jest niemal niezmienny w ciągu lat, wynosi od 7 do 9%. Sama różnica może być skutkiem niedokładności pomiarów wynikających z niedostatecznej rozdzielczości zdjęć satelitarnych.

Tabela 3. Parametry fizykochemiczne wody w jeziorze Rotcze w punkcie pierwszym (kąpielisko)

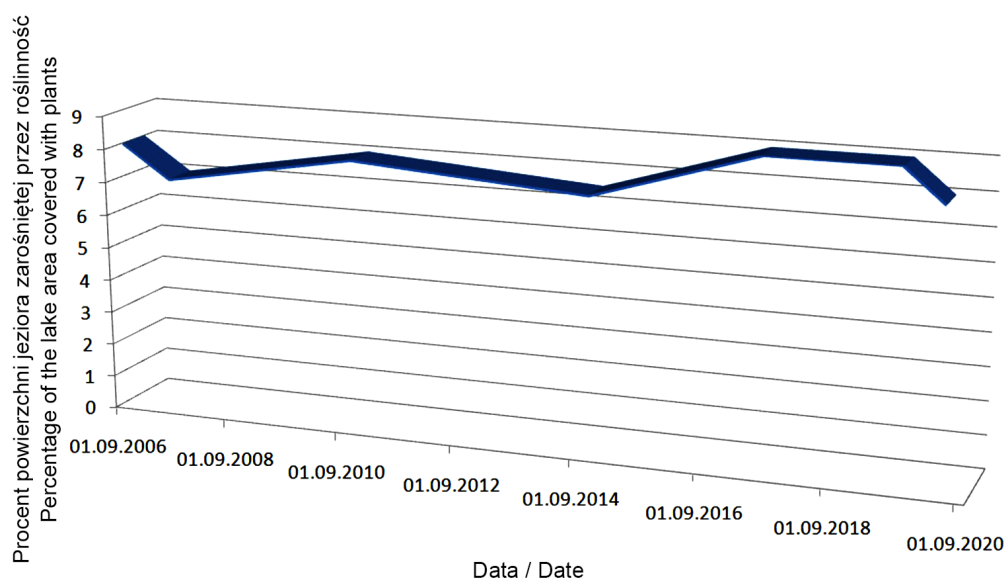
Table 3. Physicochemical parameters of the water in Rotcze lake at the first sampling point (bathing beach)

Parametr/termin pobrania	10:00 28.05.2020	16:00 28.05.2020	22:00 28.05.2020	4:00 29.05.2020	10:00 29.05.2020
Temp. powietrza [°C]	16,2	18,7	16,2	11,2	14,6
Temp. wody w jeziorze [°C]	17,0	17,0	16,5	15,0	16,0
pH	7,4	7,6	8,0	7,8	8,0
GH [°n]	8	7	8	7	7
KH [°n]	6	6	5	6	6
NH_3 [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0	0	0	0	0
NO_2^- [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0	0	0	0	0
NO_3^- [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0	0	0	0	0
PO_4^{3-} [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0	0	0	0	0

Tabela 4. Parametry wodny w jeziorze Rotcze w punkcie drugim (pomost wśród szuwarów)

Table 4. Physicochemical parameters of the water in Rotcze lake at the second sampling point (a platform among rushes)

Parametr/termin pobrania	10:00 28.05.2020	16:00 28.05.2020	22:00 28.05.2020	4:00 29.05.2020	10:00 29.05.2020
Temp. powietrza [°C]	16,2	18,7	16,2	11,2	14,6
Temp. wody w jeziorze [°C]	17,0	17,0	16,5	15,5	16,0
pH	7,8	7,8	8,5	7,8	7,8
GH [°n]	10	8	8	8	7
KH [°n]	6	6	5	6	6
NH_3 [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0	0	0	0	0
NO_2^- [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0	0	0	0	0
NO_3^- [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0	0	0	0	0
PO_4^{3-} [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0	0	0	0	0



Ryc. 3. Procent powierzchni jeziora zarośniętej przez roślinność szuwarową
Fig. 3. Percentage of the lake area covered with plants

PODSUMOWANIE

W badaniach odnotowano jedynie niewielkie zmiany temperatury, wartości pH, twardości ogólnej i węglanowej wody w jeziorze Rotcze w poszczególnych godzinach; zmiany te w niewielkim stopniu zależały od miejsca poboru próbek. Zwiększenie wartości pH odnotowane o godzinie 22:00 można tłumaczyć fotosyntezą, która zachodziła w ciągu dnia, prowadząc do zmniejszenia stężenia CO_2 i alkalizacji wody (Araoye, 2009) szczególnie, że zmiana była większa w przypadku punktu drugiego, który znajdował się w pobliżu roślinności szuwarowej. Podobną zależność zauważyli Ferencz i in. (2019) w sąsiednim jeziorze Uściwierz. Twardość ogólna i węglanowa wody pobranej z obu punktów wykazywała jedynie niewielkie fluktuacje w trakcie trwania badań. Natomiast stężenie NH_3 , NO_2^- , NO_3^- i PO_4^- było każdorazowo zerowe, co świadczy o niewielkim obciążeniu jeziora biogenami. Poziom trofii jeziora Rotcze jest niski, stąd jezioro możemy zaliczyć do typu oligotroficznego. Jezioro, pomimo licznych turystów kąpiących się w jego wodach w miesiącach wakacyjnych, jest poddane niewielkiej antropopresji, a dopływ biogenów do zbiornika jest niewielki.

Z przeprowadzonych badań można wysnuć następujące wnioski:

1. Poziom trofii w jeziorze Rotcze jest niski, dlatego jezioro można zaliczyć do typu oligotroficznego.
2. Jezioro nie jest zagrożone eutrofizacją, gdyż stężenie biogenów jest znikome (poniżej progu oznaczalności), a także nie zarasta (podczas sezonu wegetacyjnego roślinność szuwarowa stanowi do 7–9% powierzchni całego jeziora).
3. Dobowa zmienność temperatury wody jest niewielka ($\pm 2^\circ\text{C}$), lecz koreluje z temperaturą powietrza. Nie zależy od miejsca pomiaru.
4. Wartość pH wzrosła po zmroku (godz. 22:00), co było spowodowane procesem fotosyntezy, który zachodził w ciągu dnia, prowadząc do zmniejszenia stężenia CO_2 i alkalizacji wody.

BIBLIOGRAFIA

- Antonowicz, J. (2007). 24-godzinny cykl zmian stężenia metali ciężkich w mikrowarstwie powierzchniowej wody jeziora Gardno. *Proc. ECOpole*, 1(1/2), 75–80.
- Antonowicz, J. (2018). Air-water interface in an estuarine lake: chlorophyll and nutrient enrichment. *Polish Journal of Ecology*, 66, 205–216.

- Antonowicz, J., Kubiak, J., Machula, S. (2016). Macroelements in the surface microlayer of water of urban ponds. *Limnological Review*, 16(3), 115–120.
- Antonowicz, J., Mudryk, Z., Perliński, P., Kubiak, J. (2017). Measurement of heavy metal concentrations and microbiological parameters in the surface microlayer of a downtown pond. *Ecology & Hydrobiology*, 17(4), 283–296.
- Antonowicz, J., Trojanowski J. (2010). Accumulation capacity of cadmium and manganese in surface water microlayer of esutarine lake. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 17(4), 497–503.
- Antonowicz, J., Trojanowski J. (2013). Seasonal fluctuations in Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb concentrations in surface microlayers and subsurface water of two city ponds. *E3S Web of Conferences*, 1, 24008.
- Apenit, E. (1982). Termika wód pojezierzy Nizy Polskiego w latach 1961–1975. Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań.
- Araoye, P.A. (2009). The seasonal variation of pH and dissolved oxygen (DO₂) concentration in Asa lake Ilorin, Nigeria. *International Journal of Physical Sciences*, 4, 271–274.
- Banerjee, D.K., Bhatia, B., Haq, I. (1983). Comparison of seasonal and diurnal patterns of some physico-chemical parameters of the open and closed parts of Loktak Lake, Manipur, India. *Intern. J. Environ. Stud.* 21, 243–250.
- Choiński, A. (1988). Wybrane zagadnienia z limnologii fizycznej Polski. Poznań: Wydawnictwo Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu.
- Choiński, A. (1991–1992). Katalog jezior Polski. Cz. 1–3. Wydawnictwo Uniwersytetu Adama Mickiewicza cz. 1–2, Fund „Warta” cz. 3, Poznań.
- Choiński, A., Jańczak, J. (1993). Współczesne tendencje zmian powierzchni jezior [w:] Dynowska I. Przemiany stosunków wodnych w Polsce w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych. Kraków.
- Choiński, A., Ptak, M. (2008). Znikanie jezior w Wielkopolsce na tle Polski. *Roczniki Gleboznawcze*, t. LIX, nr 2, 25–31.
- Dz. U. 2011 nr 257 poz. 1545. Rozporządzenie Ministra Środowiska a dnia 9 listopada 2011 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych.
- Falkowska, L. (2001). 12-hour cycle of matter transformation in the sea surface microlayer in the offshore waters of the Gdańsk Basin (Baltic Sea) during spring. *Oceanologia*, 43(2), 201–222.
- Ferencz, B., Toporowska, M., Dawidek, J. (2019). Temporal and Vertical Relations between Various Environmental Factors in the Largest Lake of Łęczna-Włodawa Lake District (Eastern Poland). *Water*, 11, 1263.
- Ferencz, B., Toporowska, M., Dawidek, J., Sobolewski, W. (2017). Hydro-chemical conditions of shaping the water quality of shallow Łęczna-Włodawa Lakes (Eastern Poland). *CLEAN Soil Air Water* 2017, 45, 1600152.
- Gammons, C.H., Nimick, D.A., Parker, S.R., Cleasby, T.E., Blaine McCleskey, R. (2005). Diel behavior of iron and other heavy metals in a mountain stream with acidic to neutral pH: Fisher Creek, Montana, USA. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(10), 2505–2516.
- GIOŚ (2020). Syntetyczny raport z klasyfikacji i oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych wykonanej za 2019 rok na podstawie danych z lat 2014–2019. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Jakubiak, M., Panek, E. (2017). Małe zbiorniki wodne w zachodniej części Krakowa. Kraków: Wydawnictwa AGH.
- Jańczak, J. (1991). Fizycznogeograficzna typologia i ocena jezior na przykładzie Pojezierza Wielkopolskiego. *Materiały Badawcze IMGW, seria Hydrologia i Oceanologia*, nr 15.
- Jańczak, J. (1997). Zmiany jakości wody jezior na podstawie badań prowadzonych w monitoringu reperowym jezior polskich w latach 1991–1995. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Jarosiewicz, A., Hetmański, T. (2009). Sezonowa zmienność stężenia substancji biogenicznych w wodach jeziora Dobra (Pojezierze Pomorskie); poziom trofii jeziora. *Słupskie Prace Biologiczne*, 6, 71–79.
- Kajak, Z. (2001). *Hydrobiologia-Limnologia. Ekosystemy wód płynących*. Warszawa: PWN.
- Katalog Jezior Polski. (1954). Polska Akademia Nauk, Instytut Geografii, Dokumentacja Geograficzna, Warszawa.
- Kmieciakowiczowa, S. (1965). Jeziorność Europy. *Czasopismo Geograficzne*, t. XXXVI, z. 4, Wrocław
- Kondracki, J. (2002). *Geografia regionalna Polski*. Warszawa: Wydawnictwo PWN.
- Kramkowski, M., Bartczak, A., Kaczmarek, H., Słowiński, M., Tyszkowski, S. (2014). Naturalne i antropogeniczne uwarunkowania przestrzennych zmian obszarów wodno-błotnych na przykładzie Jeziora Rakutowskiego w świetle archiwalnych materiałów kartograficznych i fotogrametrycznych. *Problemy Ekologii Krajobrazu. Wybrane zagadnienia problematyki gospodarowania przestrzenią*, t. XXXVII, 169–179.
- Kubiak, J., Tórz, A. (2005). Eutrofizacja. Podstawowe problemy ochrony wód jeziornych na Pomorzu Zachodnim. *Słupskie Prace Biologiczne*, 2, 17–36.

- Maki, J.S., Remsen, C.C. (1989). Examination of a freshwater surface microlayer for diel changes in the bacterioplankton. *Hydrobiologia*, 182, 25–34.
- Marszelewski, W., Ptak, M., Skowron, R. (2011). Antropogeniczne i naturalne uwarunkowania zaniku jezior na Pojezierzu Wielkopolsko-Kujawskim. *Roczniki Gleboznawcze*, LXII, 2, 283–294.
- Pierzchała, Ł. (2020). Ocena możliwości zastosowania teledetekcyjnych metod pomiaru eutrofizacji śródlądowych zbiorników wodnych. *Inżynieria Ekologiczna*, 21(4), 27–32.
- Profil wody w kąpielisku Rotcze na Jeziorze Rotcze w Grabniaku, gm. Urszulin; https://sk.gis.gov.pl/admin/profil/528/Profil_wody_w_Kapielisku_Rotcze.pdf dostęp 30.12.2020.
- Rai, D.N., Datta Munshi, J.S. (1979). The influence of thick floating vegetation (water hyacinth: *Eichhornia crassipes*) on the physico-chemical environment of a freshwater wet land. *Hydrobiologia*, 62, 65–69.
- Roberts, R.D., Waiser, M.J., Arts, M.T., Evans, M.S. (2005). Seasonal and diel changes of dissolved oxygen in a hypertrophic prairie lake. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 10, 167–177.
- Salahuddin, K., Visavadia, M., Gor, S., Gosai, C., Soni, V.K., Hussain, M.D. (2014). Diel variations in limnological characteristics of Omkareshwar reservoir of Narmada River, India. *J. Ecol. Natur. Environ.*, 6(1), 12–24.
- Soszka, H., Kolada, A., Pasztaleniec, A., Ochocka, A., Kutyla, S., Bielszyńska, A. (2016). Opracowanie zbiorczej oceny stanu jezior. Załącznik 4.8 do opracowania pt. “Przetworzenie i zweryfikowanie danych Państwowego Monitoringu Środowiska w zakresie monitoring jezior z lat 2013–2015 wraz z opracowaniem oceny stanu oraz nadzorem metodycznym”, etap IV, Zakład Metod Oceny i Monitoringu Wód, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy.
- Szostak, M., (1967). Naturalne i sztuczne zbiorniki wody w Polsce, *Przegląd Geograficzny*, XXXIX, 2, Warszawa.
- Trojanowski, J., Antonowicz, J. (2011). Heavy metals in surface microlayer in water of Lake Gardno. *Archives of Environmental Protection*, 37(1), 75–88.

DAILY VARIABILITY OF PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS OF WATER IN RESERVOIRS AND WATERCOURSES IN THE ASPECT OF THE CURRENT STATE OF KNOWLEDGE AND PRELIMINARY STUDIES OF ROTCZE LAKE

ABSTRACT

Aim of the study

This study aimed to determine selected physicochemical indices of water in Rotcze lake (Łęczna-Włodawa Lake District) at particular times of the day and to determine the degree of eutrophication.

Material and methods

Water samples for analysis were collected in two places – near the platform located on the bathing beach (first point) and in the vicinity of the platform situated among the abundant rush vegetation, away from the bathing beach (second point). Water samples were taken from both points five times, every six hours. In each case, samples were taken from a depth of about 60 cm using an open container. Immediately after their collection, the water temperature was measured, while the remaining parameters were tested within about an hour, i.e. pH, concentration of ammonia, nitrites, nitrates, phosphates, total hardness and carbonate. Additionally, the air temperature was measured.

Results and conclusions

1. The trophic level in Rotcze lake is low, therefore the lake can be classified as an oligotrophic type.
2. The lake is not endangered by eutrophication, as the concentration of nutrients is negligible (below the quantification threshold), and it does not overgrow (during the growing season, rush vegetation accounts for up to 8% of the entire lake area).
3. Daily variation of water temperature is small (± 2 °C), but it correlates with air temperature.
4. The pH value increased after dark (10:00 pm), which was caused by the photosynthesis process that took place during the day, leading to a decrease in CO₂ concentration and alkalization of the water.

Keywords: chemism, water environmental, daily changes, anthropopresion, Rotcze lake