



Główny Inspektorat Ochrony Środowiska

Departament Monitoringu Środowiska

Regionalny Wydział Monitoringu
Środowiska w Bydgoszczy

Komunikat o stanie czystości Jeziora Rudnickiego Wielkiego w 2020 roku

Opracował:
Łukasz Rasąła



1. Wstęp

Jeziro Rudnickie Wielkie jest jeziorem, które na przestrzeni wielu lat poddane było silnej presji ze strony działalności prowadzonej przez człowieka. Wiązało się to z odprowadzaniem do jego wód nieoczyszczonych ścieków oraz spływem zanieczyszczeń obszarowych z okolicznych pól uprawnych. W 1979 i 1986 roku miały miejsce katastrofalne zanieczyszczenia jeziora. Przyczyniła się do nich cukrownia w Mełnie, która przez dziesięciolecia odprowadzała nieoczyszczone ścieki do jeziora Skąpego, skąd poprzez rzekę Maruszę trafiały do Rudnickiego Wielkiego [1].

Wszystkie te czynniki wymusiły decyzję o podjęciu działań rekultywacyjnych jeziora. Pierwszym z nich był proces usuwania wód hypolimnionu, zapoczątkowany w 1982 roku. Jednocześnie podjęto próby uporządkowania gospodarki ściekowej w obrębie zlewni całkowitej jeziora. Głównym zadaniem z tym związanym była budowa oczyszczalni ścieków przy cukrowni w Mełnie.

Dzięki podjętym zabiegom oraz warunkom naturalnym jeziora, sprzyjającym poprawie jakości wód, udało się zahamować dalszy proces degradacji. Nadal jednak miała miejsce stała dostawa ze źródeł zewnętrznych do jego wód substancji biogennych, przyczyniając się do efektu eutrofizacyjnego przejawiającego się m.in. utrzymywaniem wysokiej produkcji pierwotnej i związaną z tym słabą przezroczystością wód.

Przełom nastąpił po likwidacji w 2003 roku cukrowni w Mełnie oraz stopniowym porządkowaniem gospodarki ściekowej w zlewni, co skutkowało zaprzestaniem dostawy zanieczyszczeń do wód jeziora. Ponadto w rolnictwie zaczęto stosować zmniejszone dawki nawozów, wskutek czego spadła ilość substancji biogennych dostarczanych wraz ze spływem powierzchniowym [2].

Obecnie, prowadzone w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska cykliczne oceny stanu czystości Jeziora Rudnickiego Wielkiego pozwalają na wybór optymalnej strategii odnośnie poprawy lub stabilizacji jakości wód jeziora. Są także podstawowym narzędziem umożliwiającym obiektywnie ocenić efekt wdrażanych działań naprawczych.

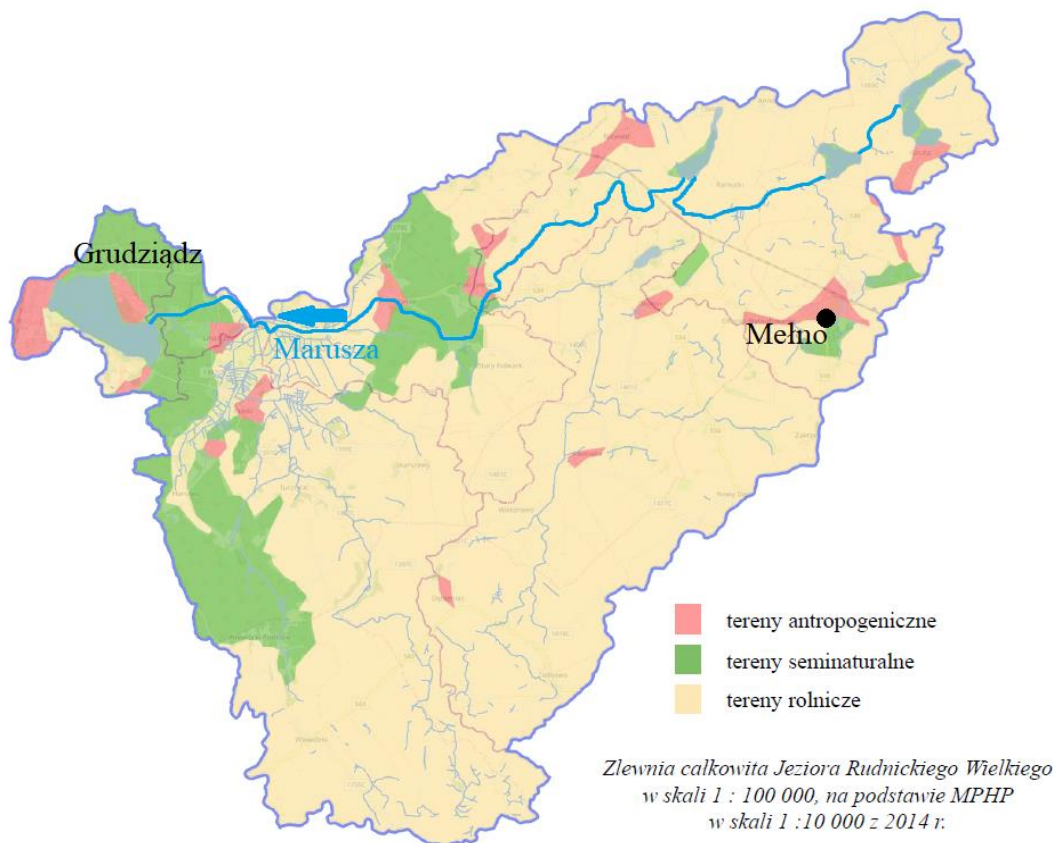
2. Charakterystyka warunków geograficzno-przyrodniczych

Dane morfometryczne Jeziora Rudnickiego Wielkiego [3]:

- położenie:
 - powiat: Grudziądz
 - zlewnia: Marusza – Wisła
 - makroregion: Dolina Dolnej Wisły
 - mezoregion: Kotlina Grudziądzka
- powierzchnia: 160,9 ha
- objętość: 7 026,6 tys. m³
- głębokość maksymalna: 11,9 m
- głębokość średnia: 4,4 m
- długość linii brzegowej: 6 585 m
- długość maksymalna: 2 250 m
- szerokość maksymalna: 1 125 m
- powierzchnia zlewni całkowitej: od 130,3 do 133,5 km²
- powierzchnia zlewni bezpośredniej: od 3,1 do 6,4 km²
- współczynnik Schindlera: 18,4

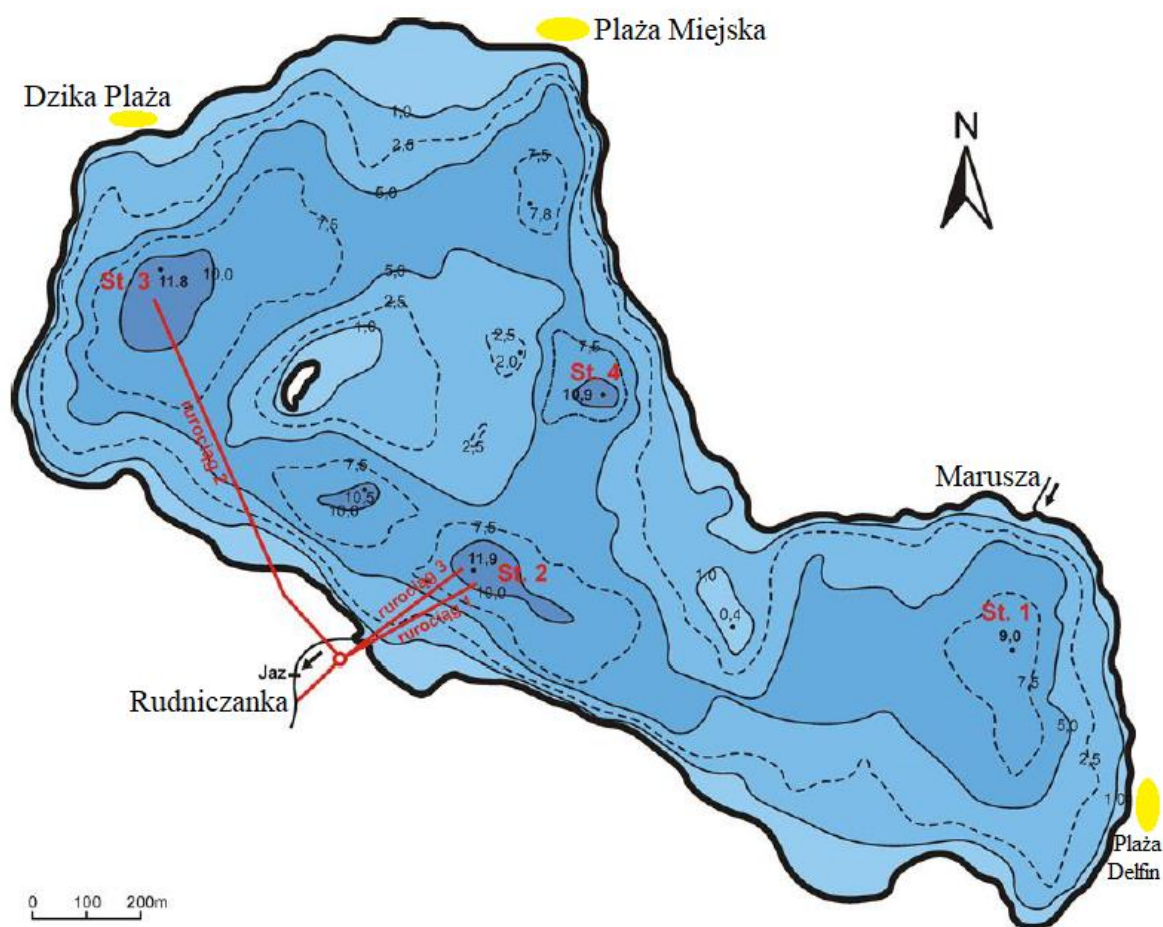
Jezioro Rudnickie Wielkie położone jest w całości w granicach administracyjnych miasta Grudziądz. Zlewnia całkowita obejmuje swym zasięgiem tereny położone na obszarze miasta-powiatu Grudziądz oraz gmin: Grudziądz, Gruta, Radzyń Chełmiński, Płużnica [2].

Ukształtowanie powierzchni zlewni całkowitej jeziora to skutek działalności lądolodu podczas zlodowacenia plejstoceniowego. We wschodniej części zlewni rozciąga się wysoczyzna morenowa falista i płaska o wysokości 80 – 100 m n.p.m. W jej obrębie można zaobserwować rynny polodowcowe, zagłębienia bezodpływowe oraz pagórki morenowe. Zachodnia część zlewni to przede wszystkim terasy zalewowe Wisły, w obrębie których występują wydmy śródlądowe. Misa jeziora znajduje się w rozległym obniżeniu, zwanym Kotliną Grudziądzką lub Basenem Grudziądzkim. Obniżenie to, jak i samo jezioro, powstało wskutek wytopienia bryły martwego lodu, która powstała po regresji lądolodu. W związku z powyższym bezpośrednie otoczenie Jeziora Rudnickiego Wielkiego znajduje się na wysokości 22 – 30 m n.p.m [2].



Ryc. 1. Zlewnia całkowita Jeziora Rudnickiego Wielkiego (MPHP, 2014 r.)

Misa jeziora jest bardzo urozmaicona. Występują liczne głęboczki oraz wypłylenia. Jedna z płycizn, dzieli zbiornik na dwa odrębne baseny, zachodni o głębokości maksymalnej 11,9 metra oraz wschodni o głębokości 9 metrów [3]. W zachodniej części jeziora znajduje się niewielka, porośnięta roślinnością wysoką wyspa o powierzchni 0,3 ha (ryc. 2). Znajduje się na niej kolonia mewy śmieszki.



Ryc. 2. Plan batymetryczny Jeziora Rudnickiego Wielkiego z zaznaczonymi rurociągami odprowadzającymi [4]

Zlewnia całkowita Jeziora Rudnickiego Wielkiego to w przeważającej części obszary rolnicze, rozciągające się zwłaszcza na wysoczyźnie morenowej (ryc. 1). Tereny wysoczyznowe zostały poddane deforestacji. Większe kompleksy leśne zachowały się w strefie krawędziowej wysoczyzny oraz wokół Jeziora Rudnickiego Wielkiego (ryc. 1). Tworzą je w zdecydowanej większości drzewostany sosnowe. Na bardziej żyznych terenach wysoczyzny występują lasy mieszane i liściaste z dominującymi gatunkami dębu, wiązu i jesionu z domieszką sosny.

Ponadto, wzdłuż brzegów Maruszy i uchodzących do niej mniejszych cieków, rozciągają się łąki i pastwiska. Marusza, jako jedyny dopływ Jeziora Rudnickiego Wielkiego, wypływa z Jeziora Dużego w okolicy wsi Gruta. W swoim biegu przepływa przez jeziora Wilczak i Skąpe, odwadniając obszar o powierzchni 124,5 km² [2].

Z kolei jedynym odpływem z Rudnickiego Wielkiego jest Rudniczanka, do której, w ramach podjętej rekultywacji jeziora, poprowadzone są trzy rurociągi odprowadzające wodę naddenną z dwóch głębozczków jeziora (ryc. 2).

W bezpośrednim sąsiedztwie jeziora znajdują się tereny antropogeniczne, zajęte przez osiedla mieszkaniowe Grudziądz (Osiedle Mniszek) oraz tereny przemysłowe, na których swoje siedziby mają przedsiębiorstwa z takich branż jak transport i logistyka oraz budownictwo (ryc. 1).

3. Użytkowanie jeziora

Jezioro jest intensywnie użytkowane rekreacyjnie przez mieszkańców Grudziądz i okolic. Nad jeziorem znajdują się liczne ośrodki wypoczynkowe, przystanie żeglarskie, pola namiotowe oraz baza hotelowa. Funkcjonują trzy duże plaże z infrastrukturą towarzyszącą (ryc. 2).

Po uporządkowaniu gospodarki ściekowej w zlewni całkowitej jeziora, do wód rzeki Maruszy odprowadzane są ścieki z oczyszczalni dla miejscowości Gruta i Mełno. Zlokalizowana jest ona na terenie byłej cukrowni w Mełnie i odprowadza oczyszczone ścieki w ilości 46 620 m³/rok (127,7 m³/dobę) o stężeniach wynoszących [5]:

- BZT₅: 9 mg O₂/l
- ChZT: 50 mg O₂/l
- Zawiesina ogólna: 13 mg/l

4. Charakterystyka jakości wód jeziora

Jezioro Rudnickie Wielkie na przestrzeni lat badane było w: 1972, 1979, 1982, 1993, 2000, 2005, 2009, 2014 oraz 2020 roku. Ponadto, przeprowadzane były kontrole postępów rekultywacji w latach 1986, 1998 oraz 2005. Natomiast w latach 1980 i 1981, dokonywane były dodatkowe oceny stanu jeziora w ramach interwencji podejmowanych w związku z degradacją wód. Badania oraz ocena stanu czystości jeziora prowadzona była na podstawie trzech systemów oceny jakości. Pierwszym systemem była metodyka pomiarów i oceny stanu czystości jezior z 1975 roku, która stosowana była do 1991 roku. Drugim z kolei był System Oceny Jakości Jezior (SOJJ) używany od 1991 do 2006 roku. Obecnie kwestie zakresu i sposobu monitoringu oraz oceny jakości wód regulują rozporządzenia Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 9 października 2019 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. 2019 poz.2147) oraz z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2019 poz. 2149).

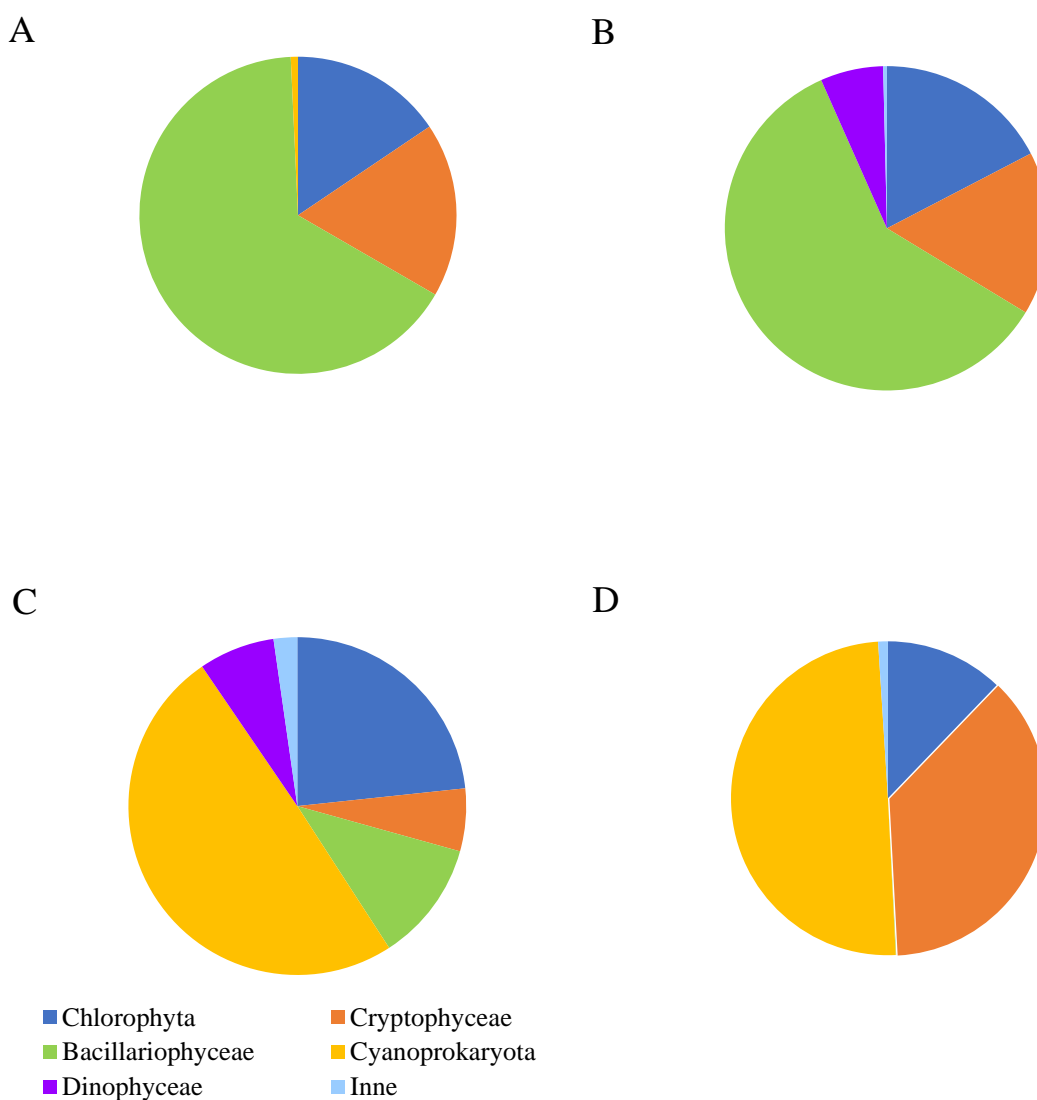
Zakres monitoringu obejmuje w pierwszej kolejności elementy biologiczne oraz wspomagające je elementy fizykochemiczne.

4.1. Elementy biologiczne

W ocenie stanu ekologicznego monitorowanych jezior do najważniejszych wskaźników branych pod uwagę należy indeks fitoplanktonowy (PMPL). Podczas obydwóch ostatnich sezonów badawczych (rok 2014 i 2020) jezioro cechowało się dużą ilością organizmów fitoplanktonowych, co przyczyniło się do wyznaczenia indeksu PMPL na poziomie 3,03 (2014) oraz 3,54 (2020). Wyniki te pozwoliły na zaklasyfikowanie Jeziora Rudnickiego Wielkiego do słabego stanu ekologicznego (IV klasa).

Liczebność fitoplanktonu w Jeziorze Rudnickim Wielkim cechowała się umiarkowaną zmiennością. Podczas wiosennych i wczesnoletnich badań w wodach jeziora dominowały okrzemki (66%), co jest charakterystyczne dla tej pory roku (ryc. 3). W trakcie wiosennej serii pomiarowej sinice występowały w śladowej ilości, a udział procentowy zielenic i kryptofitów wynosił odpowiednio: 15,5 i 18%. W drugiej połowie roku, zarówno podczas pełni lata jak i jesienią, sytuacja się zmieniła i dominującą grupą organizmów fitoplanktonowych były sinice (ryc. 3). Stanowiły one blisko 50% wszystkich występujących w jeziorze taksonów. Współdominantem były zielenice – latem ich udział wyniósł 23% oraz kryptofity – jesienią

stanowiące 37% całej liczebności fitoplanktonu. Latem ilość okrzemek spadła do poziomu 11,5% oraz śladowych ilości jesienią (0,05%) (ryc. 3). Ogólna biomasa fitoplanktonu w Jeziorze Rudnickim Wielkim pozwala na wydzielenie w skali roku dwóch okresów, cechujących się różnymi wartościami tego wskaźnika. Podczas lata odnotowane zostały wyższe wartości tj. 16 mg/l (czerwiec) i 22 mg/l (sierpień). Z kolei wiosną i jesienią biomasa fitoplanktonu była zdecydowanie niższa. Wyniosła ona odpowiednio ok. 4 i 8 mg/l.



Ryc. 3. Sezonowa zmienność liczebności fitoplanktonu (w %) w Jeziorze Rudnickim Wielkim w 2020 roku (A – wiosna, B – lato I, C – lato II, D – jesień)

Ważnym wskaźnikiem biologicznym, który pozwala ocenić stan czystości jeziora oraz zachodzące na przestrzeni lat zmiany jest Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego (ESMI).

Podczas trzech ostatnich sezonów badawczych wartość tego wskaźnika ulegała niewielkim zmianom. W 2009 oraz 2020 roku jezioro zostało zaklasyfikowane do dobrego stanu ekologicznego. W 2009 roku wartość indeksu wyniosła 0,371, a podczas badań w 2020 roku – 0,432. Z kolei podczas badań w 2014 roku, udział powierzchniowy i bioróżnorodność roślin w obrębie jeziora były zdecydowanie mniejsze, co przy indeksie wynoszącym 0,274 umiejscowiło jezioro tylko w III klasie czystości.

Porównując dwa ostatnie lata, można było zaobserwować znaczący wzrost pokrycia przez zespół rogatka sztywnego (*Ceratophyllum demersum*): w 2014 roku było to 4,19%, a w 2020 roku już 24,5%. Przyczynia się to do stabilizacji dna oraz ograniczeniu w toni wodnej dostępności biogenów w sezonie wegetacyjnym. Drugim bardzo licznym zespołem gatunków był zespół grzybienia białego i grążela żółtego (*Nymphaea alba*-*Nuphar lutea* f. z. *Nuphar lutea*). W 2014 roku powierzchnia fitolitoralu pokryta przez ten zespół wyniosła 30,4%, a w 2020 roku 24%. Taksonem, który cechował się znaczną powierzchnią w obrębie jeziora była trzcina pospolita (*Phragmites australis*). Pokrywała ona odpowiednio obszar równy 24,31% (2014) i 15,16% (2020). Zespół roślinny składający się z włosienicznika krążkolistnego i jaskra krążkolistnego (*Ranunculus circinatus*) w 2014 roku zajmował powierzchnię 0,31%, podczas gdy 6 lat później było to już 13,66%. Warty odnotowania jest fakt, że na dwóch transektach w 2020 roku zaobserwowane zostały w niewielkiej ilości ramienice (*Chara delicatulae*, *Chara contrariae*, *Chara fragilis*) Są to makroglony charakterystyczne dla jezior o wysokiej jakości wód. Występowały na płyciznach wśród łąk podwodnych składających się głównie z rogatka sztywnego.

Reasumując, 2020 rok był bardzo obfity w makrofity, zarówno zanurzone, o liściach pływających jak i szuwarowe. Na 12 transektach badawczych zostały oznaczone 23 taksony, co ma odzwierciedlenie w lepszym wyniku tego wskaźnika w porównaniu z 2014 rokiem.

Wskaźnik fitobentosu w każdym roku badań klasyfikował jezioro do stanu umiarkowanego. Największa bioróżnorodność gatunków fitobentosowych była w 2014 roku, o czym świadczy indeks równy 0,544. Nieco gorsze warunki (indeks 0,442) odnotowane były podczas najnowszej serii badań.

Wskaźnik bioróżnorodności organizmów makrozoobentosowych został ujęty w przepisach do klasyfikacji jakości wód jeziornych dopiero od 2019 roku. W związku z powyższym, w 2020 roku, stan jeziora z wynikiem 0,557 został zaklasyfikowany do umiarkowanego.

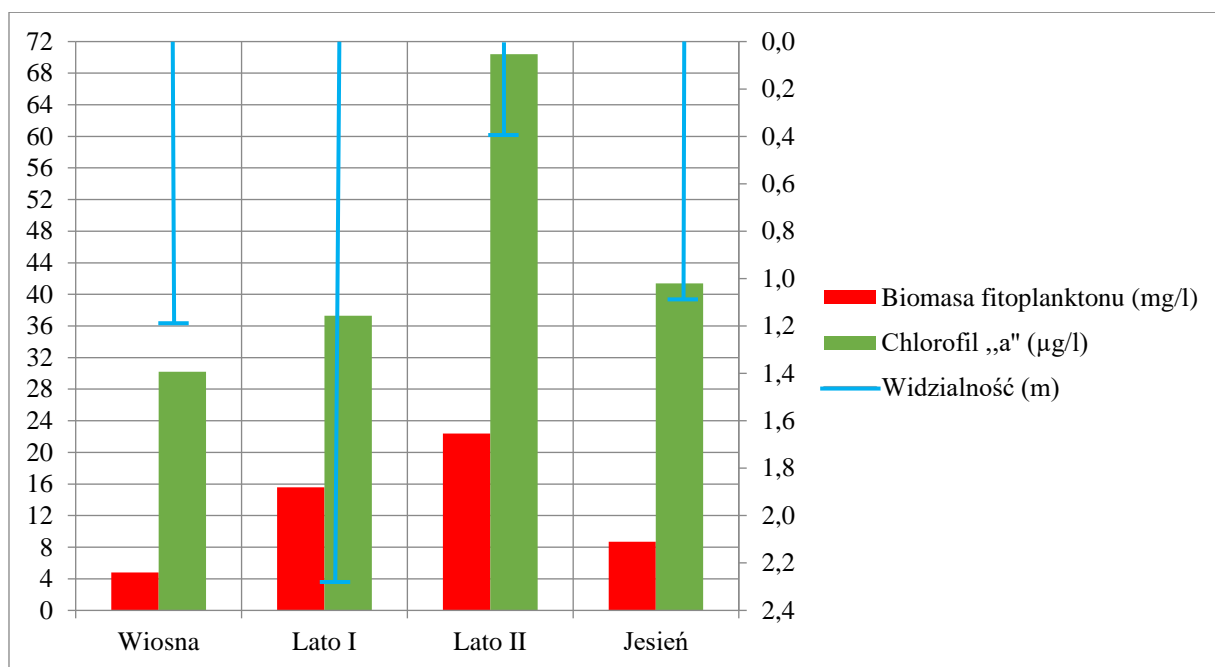
Wskaźnikiem, który jest ważny w określeniu warunków panujących w jeziorze jest stężenie chlorofilu *a*. Na przestrzeni wspomnianych trzech sezonów badawczych średnioroczne stężenie tego wskaźnika utrzymywało się na podobnym poziomie. Najwięcej chlorofilu w wodzie było w 2014 roku (47,7 µg/l), a najmniejsza ilość odnotowana została w 2009 roku (43,2 µg/l). Ta ilość pozwoliła zaklasyfikować jezioro jedynie do słabego stanu ekologicznego (IV klasa czystości). Z kolei w 2020 roku średnia ilość chlorofilu wyniosła 44,8 µg/l. W skali rocznej, podobnie jak w przypadku biomasy fitoplanktonu można wyróżnić dwa okresy, związane z różną ilością tego barwnika w toni wodnej. Maksymalna wartość, przypadająca na szczyt stratyfikacji letniej w sierpniu, wyniosła 70,4 µg/l (ryc. 4). Drugi okres, z wartościami minimalnymi, przypadał na wiosnę i lato I, kiedy ilość chlorofilu w wodzie wynosiła odpowiednio 30,2 µg/l i 37,3 µg/l (ryc. 4). Na podstawie analizy wyników zawartości chlorofilu *a* z lat 2009-2020, można stwierdzić, że warunki w jeziorze uległy pogorszeniu. Nie jest to jednak na tyle znacząca różnica, aby stwierdzić, że produkcja pierwotna fitoplanktonu drastycznie wzrosła.

4.2. Elementy fizykochemiczne

Wskaźniki fizykochemiczne na przestrzeni lat 2009-2020 cechowały się małą zmiennością wyników.

Średnia roczna widzialność krążka Secchi'ego oscylowała w przedziale od 1,0 do 1,3 metra. Najgorsze średnie warunki świetle w jeziorze były w roku 2014, a najlepsze podczas ostatniego sezonu pomiarowego tj. w 2020 roku. Biorąc pod uwagę zmienność w skali roku to najlepsze warunki w jeziorze były podczas tzw. fazy „czystej wody” (czerwiec). Widzialność krążka Secchi'ego wyniosła wtedy 2,3 metra (ryc. 4). Podczas szczytu stratyfikacji letniej wartość tego wskaźnika spadła do 0,4 metra, co wiązało się z silnym zmętnieniem wody, spowodowanym unoszącym się w toni wodnej sestonem. Podczas homotermii wiosennej i jesiennej warunki w jeziorze były zbliżone do siebie. Widzialność wyniosła 1,2 metra wiosną oraz 1,1 metra podczas jesiennej serii pomiarowej (ryc. 4).

W latach 2009 i 2014 wskaźnik ten klasyfikował jezioro do stanu powyżej dobrego, a podczas badań w 2020 roku tylko do stanu poniżej dobrego. Wynika to jednak ze zmiany kryteriów oceny na bardziej rygorystyczne, co przyczyniło się do obniżenia klasy, pomimo wyższej średniej przezroczystości niż w latach wcześniejszych.



Ryc. 4. Zakres zmienności biomasy fitoplanktonu, chlorofilu *a* oraz widzialności krążka Secchi’ego w Jeziorze Rudnickim Wielkim w 2020 roku

Najbardziej stabilnym wskaźnikiem jest przewodność elektrolityczna, która jest miarą informującą o ilości rozpuszczonych w wodzie soli mineralnych. Podczas trzech sezonów badawczych średnia wartość tego wskaźnika utrzymała się na poziomie od 486 (2014) przez 506 (2009) do 519 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2020). Każdy z tych wyników pozwolił na zaklasyfikowanie Jeziora Rudnickiego Wielkiego do II klasy (dobry stan ekologiczny). Świadczy to o utrzymującej się na stabilnym poziomie ilości substancji mineralnych dostarczanych ze zlewni do wód jeziora.

Podobnie jak w przypadku przewodności elektrolitycznej wody, sytuacja wygląda przy średnim stężeniu azotu ogólnego. Na przestrzeni analizowanych lat, wartość tego wskaźnika nie zmieniała się zasadniczo, klasyfikując jezioro do II klasy w każdym roku badań. Najlepsze warunki były odnotowane podczas najnowszej serii badań tj. w 2020 roku. Średnia wartość badanego wskaźnika wyniosła 1,28 mg N/l. Z kolei najwięcej azotu w wodzie jeziornej było podczas 2014 roku lecz wynik 1,78 mg N/l nie odbiegał znacząco od średniej sprzed roku. Świadczy to o stabilnym poziomie dostawy tego biogenu ze źródeł obszarowych w zlewni jeziora.

Drugim pierwiastkiem biogennym, który jest brany pod uwagę w ocenie stanu ekologicznego jeziora jest fosfor ogólny. Podobnie jak w przypadku azotu ogólnego, średnie stężenie tego biogenu nie wykazywało dużego zróżnicowania na przestrzeni lat.

Podczas badań w 2009 i 2014 roku, średnie wartości wyniosły odpowiednio: 0,090 i 0,093 mg P/l. Pozwoliło to zaklasyfikować jezioro do II klasy.

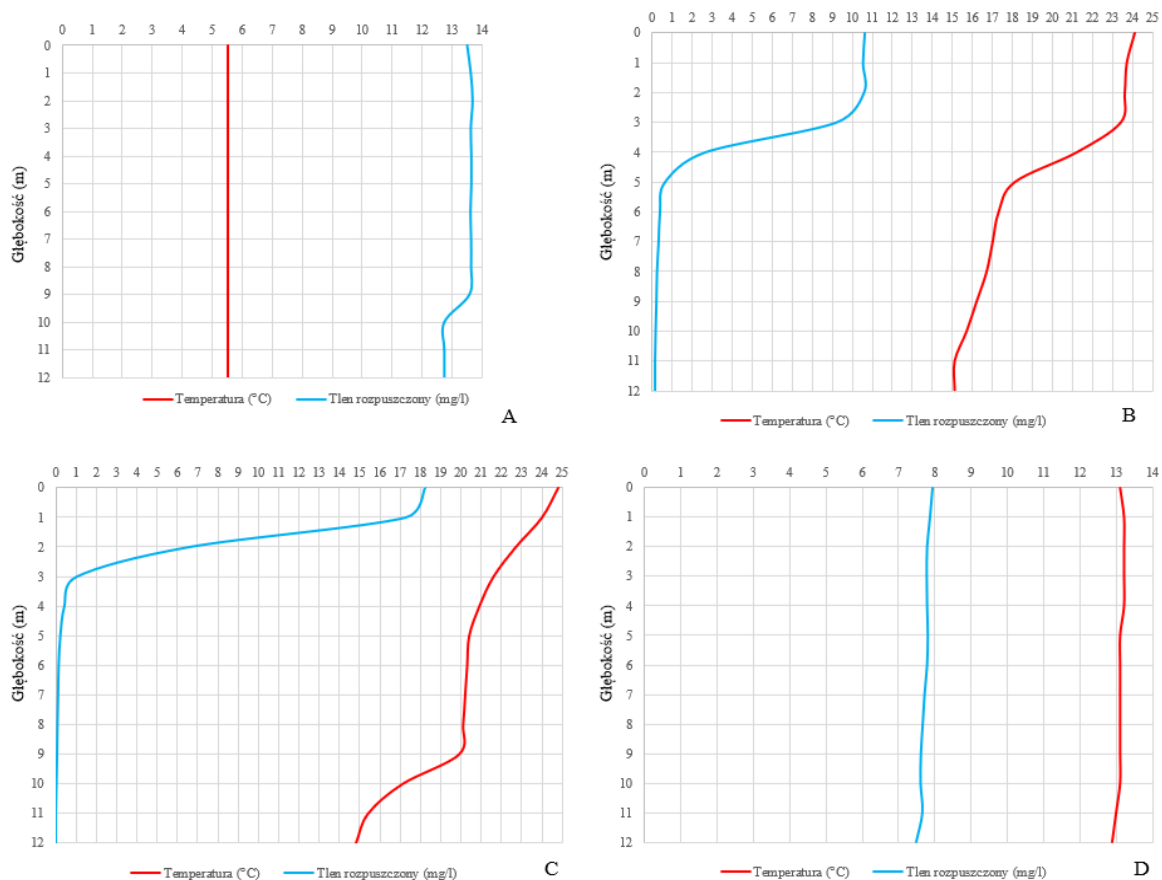
Nieco gorszy wynik zanotowany został podczas 2020 roku (0,102 mg/l). Wartość ta, na podstawie rozporządzenia klasyfikacyjnego, ustala stan jeziora na III klasę (poniżej dobrego stanu ekologicznego).

Przy ocenie stanu ekologicznego jeziora nie sposób pominąć warunków termiczno-tlenowych. Podczas mikcji wiosennej oraz jesiennej, tlen rozpuszczony w wodzie występuje w całym profilu pionowym, osiągając przy dnie wartości równe ok. 13 mg/l (wiosna) oraz 7,5 mg/l (jesień) (ryc. 5).

Zupełnie inaczej sytuacja wyglądała podczas serii lato I i lato II. Krzywa temperatury nie wskazuje na wykształcenie w 2020 roku w jeziorze pełnej stratyfikacji termicznej. Nie sprzyja temu niewielka głębokość jeziora, ukształtowanie dna (powierzchnia głęboczków poniżej izobaty 10 m stanowi jedynie 2,5% powierzchni całego jeziora) oraz wskaźnik odsłonecia jeziora, który wynosi 36,5 i świadczy o jego dużej podatności na mieszanie wiatrowe. Natomiast przebieg oksykliny świadczy, że już wczesnym latem odpowiednie ilości tlenu rozpuszczonego w wodzie występowały tylko do 4 metra (ryc. 5). Poniżej tej głębokości nastąpił gwałtowny spadek ilości tlenu, co wiązało się z całkowitym odtlenieniem zalegających poniżej mas wody. Z kolei podczas sierpniowej serii pomiarowej, miąższość natlenionej warstwy wody uległa spłyceniu o 1 metr. Wiazało się to ze znacznym spadkiem ilości tlenu rozpuszczonego w wodzie już poniżej 3 metra. Praktycznie cały metalimnion cechował się śladowymi ilościami tlenu (ryc. 5).

Podczas pomiarów letnich w 2020 roku stwierdzono organoleptycznie występowanie siarkowodoru w strefie naddennej jeziora.

Analogiczne sytuacje odnośnie warunków termiczno-tlenowych występowały w trakcie monitoringu jeziora prowadzonego w związku z jego rekultywacją [6].



Ryc. 5. Warunki termiczno-tlenowe Jeziora Rudnickiego Wielkiego w 2020 roku (A – wiosna, B – lato I, C – lato II, D- jesień)

Ważnym wskaźnikiem mówiącym o stanie troficznym jeziora jest indeks stanu troficznego Carlsona (TSI), który bierze pod uwagę średnie stężenie fosforu ogólnego i chlorofilu *a* oraz średnią widzialność krążka Secchi’ego. Na podstawie tych trzech wskaźników określony został stan troficzny Jeziora Rudnickiego Wielkiego w 2020 roku.

Średnie stężenie fosforu ogólnego, wynoszące 0,102 mg/l klasyfikuje jezioro jako hipertroficzne. Z kolei na podstawie widzialności krążka Secchi’ego oraz stężenia chlorofilu przypisać można jezioru cechy zbiornika eutroficznego. Wskazują na to deficyty tlenu w obrębie hypolimnionu oraz dominacja sinic w szczycie stratyfikacji letniej.

Podczas badań w 2020 roku wykonany był szereg oznaczeń wskaźników chemicznych. W większości, stężenie badanych wskaźników odpowiadało normom i klasyfikowało jezioro do II klasy czystości (wskaźniki z grupy 3.6). Nieco inaczej sytuacja wyglądała w przypadku substancji priorytetowych (grupa 4.1). Przekroczenia zostały wykazane w przypadku benzo(a)pirenu w wodzie oraz heptachloru i bromowanych difenyloeterów w bocie.

W związku z tym jezioro pod kątem wskaźników chemicznych zostało zaklasyfikowane jako zbiornik o złym stanie wód. Jednak, jak wskazują na to dane z PMŚ, problem z występowaniem tych substancji dotyczy większości wód powierzchniowych objętych monitoringiem.

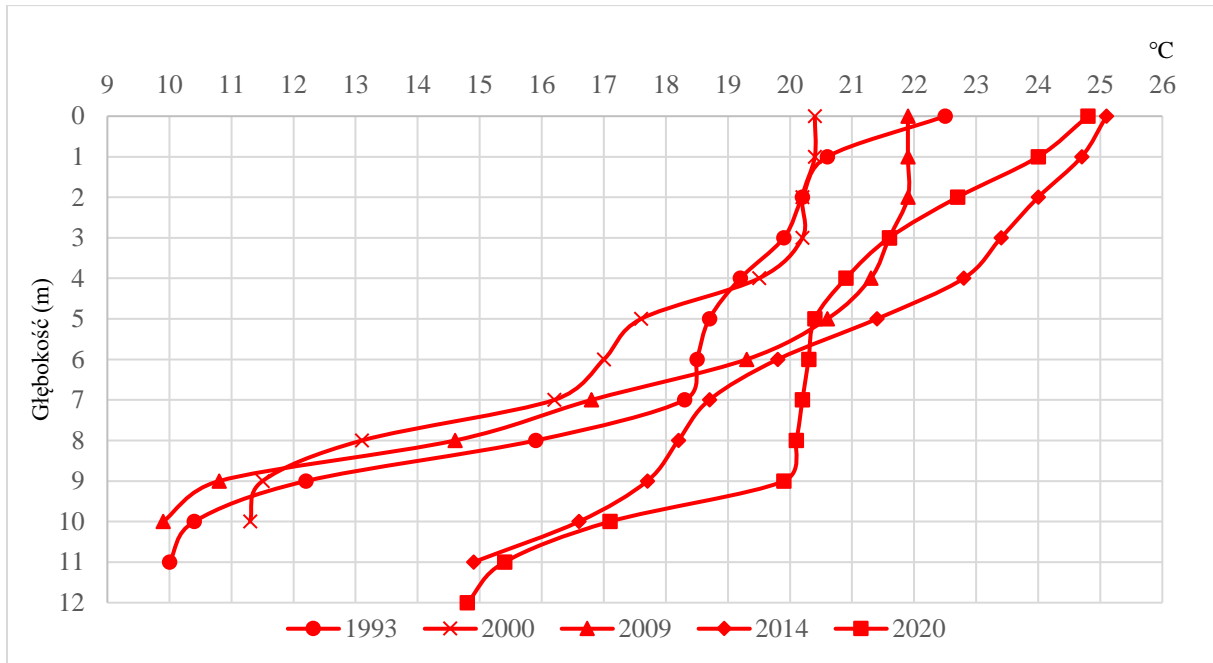
5. Zmiany w wieloleciu

Stan czystości Jeziora Rudnickiego Wielkiego badany był 9-krotnie w latach: 1972, 1979, 1982, 1993, 2000, 2005, 2009, 2014 oraz 2020. Na przestrzeni lat zmieniał się system oceny czystości jezior, więc przy klasyfikacji uwzględniane były różne parametry. Niezmiennie, od początku badań, pod uwagę brane były warunki tlenowe podczas całego sezonu badawczego. Jezioro Rudnickie Wielkie, wg najnowszej klasyfikacji, należy do typu abiotycznego 3a, co oznacza, że jest jeziorem stratyfikowanym na podłożu wapiennym, o dużej wartości współczynnika Schindlera ($WS > 2$).

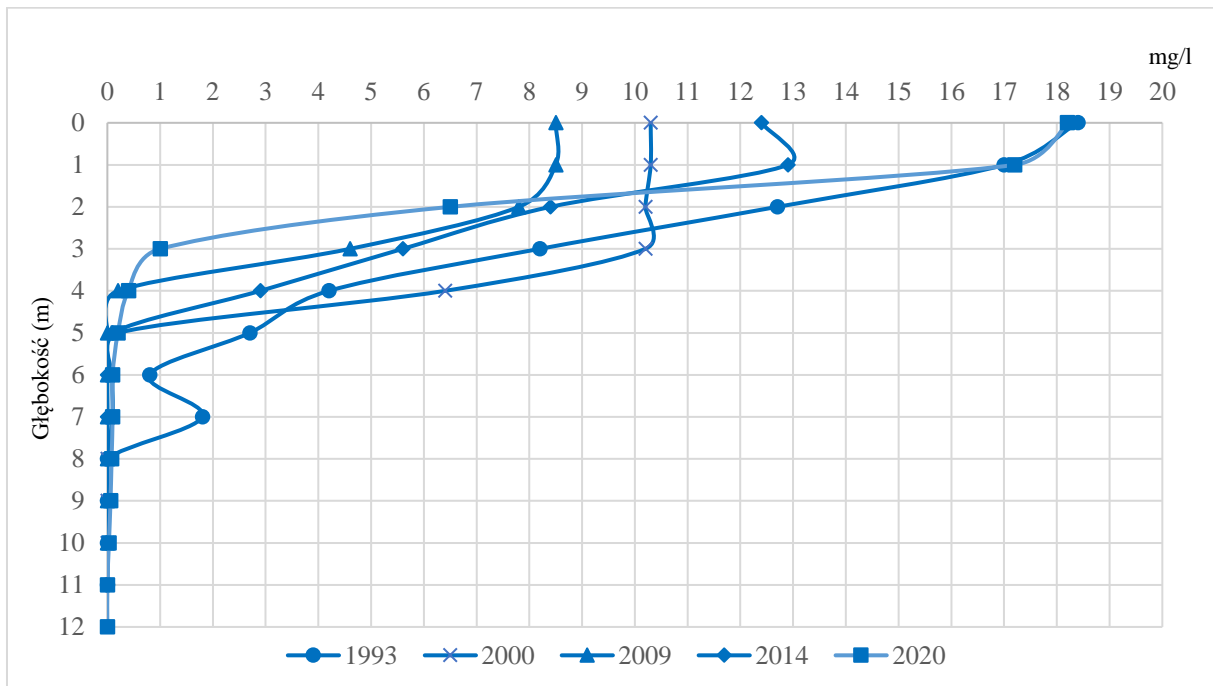
W latach 1993-2020 warunki termiczne podczas szczytu stratyfikacji letniej nie odbiegały od siebie w znaczący sposób. Niezależnie od sezonu badawczego w profilu pionowym wykształcała się niepełna stratyfikacja termiczna. W zależności od warunków w danym roku, warstwa skoku termicznego kształtowała się pomiędzy 4 a 8 metrem (ryc. 6). Istnieje widoczna korelacja pomiędzy warstwą skoku termicznego, a wyraźnym spadkiem stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie na tych głębokościach. Wraz ze spadkiem temperatury wody ma miejsce gwałtowne obniżenie stężenia tlenu, niekiedy do śladowych ilości. Taka sytuacja miała miejsce praktycznie w każdym z analizowanych lat. Podczas ostatnich dwóch sezonów widać, że temperatura wody przy dnie jest wyraźnie wyższa niż w latach poprzednich. Wyniosła ona odpowiednio 14,9°C (2014) i 14,8°C (2020). W trakcie poprzednich badań była wyraźnie niższa (ryc. 6).

W trakcie sierpniowych serii pomiarowych w jeziorze zawsze stwierdzano wykształcenie się stratyfikacji tlenowej. W 2009 roku deficyty tlenu występowały już od 4 metra głębokości, podczas gdy w 1993 roku natleniona warstwa wody sięgała 7 metra (ryc. 7).

Z kolei podczas badań w 2014 i 2020 roku śladowe ilości tlenu występowały poniżej 5 i 4 metra głębokości (ryc. 7). Analizując dostępne dane można stwierdzić, że warunki tlenowe podczas szczytu stratyfikacji letniej były do siebie zbliżone w kolejnych latach badań i jednocześnie skorelowane ze zmianami temperatury wody w profilu pionowym.



Ryc. 6. Temperatura wody w sierpniu w latach 1993-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim



Ryc. 7. Stężenie tlenu rozpuszczonego w sierpniu w latach 1993-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim

Drugim ważnym wskaźnikiem, służącym analizie zmian w wieloleciu, jest widzialność krążka Secchi’ego. W latach 1993-2020, przezroczystość wody w trakcie sierpniowych pomiarów wykazywała różnice.

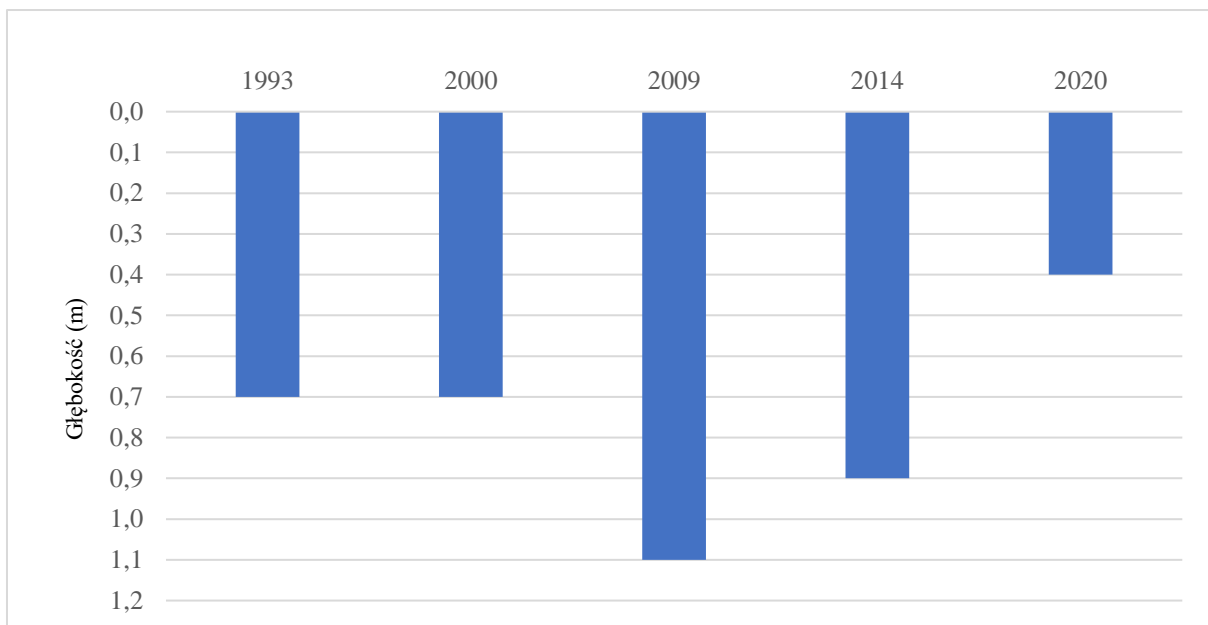
Najlepsze warunki świetlne były w 2009 roku – 1,1 metra, a najgorsze podczas ostatniego sezonu badawczego – 0,4 metra (ryc. 8). Podczas trzech pozostałych okresów, tj. w 1993, 2000 i 2014 roku, przezroczystość wody kształtowała się na podobnym poziomie, odpowiednio 0,7 (dwukrotnie) i 0,9 metra (ryc. 8). Zmiany w widzialności świadczą o słabych i jednocześnie zmiennych w poszczególnych latach analizowanego okresu warunkach świetlnych w szczycie stratyfikacji letniej.

Tab. 1. Stężenie chlorofilu *a*, azotu ogólnego i fosforu ogólnego podczas stratyfikacji letniej (sierpień) w latach 1993-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim

Wskaźnik	Rok					
	1993	2000	2005	2009	2014	2020
Chlorofil <i>a</i> [µg/l]	84,6	118,9	144,3	42,5	48,5	70,4
Azot ogólny [mg/l]	5,2	2,8	1,9	1,0	1,3	1,7
Fosfor ogólny [mg/l]	0,310	0,240	0,110	0,109	0,097	0,110

Wskaźnikiem, który jest ściśle związany z widzialnością krążka Secchi’ego jest stężenie chlorofilu *a*. Podczas sierpniowych badań przeprowadzonych w latach 1993-2020 wartości tego parametru były zróżnicowane. Wyraźnie widać dwa okresy, które wyróżniają się wyższym stężeniem chlorofilu tj. 2000 i 2005 rok. Podczas pierwszego z nich ilość chlorofilu w wodzie wyniosła blisko 120 µg/l, a w 2005 roku było to już ponad 140 µg/l (ryc. 9). Ostatnie trzy sezony badawcze charakteryzują się stabilnym poziomem chlorofilu w wodzie i nie występuje silny trend wzrostowy. Wartości oscylują w granicach od 40 µg/l w 2009 do 70 µg/l w 2020 roku (ryc. 9). Nieco wyższa wartość od zeszłorocznej odnotowana została w 1993 roku.

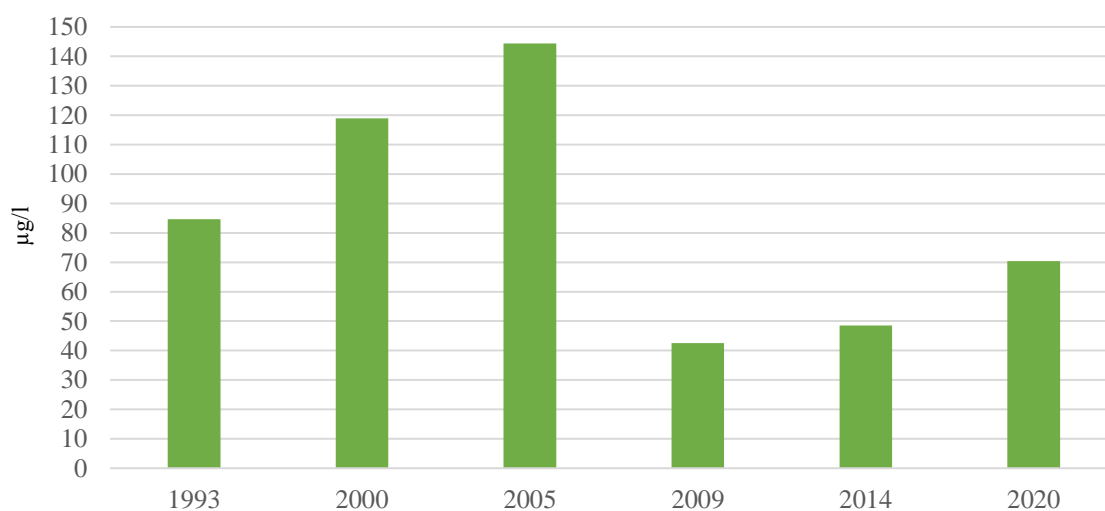
Na podstawie wyników z wielolecia można stwierdzić, że ostatnie lata cechują się niższym stężeniem chlorofilu *a* w wodzie, co może przyczyniać się, w dłuższej perspektywie czasu, do polepszenia warunków ekologicznych w jeziorze.



Ryc. 8. Widzialność krążka Secchi’ego w sierpniu w latach 1993-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim

Tab. 2. Widzialność krążka Secchi’ego podczas stratyfikacji letniej (sierpień) w latach 1993-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim

Wskaźnik	Rok				
	1993	2000	2009	2014	2020
Widzialność [m]	0,7	0,7	1,1	0,9	0,4

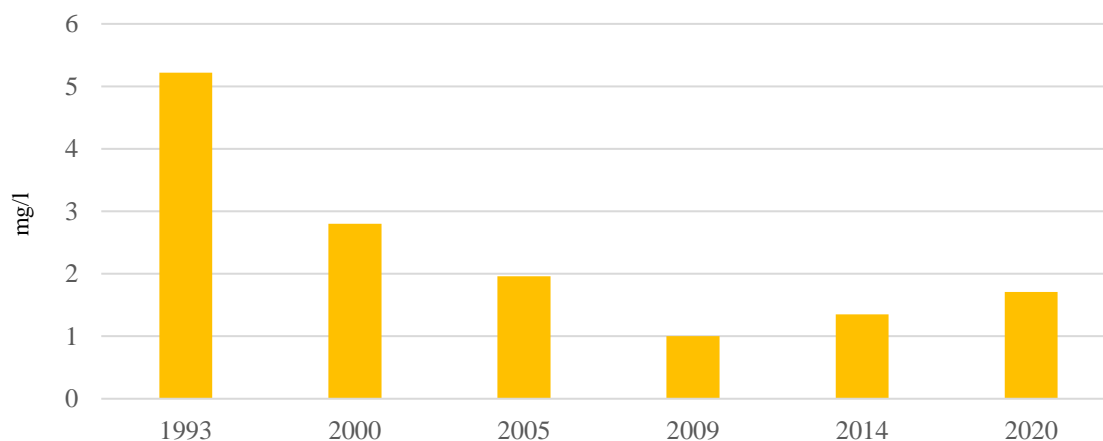


Ryc. 9. Stężenie chlorofilu a w sierpniu w latach 1993-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim

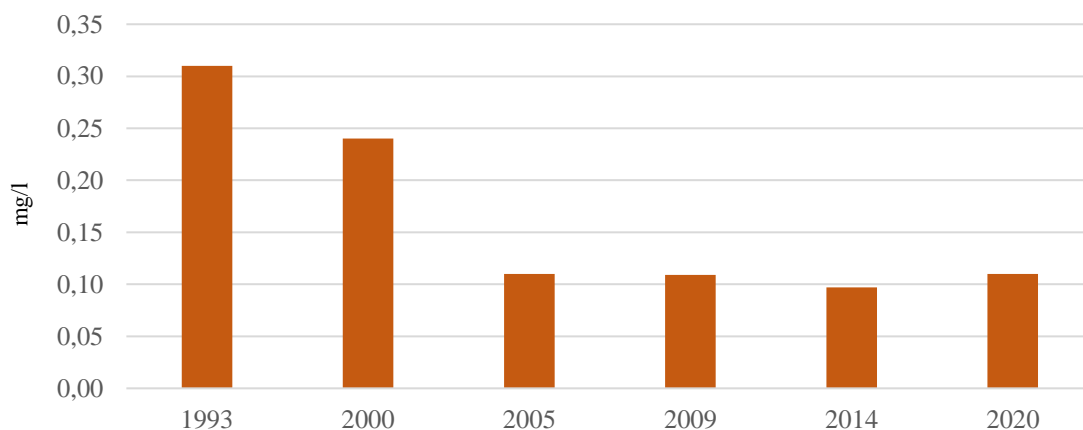
Kolejnymi istotnymi wskaźnikami informującymi o stanie Jeziora Rudnickiego Wielkiego jest koncentracja substancji biogennych w wodzie tj. azotu i fosforu. Ze zgromadzonych danych wynika, że w latach 90-tych stężenie tych dwóch pierwiastków było zdecydowanie wyższe niż obecnie.

W 1993 roku w trakcie sierpniowej serii pomiarowej, ilość azotu ogólnego w wodzie wyniosła nieco ponad 5 mg N/l, a fosforu ogólnego 0,300 mg P/l (ryc. 10-11). W kolejnych latach następował stopniowy spadek ilości tych dwóch pierwiastków w wodzie. W 2000 roku stężenie azotu ogólnego wyniosło nieco poniżej 3 mg/l, a fosforu ogólnego niecałe 0,25 mg/l (ryc. 10-11). Ostatnie lata (2005-2020) cechują się stabilnym poziomem fosforu ogólnego w wodzie, kształtującym się na poziomie około 0,10 mg/l (ryc. 11). Z kolei ilość azotu ogólnego podczas tego samego okresu ani razu nie przekroczyła poziomu 2 mg/l (ryc. 10).

Analiza tendencji wykazuje na stopniowy ubytek w epilimnionie jeziora w okresie stratyfikacji letniej związków biogennych, do czego mogą się przyczyniać zarówno zmiany związane z ograniczeniem ich dostawy ze zlewni jak i silnie rozwijające się makrofity zanurzone, które pochłaniają część nutrientów z toni wodnej.



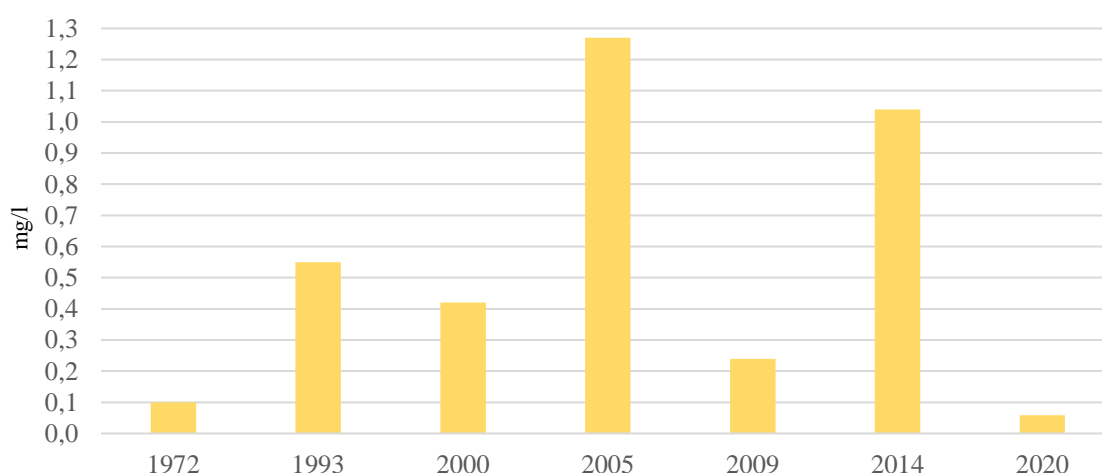
Ryc. 10. Stężenie azotu ogólnego w sierpniu w latach 1993-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim



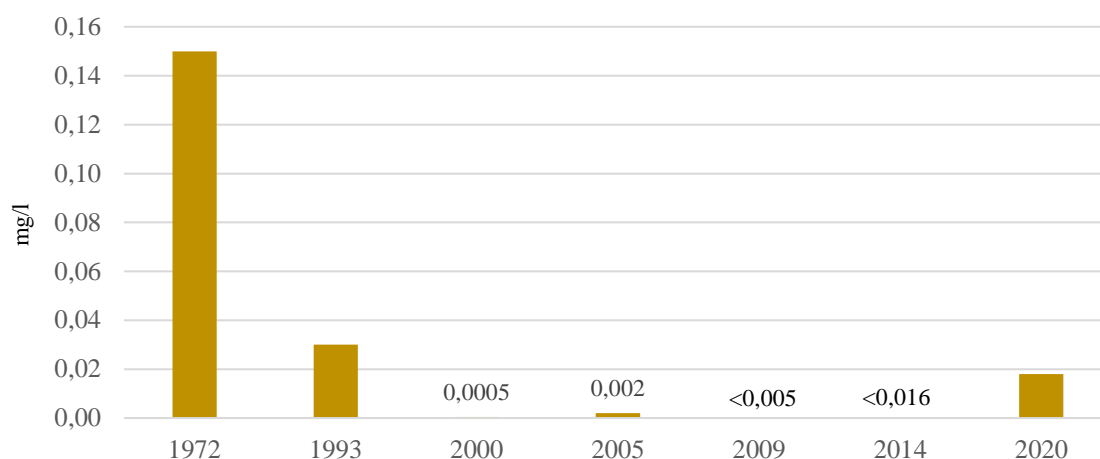
Ryc. 11. Stężenie fosforu ogólnego w sierpniu w latach 1993-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim

Ważnym parametrem fizykochemicznym informującym o trofii jeziora jest stężenie azotu azotanowego i fosforu fosforanowego podczas wiosennej serii pomiarowej. Z analizy danych wynika, że stężenie azotu azotanowego w okresie 1972-2020 ulegało istotnym zmianom. Podczas homotermii wiosennej w 1972 i 2020 roku ilość azotu azotanowego w wodzie była na niskim poziomie, nieprzekraczającym 0,100 mg N-NO₃/l (ryc. 12). Lata 1993, 2000 i 2009 charakteryzują się stężeniem, kształtującym się w przedziale od nieco ponad 0,200 mg/l (2009) do ok. 0,500 mg/l (1993) – ryc. 12.

Z kolei w sezonach 2005 i 2014 widoczny jest wyraźny wzrost ilości azotu azotanowego w wodzie, przekraczający 1,0 mg/l. Najwyższe stężenie odnotowane zostało podczas wiosny 2005 roku - 1,27 mg/l (ryc. 12).



Ryc. 12. Stężenie azotu azotanowego podczas wiosny w latach 1972-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim



Ryc. 13. Stężenie fosforu fosforanowego podczas wiosny w latach 1972-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim

Tab. 3. Stężenie azotu azotanowego i fosforu fosforanowego podczas wiosny w latach 1972-2020 w Jeziorze Rudnickim Wielkim

Wskaźnik	Rok						
	1972	1993	2000	2005	2009	2014	2020
Azot azotanowy [mg/l]	0,10	0,55	0,42	1,27	0,24	1,04	0,059
Fosfor fosforanowy [mg/l]	0,15	0,03	0,0005	0,002	<0,005	<0,016	0,018

Zupełnie inaczej kształtuje się ilość fosforu fosforanowego w latach 1972-2020. Najwyższe odnotowane stężenie było wiosną 1972 roku i wyniosło 0,150 mg P-PO₄/l (ryc. 13).

Podczas kolejnych serii pomiarowych ilość tego pierwiastka w wodzie była zdecydowanie niższa. Od 2000 do 2014 roku były to śladowe ilości, nawet poniżej granicy oznaczalności w latach 2009 i 2014 (ryc. 13).

Przebieg zmienności obu mineralnych form głównych biogenów charakteryzuje się w wieloletiu znaczną różnorodnością oraz brakiem wzajemnych korelacji. Sytuacja taka może wynikać z różnic w dostawie tej formy azotu ze zlewni jeziora i/lub odmiennym tempem wykorzystywania soli pokarmowych w łańcuchu troficznym.

W przypadku fosforanów istotnym czynnikiem jest także redukcja wnoszonego do jeziora ładunku w wyniku porządkowania gospodarki ściekowej w zlewni, na którą jednak nakłada się tendencja odwrotna związana z mechanizmem wewnętrznego wzbogacania tj. transportem tego pierwiastka z osadów dennych w warunkach beztlenowych.

Warto nadmienić, że stan Jeziora Rudnickiego Wielkiego na podstawie badań przeprowadzonych w ramach Systemu Oceny Jakości Jezior (lata 1993, 2000, 2005) klasyfikował je jako pozaklasowe oraz w słabym III stopniu podatności na degradację. Świadczyło to o nienajlepszym stanie jeziora, który wynikał ze znacznego wpływu zlewni na akwen poprzez dostawę dużych ilości ładunków biogenów zarówno z zlewni bezpośredniej jak i z wodami Maruszy.

6. Podsumowanie i wnioski

Na podstawie przeprowadzonych w 2020 roku badań stanu ekologicznego jeziora można stwierdzić, że:

- **ostateczna ocena klasyfikacyjna wskazuje, że stan jednolitej części wód powierzchniowych Jeziora Rudnickiego Wielkiego został ustalony na zły,**
- parametry biologiczne świadczą o silnie eutroficznym charakterze wód jeziora, odpowiadającym słabemu stanowi ekologicznemu. Zadecydował o tym indeks fitoplanktonowy. Korzystnie natomiast wypadł indeks makrofitowy. Zaobserwowano pozytywne zmiany w rozwoju roślinności zanurzonej,
- parametry fizykochemiczne z uwagi na stężenie fosforu ogólnego klasyfikują jezioro do stanu ekologicznego poniżej dobrego. Analiza danych wieloletnich wskazuje na znaczne zmniejszanie się puli biogenów w wodach jeziora,
- z uwagi na przekroczenia dopuszczalnych stężeń w przypadku bromowanych difenylesterów i heptachloru w biocie oraz benzo(a)pirenu w wodzie, stan jeziora na podstawie wskaźników chemicznych został ustalony na zły,
- nadal problemem jest utrzymywanie się w okresie letniej stratyfikacji termicznej deficytów tlenowych poniżej warstwy trofogenicznej. W strefie naddennej notuje się obecność siarkowodoru,
- stężenie chlorofilu *a* świadczy o wysokiej produkcji pierwotnej. Waha się ona na przestrzeni ostatnich lat, natomiast w zestawieniu z danymi z wcześniejszego okresu wskazuje na wyraźne zmniejszenie poziomu eutrofizacji,
- przezroczystość wód na podstawie widzialności krążka Secchi'ego w trakcie lata jest słaba. W analizowanym okresie podlega silnym wahaniom, skorelowanym z ilością chlorofilu *a*,

- całość dotychczasowych badań wskazuje na stopniową poprawę stanu czystości jeziora, szczególnie w odniesieniu do lat 80 XX w. Na podstawie ostatnich cykli pomiarowych można stwierdzić stabilizację jakości wód, jednak na poziomie nie odpowiadającym standardom wyznaczonym w obecnie obowiązujących przepisach,
- osiągnięcie stanu ekologicznego jeziora zgodnego z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej wymaga podjęcia kolejnych działań, których charakter musi uwzględniać specyfikę jeziora oraz jego zlewni.

7. Bibliografia

1. Mientki Cz., 1993. Wstępna ocena efektów rekultywacji prowadzonej w latach 1989-1992 jeziora Skape, w: Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem rekultywacji. III krajowa konferencja naukowo-techniczna. Toruń, s. 67-94
2. Solarczyk A., 2006. Komunikat o jakości wód Jeziora Rudnickiego Wielkiego w 2005 roku, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy.
3. Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, karta danych morfometrycznych Jeziora Rudnickiego Wielkiego, 1961 r.
4. Strzelecki D., 2017. Rekultywacja Jeziora Rudnickiego Wielkiego – podsumowanie działań naprawczych, w: Ochrona i rekultywacja jezior, mat. konf., Toruń, s. 183-193
5. Miejskie Wodociągi i Oczyszczalnia Sp. z o.o. w Grudziądzu, Sprawozdanie z pobierania i badań nr 3447/2021 z dnia 25.05.2021 r., Grudziądz,
6. Wojtczak H. 1993. Warunki termiczno-tlenowe w rekultywowanym Jeziorze Rudnickim Wielkim w latach 1983-1991, w: Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem rekultywacji. III krajowa konferencja naukowo-techniczna. Toruń, s. 29-45