



**MONITORING JAKOŚCI
WÓD I OSADÓW DENNYCH
JEZIORA ROGOŹNO I
JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO**

Zakład Ochrony Wód,
Wydział Biologii,
Uniwersytet im.
Adama Mickiewicza
w Poznaniu

**PROF. UAM DR HAB.
RENATA DONDAJEWSKA-PIELKA
PROF. DR HAB. RYSZARD GOŁDYN**

Współautorzy opracowania:

dr Agnieszka Budzyńska

mgr Wanda Romanowicz-Brzozowska

mgr inż. Piotr Domek

Poznań 2021

Spis treści:

1. Wstęp	2
2. Charakterystyka terenu badań.....	3
2.1 Rzeką Mała Wełna	3
2.2 Jezioro Budziszewskie	4
2.3 Jezioro Rogoźno	5
2.4 Warunki pogodowe w trakcie prowadzenia badań	7
3. Metody badań	9
3.1 Lokalizacja stanowisk badawczych.....	9
3.2 Pobór próbek i pomiary <i>in situ</i>	9
3.3 Badania laboratoryjne.....	10
3.4 Prace kameralne	12
4. Wyniki badań	14
4.1 Jezioro Budziszewskie	14
4.1.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód.....	14
4.1.2 Koncentracje związków biogenych	20
4.1.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej.....	32
4.1.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu	35
4.1.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu.....	39
4.1.6 Właściwości osadów dennych	43
4.2 Jezioro Rogoźno	51
4.2.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód.....	51
4.2.2 Koncentracje związków biogenych	56
4.2.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej.....	66
4.2.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu	70
4.2.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu.....	73
4.2.6 Właściwości osadów dennych	77
5. Aktualny stan eutrofizacji Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno	85
5.1 Stan troficzny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno	85
5.2 Stan ekologiczny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno.....	86
6. Ocena skuteczności działań rekultywacyjnych i propozycje na przyszłość	88
7. Literatura.....	92

1. Wstęp

Opracowanie wykonane zostało w ramach umowy nr INTZ.272.21.2021, zawartej w dniu 21.05.2021 r. pomiędzy Gminą Rogoźno z siedzibą: ul. Nowa 2, 64-610 Rogoźno, a Uniwersytetem im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, z siedzibą: ul. Wieniawskiego 1, 61-712 Poznań.

Monitoring obejmuje jakość wód i osadów dennych Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno, położonych w biegu Małej Wełny. Wczesną wiosną 2018 roku podjęto na obu akwenach działania rekultywacyjne, kontynuowane w latach 2019-2020. Z uwagi na przedłużający się proces uzyskiwania pozwolenia wodno-prawnego na kontynuację procesu rekultywacji w roku 2021, nie prowadzono w tym roku prac rekultywacyjnych. Celem prowadzonego monitoringu było prześledzenie czasowych i przestrzennych zmian jakości wód i osadów dennych Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno w roku 2021 oraz na tej podstawie ocena zmian w ekosystemach badanych jezior, zachodzących pod wpływem działań rekultywacyjnych stosowanych w latach wcześniejszych, jak i ocena zmian będących rezultatem zaprzestania rekultywacji jezior.

2. Charakterystyka terenu badań

2.1 Rzeka Mała Wełna

Ten lewobrzeżny dopływ rzeki Wełny o długości 83,8 km przepływa przez liczne jeziora oraz zasila swoimi wodami stawy rybne (Kiszkowo, Skoki). W górnym odcinku o średnim spadku 0,9‰ przepływa m.in. przez Jezioro Kłęckie i Jezioro Gozuchowskie (Rys. 1). W biegu środkowym zasilany jest przez kilka dopływów, płynąc zatorfioną doliną. W wielu miejscach usytuowane są urządzenia piętrzące, służące poborowi wód na potrzeby stawów hodowlanych. W swoim dolnym biegu Mała Wełna płynie doliną o szerokości około 500 m, kierując się na północny-zachód i przepływając przez dwa jeziora rynnowe: Jezioro Budziszewskie o długości 4,6 km i Rogoźno o długości 5,1 km. Około 150 m poniżej drugiego z nich rzeka uchodzi do Wełny (Mikołajczak i in. 1998). Powyżej Jeziora Budziszewskiego Mała Wełna przyjmuje wody Dzwonówki, płynące z jeziora Maciejak. Sumaryczna powierzchnia 44 jezior w dorzeczu Małej Wełny sięga 1244,3 ha, co stanowi 1,8% jego powierzchni (Mikołajczak i in. 1998).



RYS. 1. PRZEBIEG MAŁEJ WEŁNY WRAZ Z JEZIORAMI POŁOŻONYMI W BIEGU RZEKI (ZA: OPENSTREETMAPS, ZMIENIONE)

Całkowita powierzchnia dorzecza Małej Wełny wynosi 688 km², przy czym większą część pokrywają obszary wykorzystywane rolniczo. Lasy zajmują niewielkie powierzchnie, z reguły od 5-8% obszaru gmin znajdujących się w obrębie dorzecza, a jedynie w gminie Skoki lesistość wzrasta do 35%. W dolnym i środkowym biegu rzeki w samej dolinie rzecznej występują większe kompleksy łąkowe (Mikołajczak i in. 1998).

2.2 Jezioro Budziszewskie

Jezioro Budziszewskie położone jest na obszarze gminy Rogoźno. Misa jeziorna ma kształt wydłużony o orientacji południowy-wschód – północny-zachód. Rzeka Mała Wełna zasila je od strony południowej, zaś od północy łączy Jezioro Budziszewskie z jeziorem Rogoźno. Akwen cechuje się znaczną długością linii brzegowej. Jego maksymalna głębokość nie przekracza 15 m, a średnia 5 m (Tab. 1, Rys. 2).

TABELA 1. PARAMETRY MORFOMETRYCZNE JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO (ZA: JAŃCZAK 1996)

parametr	jednostka	wartość
położenie	m n.p.m.	71,5
powierzchnia	ha	163,0
objętość	tys. m ³	7842,9
głębokość maksymalna	m	14,0
głębokość średnia	m	4,8
długość maksymalna	m	4600
szerokość maksymalna	m	520
długość linii brzegowej	m	10025,0



RYS. 2. PLAN BATYMETRYCZNY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO (ZA: SZESZYCKI 2016, ZMIENIONE)

Z uwagi na znaczną długość linii brzegowej w stosunku do objętości wód akwenu, niewielki stopień stratyfikacji jego wód oraz znaczną powierzchnię zlewni, wpływającą na wartość współczynnika Schindlera, jezioro zostało uznane za bardzo podatne na wpływy zewnętrzne.

Powierzchnia zlewni całkowitej jeziora sięga 631 km², przy czym znaczną jej część zajmują obszary wykorzystywane rolniczo. W zlewni bezpośredniej (18,2 km²) także dominują grunty orne. Brzegi jeziora są zalesione i w wielu miejscach trudno dostępne (Mikołajczak i in. 1998). Na południowo-wschodnim brzegu akwenu znajduje się siedem ośrodków wypoczynkowych o charakterze sezonowym z maksymalną liczbę osób mogących z nich korzystać na poziomie 350. W bezpośrednim sąsiedztwie wsi Grzybówo istnieje pas domków rekreacyjnych, należących do prywatnych właścicieli.

Stan wód Jeziora Budziszewskiego został sklasyfikowany w latach 2008-2017 jako zły z uwagi na: wysokie liczebności fitoplanktonu, zdominowanego przez sinice (wskaźnik PMPL), wysokie koncentracje związków biogennych, niskie nasycenie hypolimnionu tlenem.

Działania rekultywacyjne zapoczątkowane w roku 2018 obejmowały dawkowanie chlorku magnezu i siarczanu żelaza do toni wodnej. Strącanie fosforu prowadzono co tydzień, obejmując zabiegami strefy dopływu i odpływu Małej Wełny. Przeprowadzono także zarybienia letnim narybkiem szczupaka (około 17800 szt.) W latach 2019 i 2020 dokonano zarybień (w zbliżonej ilości jak rok wcześniej), natomiast strącanie fosforu przeprowadzono 4-krotnie na całej powierzchni jeziora. Wiosną na głęboczkach uruchomiono aerator hypolimnionu o napędzie fotowoltaicznym. W roku 2021 nie prowadzono zabiegów rekultywacyjnych, a aerator nie pracował.

2.3 Jezioro Rogoźno

Jezioro Rogoźno (zwane też Rogozińskim) zasilane jest również wodami Małej Wełny, dopływającej od strony południowej i wypływającej w kierunku północnym. Akwen cechuje się niezbyt dużą głębokością, sięgającą maksymalnie 5,8 m w głęboczku położonym w południowej części akwenu. Pozostała część jest wyraźnie płytsza (Tab. 2, Rys. 3). Jezioro jest silnie podatne na degradację z uwagi na znaczną długość linii brzegowej w stosunku do objętości akwenu, brak stratyfikacji wód, znaczną wymianę wody w roku oraz bardzo dużą zlewnię zagospodarowaną rolniczo.

Zlewnia całkowita jeziora odpowiada w przybliżeniu zlewni całkowitej Małej Wełny, wynosi zatem 688 km² i w większości zagospodarowana jest rolniczo. Grunty

orne dominują także w zlewni bezpośredniej akwenu. Od strony zachodniej bezpośrednio do jeziora przylega miasto Rogoźno (Raport...2004).

TABELA 2. PARAMETRY MORFOMETRYCZNE JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO (ZA: JAŃCZAK 1996)

parametr	jednostka	wartość
położenie	m n.p.m.	69,7
powierzchnia	ha	139,0
objętość	tys. m ³	3808,5
głębokość maksymalna	m	5,8
głębokość średnia	m	3,0
długość maksymalna	m	5100
szerokość maksymalna	m	350
długość linii brzegowej	m	10925,0



RYS. 3. PLAN BATYMETRYCZNY JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO (ZA: SZESZYCKI 2006, ZMIENIONE)

Na wypływie Małej Wełny z jeziora Rogoźno znajduje się budowla piętrząca, której zadaniem jest stabilizacja poziomu wody akwenu przez stałe piętrzenie wód na rzędnej 69,00 m n.p.m. Celem jej utworzenia było retencjonowanie wód oraz umożliwienie wykorzystania jeziora do celów rybackich i rekreacyjnych w okresie lata.

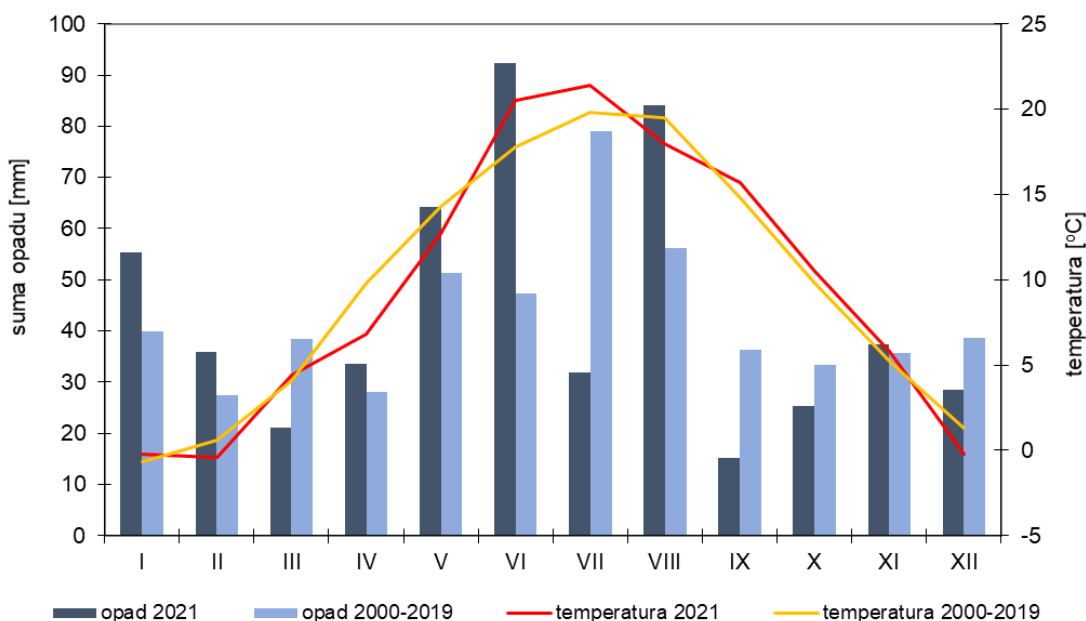
Występowanie silnych zakwitów wody zdominowanych przez sinice oraz wysokich koncentracji związków biogennych przyczyniło się do sklasyfikowania jeziora jako pozostającego w stanie złym w latach 2008, 2014 i 2017.

Działania rekultywacyjne rozpoczęte w roku 2018 obejmowały inaktywację fosforu chlorkiem magnezu i siarczanem żelaza. W roku 2019 strącanie fosforu przeprowadzono 5-krotnie, obejmując zabiegami cały akwen. W roku 2020 strącanie fosforu przeprowadzono 9-krotnie. Zabiegi biomanipulacyjne polegały na zarybieniu

jeziora w maju 2018 r. letnim narybkiem szczupaka w ilości około 35000 sztuk. Zarybienia powtórzone w latach 2019 i 2020. Dodatkowo, w sezonie wegetacyjnym lat 2019-2020 na jeziorze w pobliżu plaży miejskiej pracował elektryczny aerator napowietrzający wody naddenne. Ponadto, w rejonie dopływu (most Szulca) dawковано w obu latach w okresie kwiecień-październik dwa razy w tygodniu około 175 kg chlorku magnezu. W roku 2021 zabiegów rekultywacyjnych nie prowadzono.

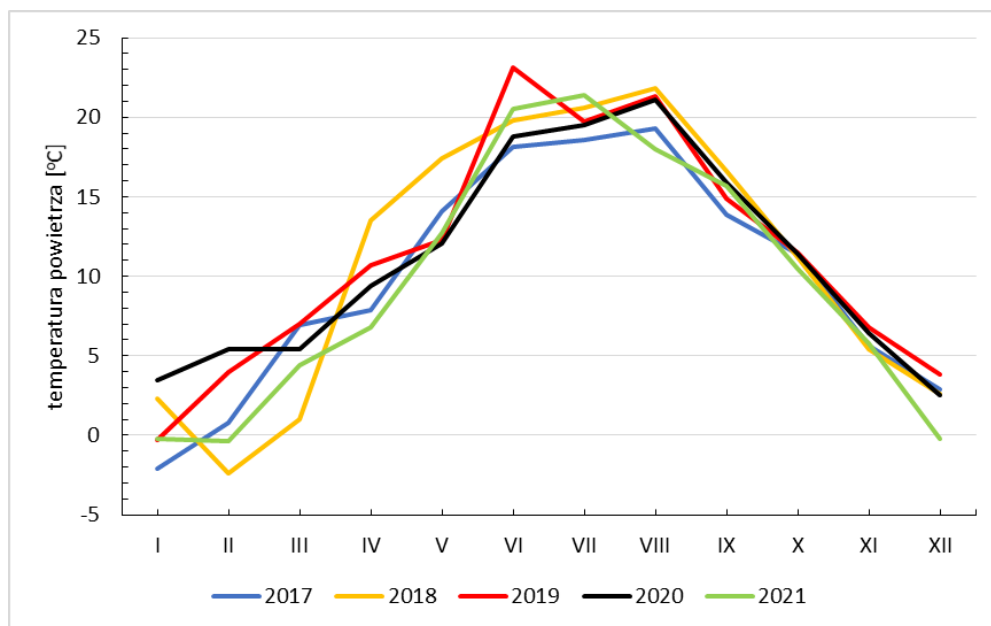
2.4 Warunki pogodowe w trakcie prowadzenia badań

Temperatura powietrza w roku 2021 była zbliżona do średnich z wielolecia 2000-2019 (Rys. 4). Niższe wartości odnotowano wiosną, wyższe zaś latem. Jesień 2021 roku była nieznacznie cieplejsza w odniesieniu do lat wcześniejszych. Pod względem opadów atmosferycznych rok 2021 cechował się występowaniem miesięcy o wyraźnie wyższych sumach miesięcznych w porównaniu do średnich z wielolecia, przy czym największe różnice odnotowano w czerwcu i sierpniu (Rys. 4). Jednocześnie w lipcu i wrześniu 2021 roku sumy opadów atmosferycznych były o połowę niższe niż w latach 2000-2019.



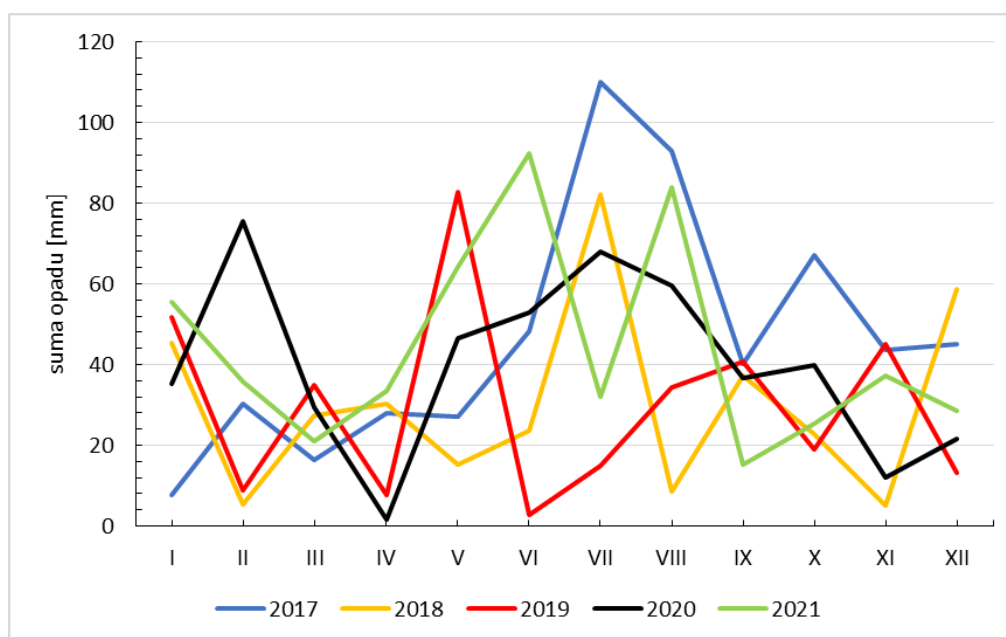
RYS. 4. MIESIĘCZNE SUMY OPADÓW ORAZ ŚREDNIE MIESIĘCZNE TEMPERATURY W OKRESIE OD STYCZNIA DO GRUDNIA 2021R. NA TLE DANYCH Z WIELOLECIA 2000-2019 (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)

Porównanie warunków atmosferycznych panujących w ciągu pięciu lat prowadzenia badań wykazało, że rok 2021 nie wyróżniał się znacząco na tle lat wcześniejszych (Rys. 5). Warto jednak zauważyć niższe temperatury w okresie zimy i wiosny oraz dość wysokie w czerwcu i lipcu.



RYS. 5. PORÓWNANIE MIESIĘCZNYCH ŚREDNICH TEMPERATUR POWIETRZA PODCZAS PIĘCIU LAT PROWADZENIA BADAŃ (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)

W przypadku opadów atmosferycznych rok 2021 wyróżnił się natomiast wysokimi wartościami w czerwcu oraz niskimi w lipcu i wrześniu (Rys. 6). Zwiększeniu uległa suma opadów w kwietniu, zaś niższe opady cechowały okres jesienny. W rezultacie suma opadów w 2021 roku wyniosła 525 mm, a więc nieco więcej niż w roku poprzednim (479 mm). Były to wartości wyraźnie wyższe niż w latach 2018-2019 (362 mm i 356 mm, odpowiednio), lecz wciąż niższe niż w roku 2017 (557 mm).



RYS. 6. PORÓWNANIE MIESIĘCZNYCH SUM OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH PODCZAS PIĘCIU LAT PROWADZENIA BADAŃ (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)

3. Metody badań

3.1 Lokalizacja stanowisk badawczych

Badania wód i osadów dennych Jeziora Budziszewskiego oraz jeziora Rogoźno przeprowadzono w okresie od kwietnia do października 2021 roku. Próbki wody i osadów dennych pobierane były łącznie 5-krotnie tj. raz w każdej porze roku (wiosna, lato i jesień), z zagęszczeniem do trzech poborów w okresie lata.

Próbki wody i osadów dennych były pobierane z obu jezior na dwóch stanowiskach badawczych. W przypadku Jeziora Budziszewskiego stanowiły je głęboczek, położony w centralnej części misy jeziornej, o głębokości sięgającej 14 m (stanowisko I), oraz nieco płytsze zagłębienie zlokalizowane w południowej części jeziora, o głębokości sięgającej 5 m (stanowisko II, Rys. 7). W przypadku Jeziora Rogozińskiego stanowisko I usytuowane było na głęboczkach bliżej południowego krańca jeziora, gdzie głębokość sięga 5,8 m, zaś stanowisko II w północnej części akwenu, na wysokości miasta Rogoźno, gdzie głębokość wynosi poniżej 4 m.



RYS. 7. LOKALIZACJA STANOWISK BADAWCZYCH W OBRĘBIE JEZIOR BUDZISZEWSKIEGO I ROGOŹNO (ZA: OPENSTREETMAPS, ZMIENIONE)

3.2 Pobór próbek i pomiary *in situ*

Każdorazowo przed poborem próbek dokonywany był pomiar podstawowych właściwości fizyczno-chemicznych wód (temperatura, odczyn, przewodność elektrolityczna, koncentracja tlenu i nasycenie wody tlenem) w przekroju pionowym od

powierzchni do dna co 1 m głębokości przy użyciu miernika wieloparametrowego YSI ProPlus. Pomiaru przezroczystości wody w jeziorze dokonywano na pomocą krążka Secchiego.

Próbki wody na potrzeby analizy zawartości związków biogennych pobierano z głębokości 1 m i z naddennej warstwy wody w przypadku obu stanowisk na jeziorze Rogoźno oraz stanowiska II na Jeziorze Budziszewskim. Na stanowisku I na Jeziorze Budziszewskim próbki wody do analiz chemicznych pobierano z głębokości: 1m, 7 m i 1 m nad dnem. W każdym przypadku próbki pobierano z określonej głębokości za pomocą czerpacza typu Toń. W przypadku próbek chemicznych, stosowano utrwalenie za pomocą chloroformu.

Próbki na potrzeby analizy zawartości chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej (suchej masy sestonu) pobierano z przekroju pionowego od powierzchni co 1 m głębokości do: głębokości 3 m na stanowiskach II w obu jeziorach, do głębokości 5 m na stanowiskach I w obu jeziorach, przy czym na stanowisku I w Jeziorze Budziszewskim dodatkowo pobierano próbkę z głębokości 7 m. Próbki te nie podlegały utrwalaniu.

Próbki wody do analizy składu jakościowego i ilościowego fitoplanktonu pobierane były z głębokości 1 m oraz w postaci próbki zintegrowanej z warstw od powierzchni do 4 m głębokości. Próbki utrwalano płynem Lugola.

Próbki do analizy zooplanktonu pobierano w postaci zintegrowanej z kilku warstw wody. Na głęboczkach (stanowisko I w obu jeziorach) próbki integrowano w warstwach: powierzchnia i 1m, następnie 2 i 3 m oraz 4 i 5 m, natomiast na płytszych stanowiskach integrowano próbki w dwu warstwach: powierzchnia i 1m oraz 2-3 m. W każdym przypadku stosowano zagęszczanie wody na siatce planktonowej o średnicy oczek ok. 30 μm . Próbki utrwalano płynem Lugola.

Na wszystkich stanowiskach dokonywano także poboru próbek osadu dennego z warstwy powierzchniowej o miąższości 10 cm przy użyciu rurowego czerpacza osadu typu Kajak. Dodatkowo, za pomocą zmodyfikowanego rurowego czerpacza osadu dokonywano poboru trzech niezaburzonych rdzeni osadu dennego na potrzeby laboratoryjnych badań kierunku i intensywności wymiany fosforu między osadem a wodą naddenną.

3.3 Badania laboratoryjne

W pobranych próbkach w warunkach laboratoryjnych zbadano zawartość związków azotu (amoniowy, azotynowy, azotanowy, Kjeldahla, organiczny i ogólny) oraz fosforu

(fosforany rozpuszczone i fosfor ogólny). Analizy wykonano metodami spektrofotometrycznymi na aparacie firmy Shimadzu UV Mini 1240 w oparciu o następujące metody analityczne (Elbanowska i in. 1999):

- azot amonowy – z odczynnikiem Nesslerera;
- azot azotynowy – z kwasem sulfanilowym i 1-naftyloaminą;
- azot azotanowy – z salicylanem sodowym;
- fosforany i fosfor ogólny – metodą molibdenianową z kwasem askorbinowym jako reduktorem.

Zawartość azotu ogólnego zbadano na aparacie FIA metodą transformacji związków azotu do azotanów podczas mineralizacji termicznej i UV.

Analizy zawartości zawiesiny ogólnej dokonano metodą wagową po filtracji próbek na filtrach z włókna szklanego GF/C. Koncentrację chlorofilu-a zbadano metodą ekstrakcji z etanolem (PN-ISO 10260).

Badania laboratoryjne fitoplanktonu i zooplanktonu obejmowały oznaczenia składu taksonomicznego oraz analizy ilościowe. Różnorodność grup systematycznych identyfikowano w oparciu o klucze i przewodniki, poświęcone jednostkom taksonomicznym w randze gromady lub rzędu. Analizy ilościowo-jakościowe wykonywano przy pomocy mikroskopu odwróconego i komory cylindrycznej o objętości 10 ml.

W każdej pobranej próbce osadu dennego analizowano zawartość fosforu ogólnego oraz jego frakcji, zgodnie ze schematem frakcjonowania zaproponowanym przez Psennera i in. (1988). W mokrej próbce osadu o objętości 1 cm³ oznaczano 5 frakcji fosforu:

- luźno związany (NH₄Cl-P) – ekstrahowany przez 2 godziny 1-molowym roztworem NH₄Cl;
- związany z żelazem (Fe-P) – ekstrahowany mieszaniną (1:1) 0,11-molowego NaHCO₃ i 0,11-molowego Na₂S₂O₄ przez 2 godziny;
- związany z glinem i materią organiczną (NaOH-P i NaOH-NRP) – ekstrahowany 1-molowym roztworem NaOH przez 18 godzin;
- związany z wapniem (HCl-P) – ekstrahowany przez 18 godzin 0,5-mol. HCl oraz
- fosforu pozostałego (Res-P), stanowiącego różnicę między zawartością fosforu ogólnego a sumą czterech powyższych frakcji.

Po każdej ekstrakcji próbka osadu była odwirowywana z prędkością 3000 obr./min. przez 20 minut, a w uzyskanym roztworze oznaczano zawartość fosforu metodą molibdenianową z kwasem askorbinowym jako reduktorem.

Każdą próbkę osadu, po wysuszeniu w temperaturze 105°C, poddawano także analizie na zawartość materii organicznej drogą prażenia w piecu muflowym w temp. 550°C przez 4 godziny, po czym z różnicy wagi przed i po prażeniu obliczano procentową zawartość materii organicznej (Myślińska 2001), zaś po ekstrakcji kwasem solnym (1:1) dokonywano analizy zawartości fosforu w osadzie dennym.

Ponadto, część z każdej próbki świeżego osadu odwirowywano przez godzinę przy prędkości 3000 obr./min., celem uzyskania wody interstycjalnej (śródosadowej) do analizy stężenia fosforu ogólnego i fosforanów rozpuszczonych w niej zawartych.

Badania zjawiska kumulowania fosforu w osadach dennych lub jego wydzielania wykonywane były *ex situ* z wykorzystaniem niezaburzonych rdzeni osadów, pobieranych przy pomocy zmodyfikowanego czerpacza rurowego do przezroczystych rur wykonanych z PUMA (polimetakrylanu metylu). Każdą rurę zawierającą pobrany osad wraz ze znajdującą się nad nim wodą nadosadową zamykano gumowymi korkami. Po przewiezieniu do laboratorium rury z rdzeniami osadów ekspozowano w ciemności w stałych warunkach termicznych, dostosowanych do panujących w jeziorze. Podczas eksperymentu analizowano stężenie fosforu ogólnego w wodzie nadosadowej, pobieranej z każdej rury początkowo co 1-2 dni, później zaś w odstępach 3-4 dniowych. Każdy eksperyment trwał ok. 3 tygodni, co pozwoliło na przeanalizowanie zmian w stężeniu fosforu zachodzących w wodzie nadosadowej oraz określenie średniego wydzielania lub kumulowania fosforu w przeliczeniu na m² osadu w ciągu doby. Na podstawie uzyskanych wyników badań wyliczono średniodobowe wydzielanie lub kumulowanie fosforu na poszczególnych stanowiskach badawczych.

Zawartość azotu ogólnego w osadach dennych zbadano za pomocą analizatora TOC-L firmy Shimadzu. Koncentrację siarczanów określono na podstawie metody grawimetrycznej, oznaczenia zawartości wapnia, magnezu i żelaza w próbkach osadów dennych (po ekstrakcji kwasem HCl 1:1) wykonano przy wykorzystaniu techniki ICP-OES.

3.4 Prace kameralne

Oceny stopnia zeutrofizowania wód jeziornych dokonano w oparciu o indeks stanu trofii Carlsona (1977). Ocenę stanu ekologicznego jeziora przeprowadzono w oparciu o

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 roku 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. RP z dnia 13 sierpnia 2021 r., poz. 1475).

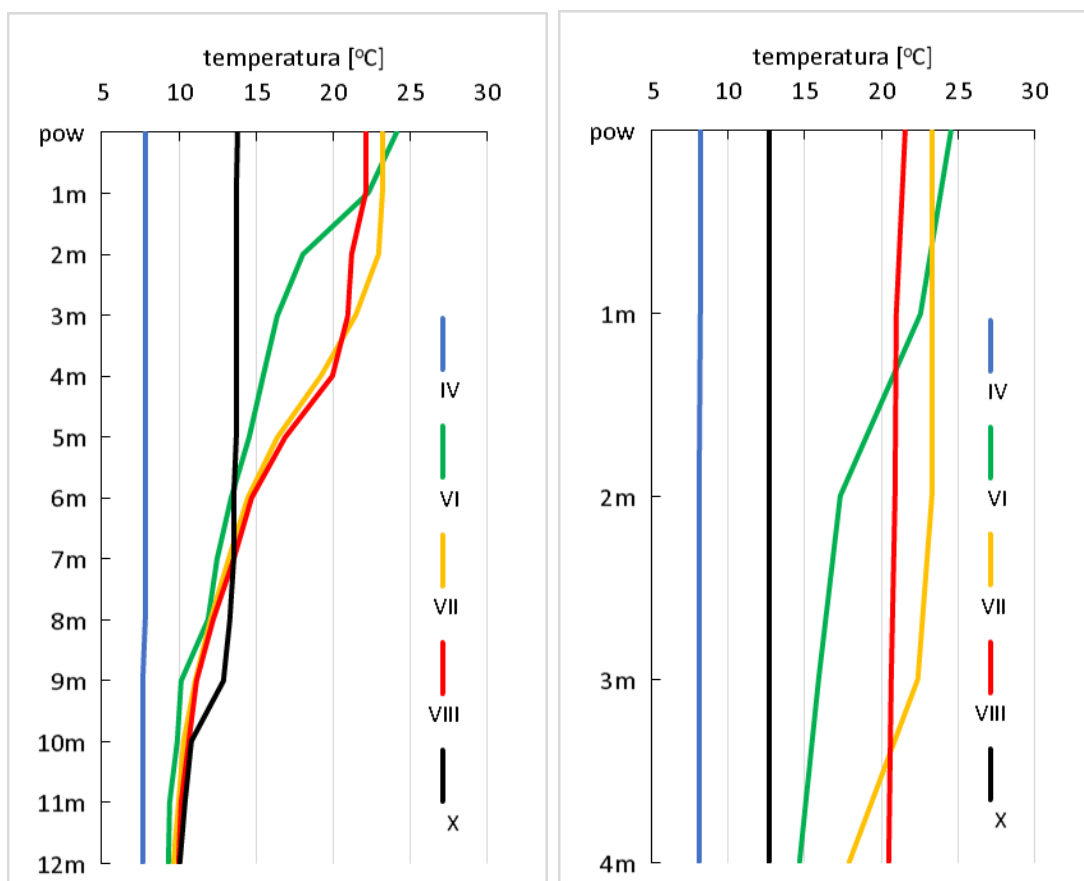
Wyniki uzyskane w roku 2021 porównano do wyników badań z lat 2017-2020 zawartych we wcześniejszych ekspertyzach, wykonanych na zlecenie gminy Rogoźno (Dondajewska i Gołdyn 2017, 2018, Dondajewska-Pielka i Gołdyn 2019, 2020).

4. Wyniki badań

4.1 Jezioro Budziszewskie

4.1.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód

Temperatura wód na stanowisku I zmieniała się w ciągu roku wraz z temperaturą powietrza. W kwietniu wody jeziora były wymieszane w przekroju pionowym, a ich temperatura wynosiła około 8°C. W pozostałych miesiącach stwierdzono obniżanie się temperatury wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 8). Od czerwca do sierpnia kształtowała się stratyfikacja termiczna wody, przy czym zasięg poszczególnych warstw zmieniał się w czasie. Warstwa powierzchniowa (epilimnion) utrzymywała się do głębokości zaledwie 1 m w czerwcu, ulegając zwiększeniu do 3-4 m w lipcu i sierpniu. Wykazywała ona temperaturę ponad 20,0°C, z maksimum 24,1°C w czerwcu. Zasięg i miąższość metalimnionu były zmienne, a granica pomiędzy tą warstwą a naddanym hypolimnionem nie była wyraźnie zarysowana. Na głębokości poniżej 11 m temperatura wody wahała się od 7,7°C do 10,2°C.

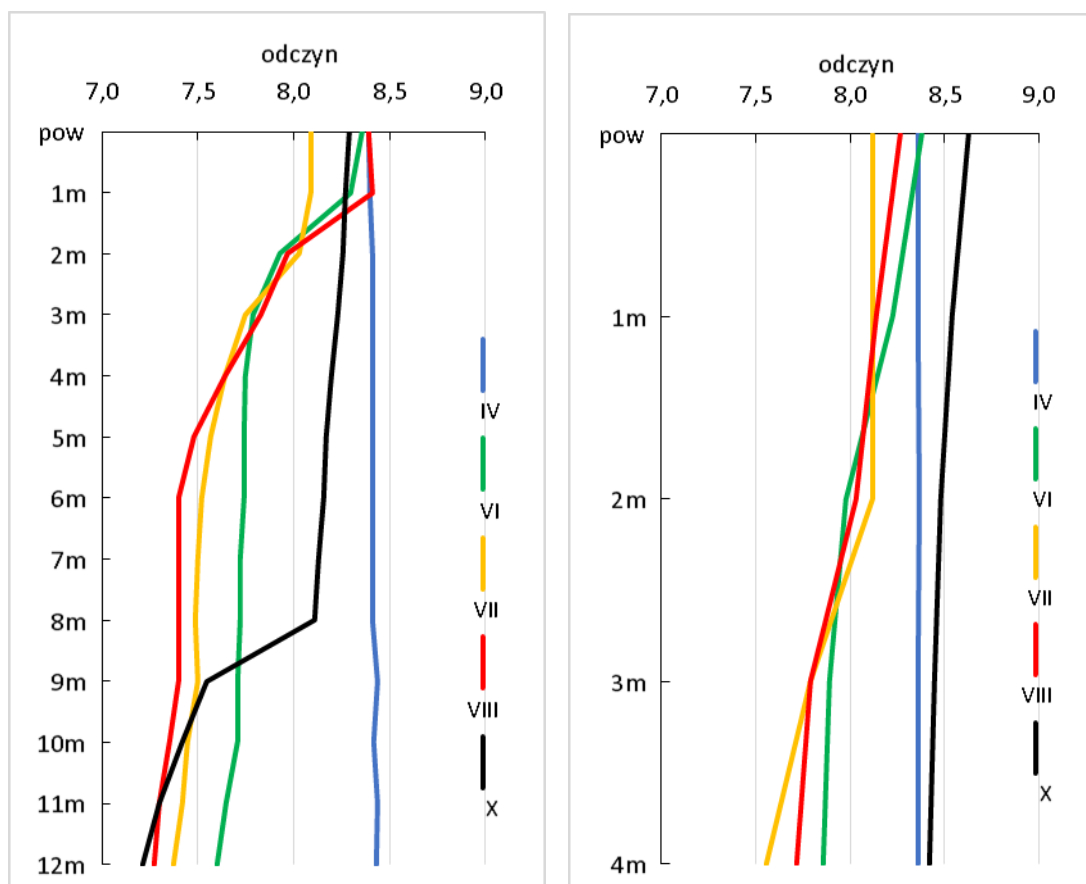


RYS. 8. ZMIANY TEMPERATURY WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWĘJ)

W październiku wody jeziora były wymieszane do głębokości 9 m z temperaturą na poziomie około 14°C, zaś od 10 m głębokości odnotowano jej obniżenie do nieco ponad 10°C.

Na stanowisku II, z uwagi na jego mniejszą głębokość, nie notowano wyraźnych różnic temperatury w przekroju pionowym. Zaznaczyły się one nieco silniej jedynie w czerwcu i lipcu (odpowiednio 9,9°C i 5,4°C pomiędzy strefą powierzchniową a naddenną), zaś w pozostałych miesiącach występowała homotermia (poniżej 1,2°C różnicy). Temperatura wód dochodziła maksymalnie do 24,6°C w strefie powierzchniowej w czerwcu, a minimalnie do 8,1°C w kwietniu nad dnem (Rys. 8).

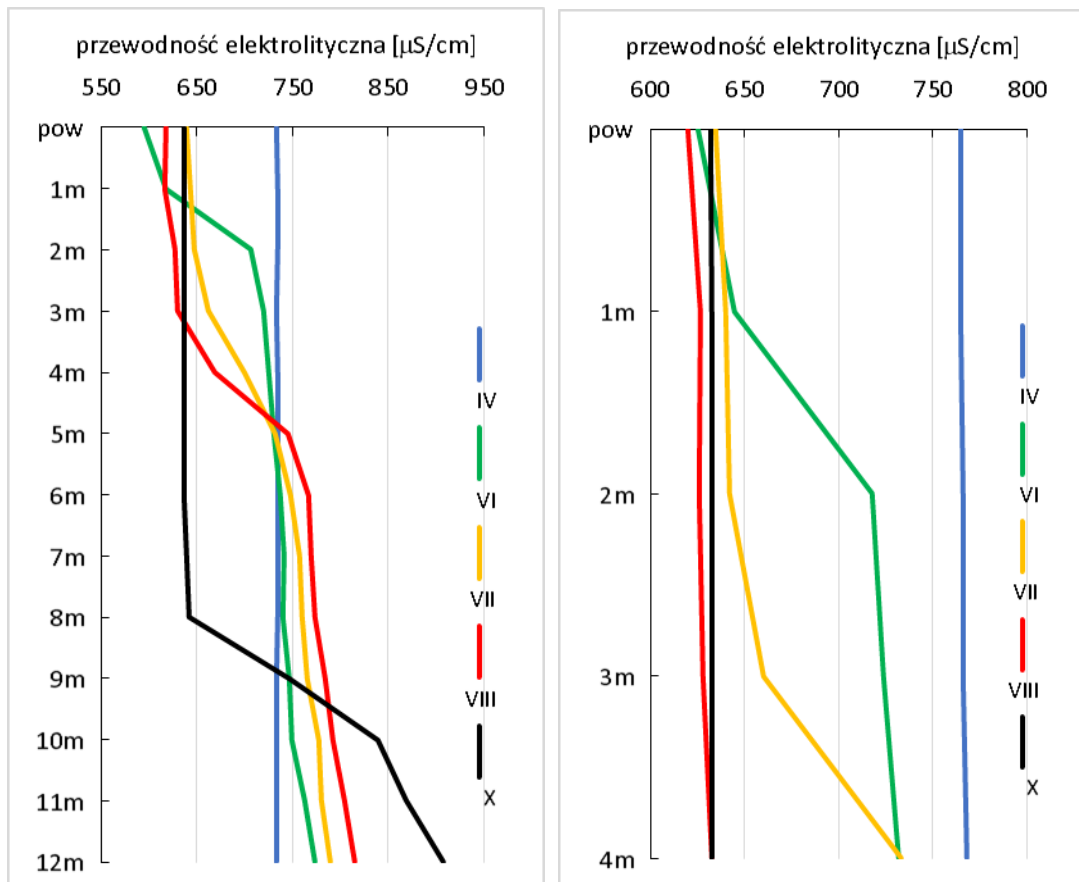
Odczyn wód na stanowisku I najwyższe wartości przyjmował w kwietniu, wynosząc około 8,4 w całym przekroju pionowym (Rys. 9). Tak wysokie wartości odnotowano także w sierpniu, lecz jedynie w wodach powierzchniowych. Od czerwca do października wraz ze wzrostem głębokości wartości pH ulegały obniżeniu, przy czym latem zjawisko to było szczególnie wyraźne na głębokości 2-3 m, jesienią zaś na głębokości 8 m. Odczyn wód naddennych w tym okresie wynosił od 7,2 w październiku do 7,6 w czerwcu.



RYS. 9. ZMIANY ODCZYNU WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWIEJ)

Na stanowisku II wartości odczynu zmieniały się w granicach 7,6-8,6. W niemal wszystkich miesiącach odczyn ulegał zmniejszeniu wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 9), przy czym różnice między warstwą powierzchniową a naddenną nie przekraczały 0,6 jednostki pH. Jedynie w kwietniu odczyn wód był wyrównany w przekroju pionowym na poziomie 8,4. Maksymalny odczyn stwierdzono na powierzchni w październiku (8,6).

Przewodność elektrolityczna zmieniało się w wodach Jeziora Budziszewskiego w dość szerokich granicach. Na stanowisku I wiosną przewodność wód była w miarę wyrównana w pionie na poziomie 735 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rys. 10). W kolejnych miesiącach wartości notowane w płytszych warstwach uległy obniżeniu do 595-640 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lecz wyraźnie zwiększyły się nad dnem do ponad 760 $\mu\text{S}/\text{cm}$, z maksimum w październiku przekraczającym 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

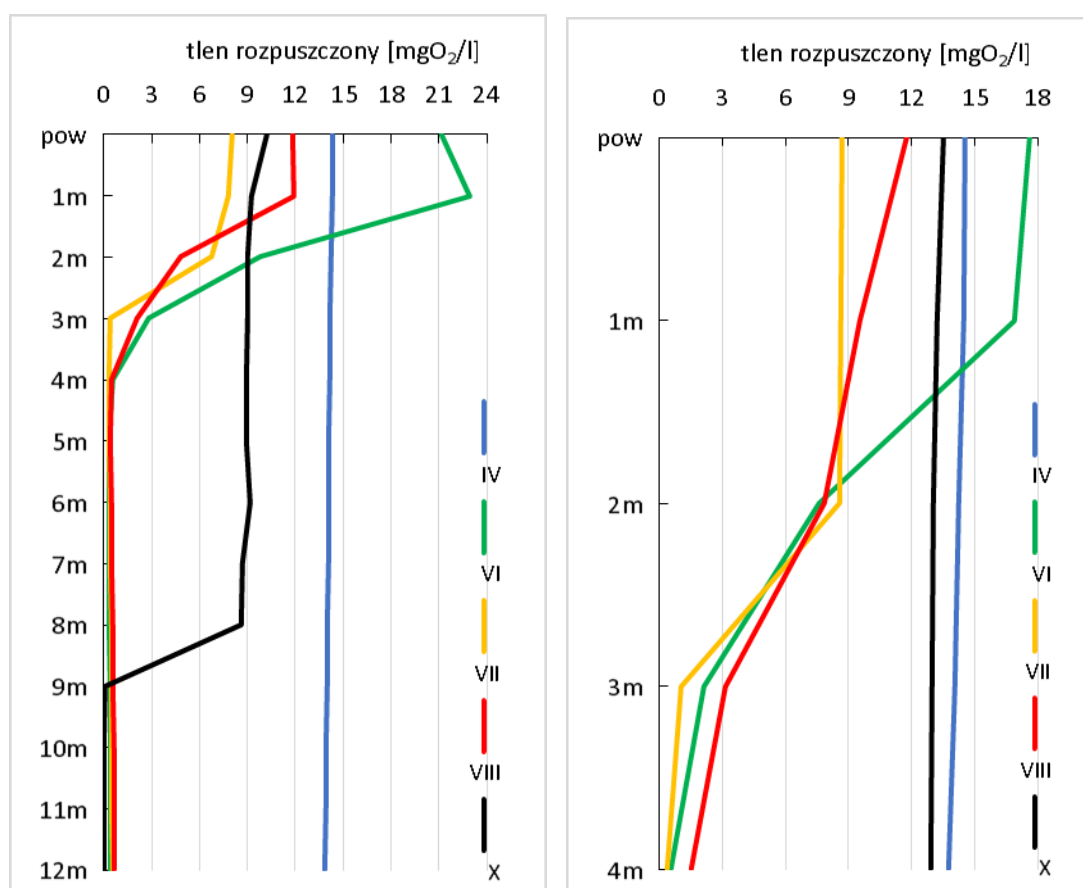


RYS. 10. ZMIANY PRZEWODNOŚCI ELEKTROLITYCZNEJ WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWIEJ)

Na stanowisku II z uwagi na mniejszą głębokość zawartość jonów była wyrównana w przekroju pionowym w kwietniu (około 765 $\mu\text{S}/\text{cm}$), sierpniu i październiku (około 630 $\mu\text{S}/\text{cm}$). W czerwcu i lipcu przewodność wód

powierzchniowych była wyraźnie niższa niż nad dnem, a różnice wynosiły około 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rys. 10).

Koncentracje *tlenu rozpuszczonego* zmieniały się na stanowisku I w szerokich granicach – od wartości bliskich zeru do maksymalnie niemal 23 mgO_2/l . W kwietniu podczas pełnego wymieszania wód w przekroju pionowym zawartość tlenu była wyrównana, wynosząc około 14 mgO_2/l (Rys. 11). W czerwcu zaobserwowano wyraźne obniżanie ilości tlenu wraz z głębokością. W wodach do głębokości 1 m było go ponad 21 mgO_2/l , po czym następowało gwałtowne obniżenie stężeń i od głębokości 4 m nie przekraczały one 1 mgO_2/l . Stratyfikacja tlenowa była zauważalna także w lipcu i sierpniu, przy czym koncentracje tlenu w wodach powierzchniowych uległy zmniejszeniu. W październiku miąższość warstwy o dobrym natlenieniu sięgnęła 8 m głębokości, zaś poniżej wciąż obserwowano jego niedobory z uwagi na pobór próbek przed pełnym jesiennym wymieszaniem wód w przekroju pionowym.



RYS. 11. ZMIANY STĘŻENIA TLENU ROZPUSZCZONEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWIEJ)

W przypadku stanowiska II zawartość tlenu w wodzie wahała się od 0,4 do 17,7 mgO₂/l (Rys. 11). W kwietniu i październiku ilość tlenu była wyrównana w przekroju pionowym, wynosząc odpowiednio 13,8-14,6 mgO₂/l i 12,9-13,5 mgO₂/l. W okresie od czerwca do sierpnia wyższe koncentracje tlenu cechowały wody powierzchniowe i ulegały wyraźnemu obniżeniu od głębokości 3-4 m, osiągając minimalnie 0,4 mgO₂/l nad dnem w lipcu.

Nasylenie wód tlenem wahało się na stanowisku I od zera do 263%. (Tab. 3). W kwietniu było ono wyrównane w przekroju pionowym na poziomie około 120%. Od czerwca do października natomiast obserwowano obniżanie wartości w głębszych strefach jeziora poniżej 10% - w czerwcu i sierpniu od 4 m, w lipcu od 3 m, a w październiku od 9 m. Czerwiec wyróżnił się na tle pozostałych miesięcy przetlenieniem wód do głębokości 2 m, osiągając 263% na głębokości 1 m. W pozostałych miesiącach maksymalne wartości nie przekraczały 140%. Na stanowisku II saturacja wody tlenem była wyrównana w przekroju pionowym w kwietniu i październiku, a w pozostałych miesiącach wartości nasycenia wody tlenem zmniejszały się wraz ze wzrostem głębokości (Tab. 7). Podobnie jak na stanowisku I, wysokie przetlenienie występowało w wodach powierzchniowych w czerwcu.

TABELA 3. NASYCENIE TLENEM WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA OBU STANOWISKACH

stanowisko	głębokość	IV	VI	VII	VIII	X
I	pow.	121	252	95	136	100
	1m	121	263	92	138	89
	2m	120	104	79	55	87
	3m	120	29	5	24	87
	4m	120	6	4	6	87
	5m	119	4	4	5	86
	6m	119	3	4	5	89
	7m	119	3	4	5	84
	8m	118	4	4	5	82
	9m	118	4	5	6	1
	10m	117	4	5	6	0
	11m	117	4	5	6	0
12m	117	4	5	6	0	
II	pow.	125	212	102	134	128
	1m	123	195	101	108	125
	2m	121	80	101	88	123
	3m	120	22	12	35	122
	4m	117	6	4	17	122

Temperatura wód jeziornych była w roku 2021 niższa niż rok wcześniej i kształtowała się na zbliżonym poziomie do lat 2017-2019, zwłaszcza na stanowisku I

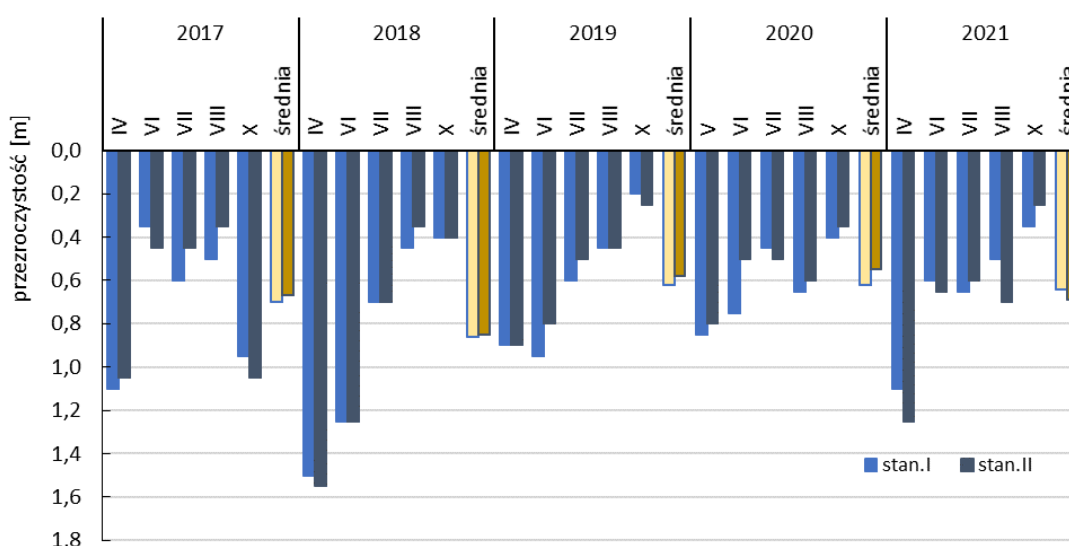
(Tab. 4). Odczyn wód nie odbiegał od danych z roku 2020, zaś przewodność zwiększyła się, zwłaszcza w stosunku do lat 2019-2020. Koncentracje tlenu kształtowały się na podobnym poziomie pod względem wartości średnich, przy czym na obu stanowiskach wystąpiły najwyższe spośród dotąd notowanych wartości maksymalne.

TABELA 4. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH PODSTAWOWYCH WŁAŚCIWOŚCI WÓD JEZIORA W LATACH 2017-2021

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		zakres	średnia	zakres	średnia
temperatura [°C]	2017	6,9-21,8	13,7	8,0-22,8	16,8
	2018	6,9-24,1	13,5	7,0-25,0	17,3
	2019	6,6-22,8	13,6	8,2-21,7	16,1
	2020	9,6-25,1	15,1	13,7-24,4	18,4
	2021	7,7-24,1	13,4	8,1-24,6	16,6
odczyn	2017	7,07-7,93	7,45	7,31-7,98	7,65
	2018	6,89-8,53	7,85	7,49-8,44	8,04
	2019	6,50-8,90	7,73	7,14-8,91	8,05
	2020	7,20-9,16	7,88	7,67-8,89	8,20
	2021	7,21-8,44	7,89	7,56-8,63	8,17
przewodność elektr. [μS/cm]	2017	623-857	747	609-795	700
	2018	563-1021	753	568-849	664
	2019	388-733	559	374-640	537
	2020	580-858	668	587-654	616
	2021	595-908	720	620-768	675
tlen rozp.[mgO ₂ /l]	2017	0,4-17,7	6,1	1,5-16,7	10,6
	2018	0,4-14,5	6,0	1,6-13,8	9,3
	2019	0,0-18,5	5,4	0,0-17,4	8,8
	2020	0,0-14,3	4,0	0,1-16,6	9,7
	2021	0,0-23,0	6,0	0,5-17,7	9,8

Badane lata różniły się tempem mieszania wód – w roku 2017 w kwietniu odnotowano początki stratyfikacji termicznej, a w październiku jej pełne zburzenie podczas jesiennej cyrkulacji, natomiast w roku 2018 wody jeziora były wymieszane w kwietniu, zaś w październiku ciepła jesień spowodowała, że pomiary przeprowadzono jeszcze w trakcie ustępującej stratyfikacji. W roku 2019 zarówno wiosną, jak i jesienią wody jeziora były wymieszane w przekroju pionowym. W roku 2020 natomiast z uwagi na rozpoczęcie badań w maju, odnotowano już zakładanie się stratyfikacji letniej, zaś w październiku z uwagi na dość ciepłą jesień, pomiary wykonano zanim jeszcze nastąpiła pełna cyrkulacja jesienna. Na tym tle rok 2021 był zbliżony do roku 2018 – z pełną cyrkulacją wiosenną i październikowym badaniem wykonanym przed pełną cyrkulacją jesienną.

W roku 2021 przezroczystość wód na obu stanowiskach zmniejszała się od 1,10-1,25 m w kwietniu do 0,25-0,35 m w październiku (Rys. 12). Średnio była zbliżona na obu stanowiskach i wyniosła 0,64 m (stan. I) i 0,69 m (stan. II). Na stanowisku I była zatem zbliżona do wartości odnotowanych w latach 2019-2020 i niższa niż w latach 2017-2018, zaś na stanowisku II wyższa w porównaniu do lat 2019-2020 i zbliżona do średniej z 2017 roku. Uwzględniając jednak tylko wyniki letnie (z okresu czerwiec-sierpień) wynika, że średnia przezroczystość w roku 2021 była wyższa niż w roku wyjściowym 2017 (stanowisko I – 0,58 m, w stosunku do 0,48 m w 2017 r., stanowisko II - 0,65 m, w stosunku do 0,42 m w 2017 r.).

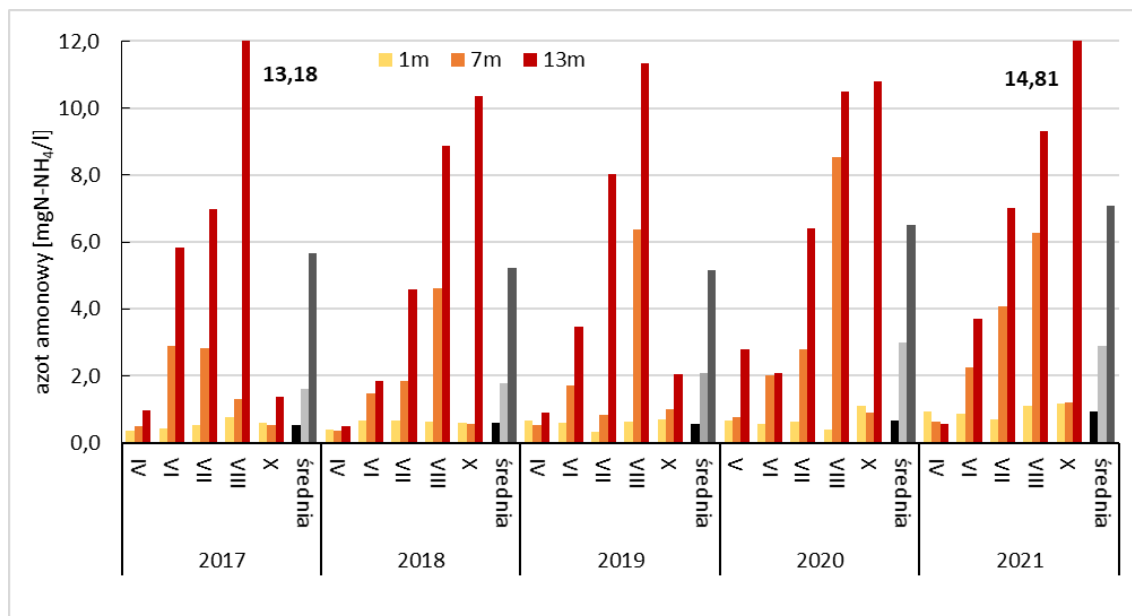


RYS. 12. ZMIANY PRZEZROCZYŚCİ WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W LATACH 2017-2021

4.1.2 Koncentracje związków biogenych

Stężenia *azotu amonowego* na stanowisku I wahały się w roku 2021 w zakresie od 0,55 mgN-NH₄/l na głębokości 13 m w kwietniu do 14,81 mgN-NH₄/l nad dnem jeziora w październiku (Rys. 13). Na głębokości 1 m zawartość azotu amonowego zmniejszała się od kwietnia do lipca, po czym uległa zwiększeniu, osiągając maksimum na poziomie 1,15 mgN-NH₄/l w październiku. Średnia koncentracja wyniosła 0,95 mgN-NH₄/l. Na głębokości 7 m wzrastała od kwietnia do sierpnia (6,27 mgN-NH₄/l), po czym uległa obniżeniu do 1,21 mgN-NH₄/l w październiku. Średnia koncentracja w tej warstwie wody wyniosła zatem 2,89 mgN-NH₄/l. Najwyższe stężenia tej formy azotu stwierdzano nad dnem, szczególnie w sierpniu i październiku (ponad 9 mgN-NH₄/l), zaś średnia wyniosła 7,07 mgN-NH₄/l.

W porównaniu do lat wcześniejszych ilości azotu amonowego zwiększyły się w warstwie podpowierzchniowej oraz naddennej, zaś na głębokości 7 m były zbliżone do notowanych rok wcześniej i wyższe niż w latach 2017-2019 (Tab. 5).



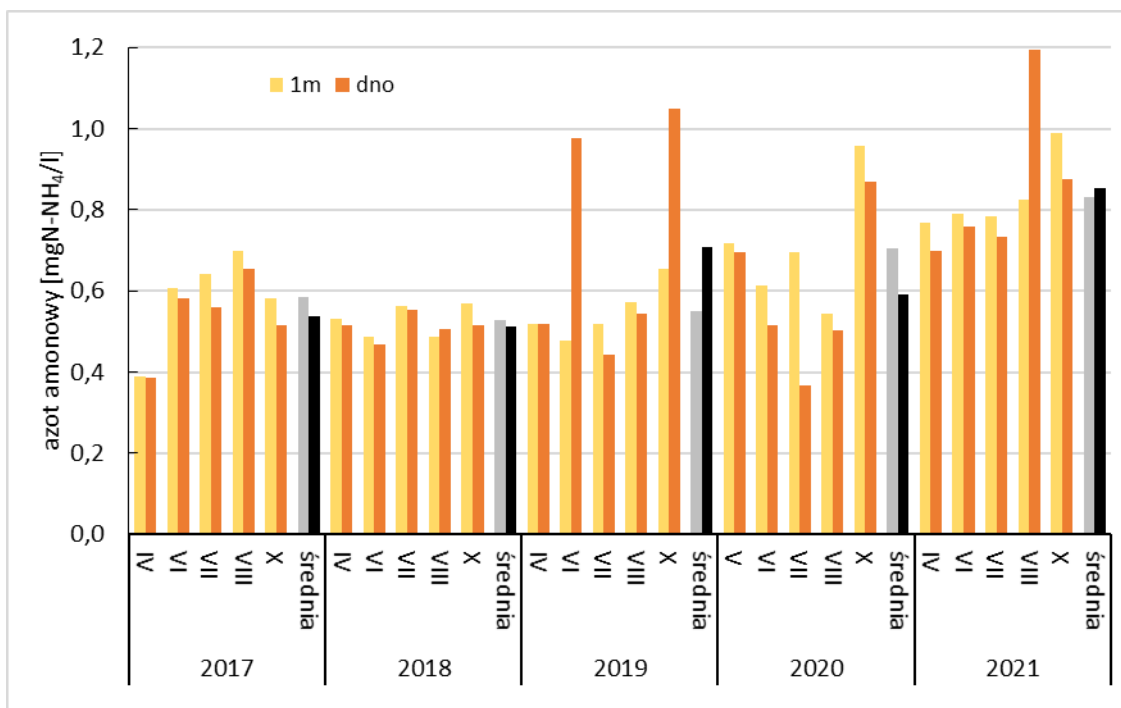
RYS. 13. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021

W przypadku stanowiska II zawartość azotu amonowego wynosiła od 0,70 mgN-NH₄/l nad dnem w kwietniu do 1,19 mgN-NH₄/l także nad dnem w sierpniu (Rys. 14). Na głębokości 1 m ilość tej formy azotu była zbliżona od kwietnia do lipca, po czym zwiększyła się w październiku. Średnia w tej warstwie wody wyniosła 0,83 mgN-NH₄/l (Tab. 5). Średnia koncentracja azotu amonowego nad dnem ukształtowała się na poziomie 0,85 mgN-NH₄/l, przy czym najwyższą wartość stwierdzono w październiku. W porównaniu do lat wcześniejszych odnotowano występowanie wyższych stężeń azotu amonowego.

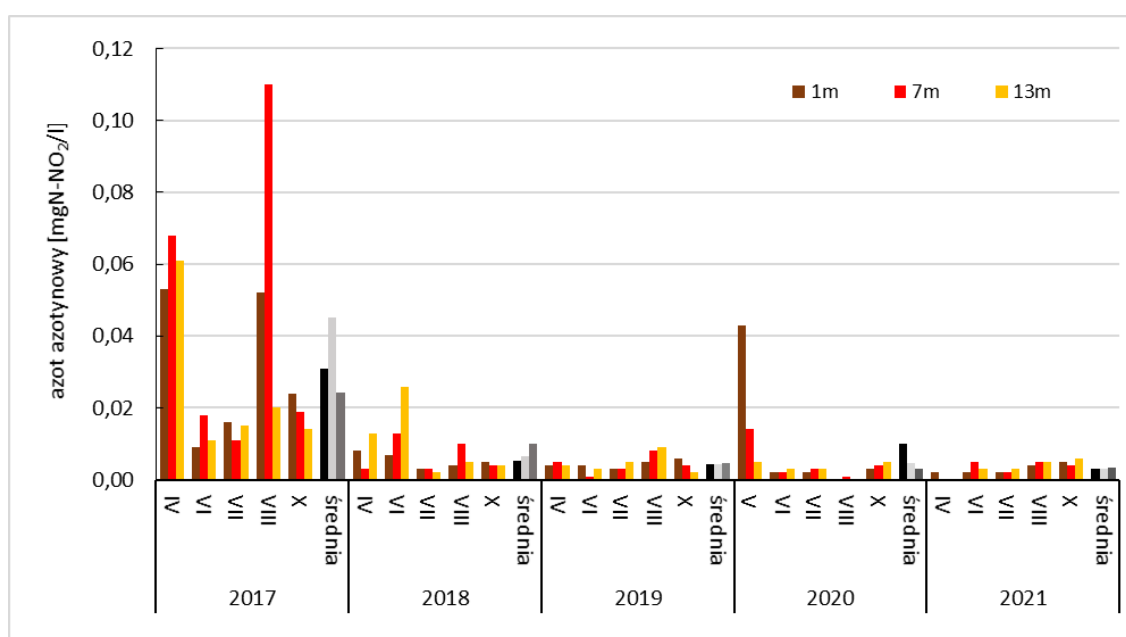
Stężenia azotynów na stanowisku I nie przekraczały 0,006 mgN-NO₂/l, przy czym najniższe wartości stwierdzono w kwietniu (Rys. 15). Średnia ilość azotu azotynowego wyniosła we wszystkich badanych warstwach wody 0,003 mgN-NO₂/l. Były to zatem wartości niższe niż w latach wcześniejszych (Tab. 5).

TABELA 5. PORÓWNANIE ŚREDNICH KONCENTRACJI ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W WODACH JEZIORA W LATACH 2017-2021 (WYTLUSZCZONO WARTOŚCI MAKSYMALNE)

wskaźnik	rok	stanowisko I			stanowisko II	
		1m	7m	13m	1m	dno
azot amonowy [mgN-NH ₄ /l]	2017	0,54	1,61	5,66	0,58	0,54
	2018	0,59	1,78	5,23	0,53	0,51
	2019	0,58	2,09	5,16	0,55	0,71
	2020	0,67	2,99	6,51	0,71	0,59
	2021	0,95	2,89	7,07	0,83	0,85
azot azotynowy [mgN-NO ₂ /l]	2017	0,031	0,045	0,024	0,031	0,032
	2018	0,005	0,007	0,010	0,006	0,006
	2019	0,004	0,004	0,005	0,004	0,004
	2020	0,010	0,005	0,003	0,008	0,004
	2021	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004
azot azotanowy [mgN-NO ₃ /l]	2017	1,36	1,35	1,19	1,34	1,44
	2018	1,79	1,70	1,96	1,37	1,61
	2019	0,23	0,16	0,17	0,17	0,17
	2020	0,22	0,25	0,13	0,21	0,24
	2021	0,53	0,46	0,53	0,39	0,50
azot mineralny [mgN/l]	2017	1,93	3,00	6,88	1,95	2,01
	2018	2,39	3,49	7,20	1,90	2,12
	2019	0,81	2,25	5,34	0,72	0,88
	2020	0,91	3,25	6,64	0,92	0,83
	2021	1,48	3,35	7,61	1,22	1,36
azot organiczny [mgN/l]	2017	2,34	1,60	1,02	2,14	2,00
	2018	1,60	0,88	0,62	1,85	1,77
	2019	1,60	0,94	0,64	1,75	1,28
	2020	1,20	0,76	0,28	1,03	1,00
	2021	1,08	0,68	0,15	1,09	0,97
azot ogólny [mgN/l]	2017	4,28	4,60	7,90	4,10	4,01
	2018	3,99	4,37	7,81	3,75	3,91
	2019	2,42	3,19	5,98	2,47	2,15
	2020	2,11	4,00	6,91	1,95	1,84
	2021	2,55	4,03	7,76	2,31	2,33
fosforany rozp. [mgP/l]	2017	0,05	0,08	0,38	0,05	0,06
	2018	0,07	0,15	0,38	0,08	0,07
	2019	0,09	0,23	0,57	0,10	0,11
	2020	0,06	0,25	0,66	0,07	0,06
	2021	0,04	0,19	0,39	0,06	0,05
fosfor ogólny [mgP/l]	2017	0,10	0,17	0,46	0,09	0,11
	2018	0,15	0,28	0,71	0,18	0,18
	2019	0,15	0,29	0,66	0,17	0,18
	2020	0,12	0,28	0,85	0,14	0,15
	2021	0,13	0,27	0,65	0,12	0,20



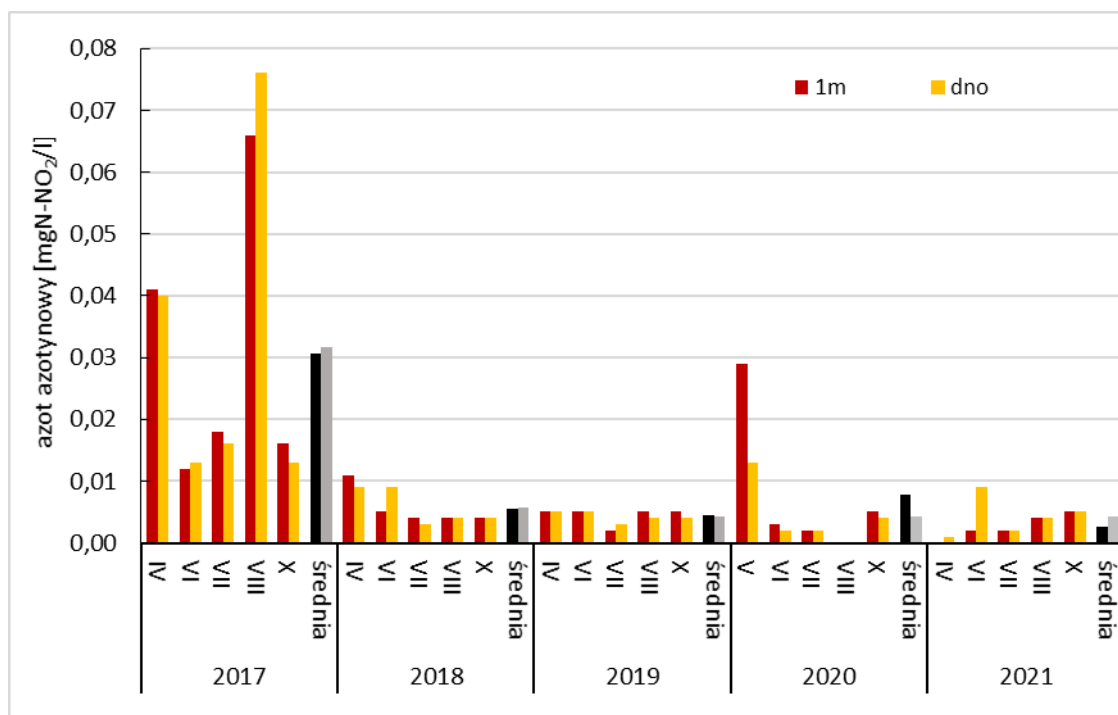
RYS. 14. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021



RYS. 15. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021

Na stanowisku II koncentracje azotynów nie przekraczały 0,010 mgN-NO₂/l. Tutaj najniższe stężenia także odnotowano w kwietniu. Maksymalna zawartość azotynów wyniosła 0,009 mgN-NO₂/l w czerwcu nad dnem (Rys. 16). Średnie stężenie na głębokości 1 m wyniosło 0,003 mgN-NO₂/l, zwiększając się do 0,004 mgN-NO₂/l nad

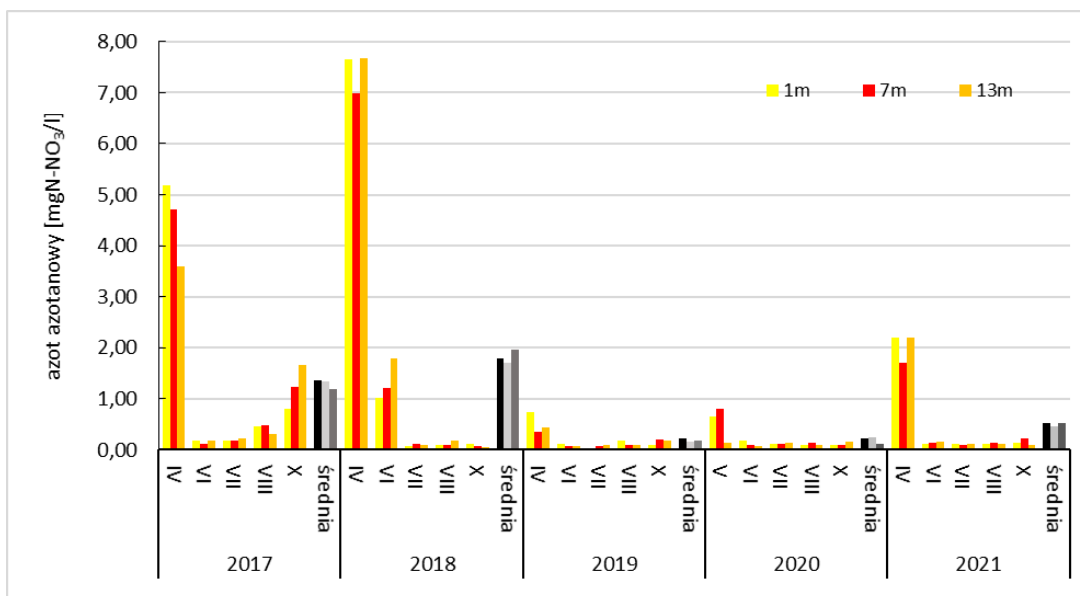
dnem. W porównaniu do lat wcześniejszych wartości te były zbliżone do wyników z roku 2019 i niższe niż w pozostałych latach (Tab. 5).



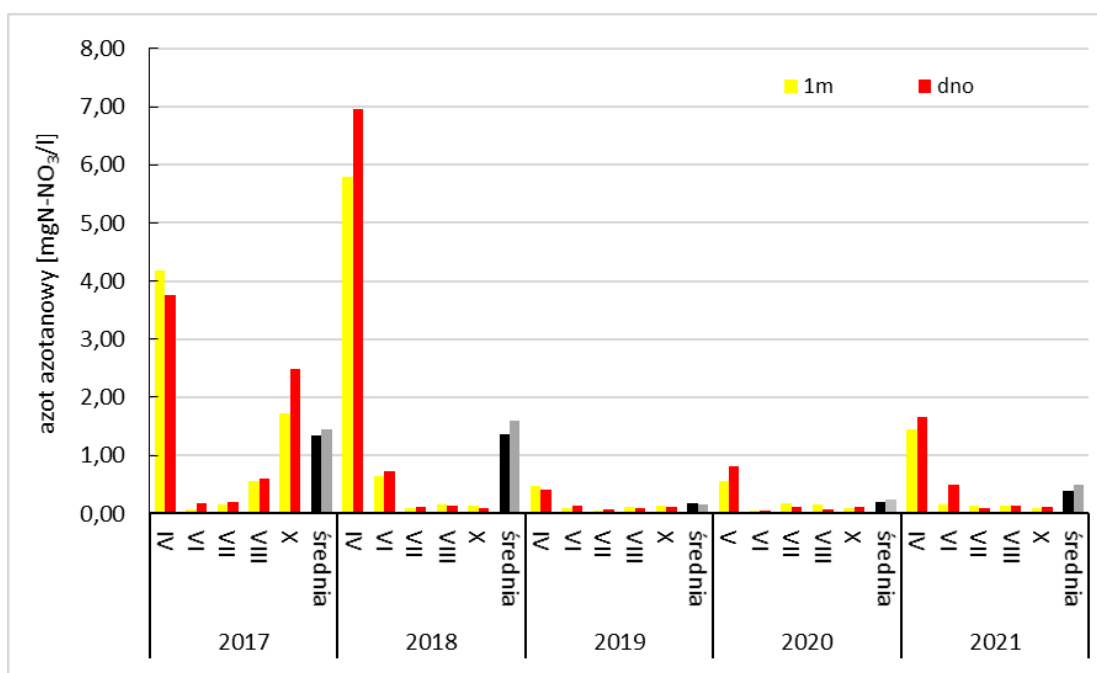
RYS. 16. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

Zawartości *azotanów* na stanowisku I najwyższe wartości przyjmowały w kwietniu, wynosząc od 1,71 mgN-NO₃/l na głębokości 7 m do 2,19 mgN-NO₃/l w dwóch pozostałych warstwach wody. W kolejnych miesiącach uległy zmniejszeniu do poziomu poniżej 0,25 mgN-NO₃/l. Średnie stężenie azotu azotanowego wahało się w roku 2021 od 0,46 mgN-NO₃/l na głębokości 7 m do 0,53 mgN-NO₃/l w warstwie powierzchniowej i naddennej (Rys. 17). Były one wyższe od stężeń odnotowanych w latach 2019-2020 i niższe niż wartości obserwowane w latach 2017-2018 (Tab. 5), na co wpłynęły koncentracje notowane w okresie wiosennym.

Na stanowisku II stężenia azotanów także najwyższe wartości przyjmowały w kwietniu (1,45-1,67 mgN-NO₃/l), zmniejszając się w kolejnych miesiącach do poziomu poniżej 0,5 mgN-NO₃/l (Rys. 18). Średnia koncentracja azotanów na głębokości 1 m wyniosła 0,39 mgN-NO₃/l, zwiększając się do 0,50 mgN-NO₃/l nad dnem. Notowane koncentracje były wyższe niż w latach 2019-2020 i niższe, szczególnie wiosną, w porównaniu do lat 2017-2018 (Tab. 5).



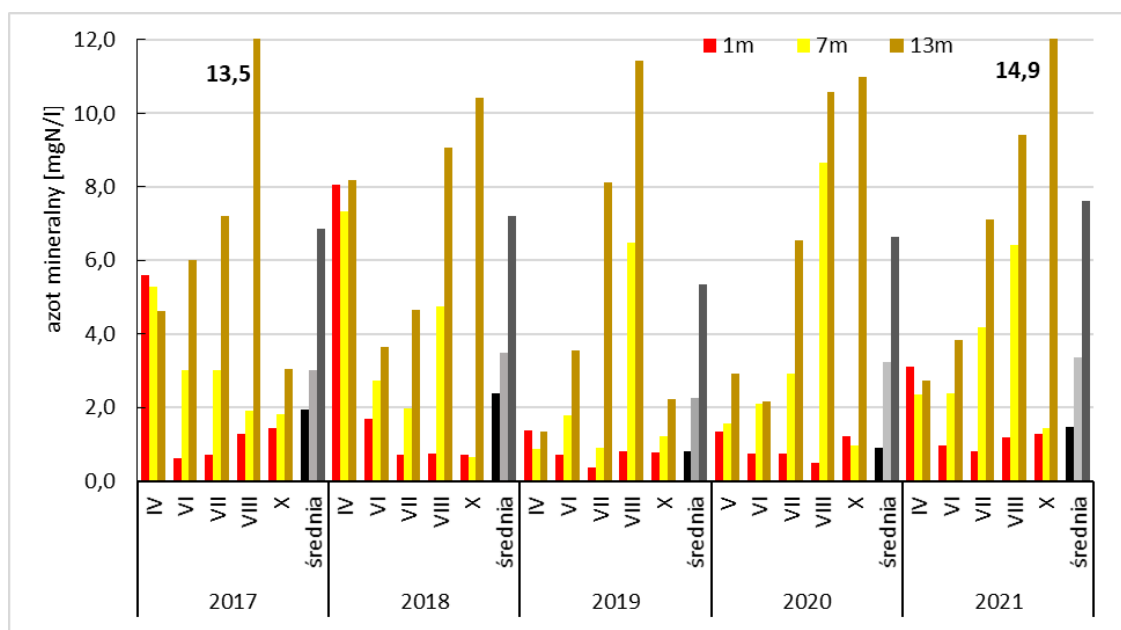
RYS. 17. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021



RYS. 18. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

Stężenia *azotu mineralnego* na stanowisku I wahały się w granicach od 0,81 mgN/l na głębokości 1 m w lipcu do 14,91 mgN/l na głębokości 13 m w październiku (Rys. 19). Na głębokości 1 m koncentracje zmniejszyły się od kwietnia do lipca, po czym zwiększyły w sierpniu i październiku, a wartość średnia wyniosła 1,48 mgN/l. Na głębokości 7 m zwiększanie ilości azotu mineralnego notowano od kwietnia do sierpnia, z obniżeniem w październiku, przy średniej 3,35 mgN/l. W strefie naddennej natomiast zawartość azotu mineralnego zwiększała się przez cały okres badawczy, a średnia

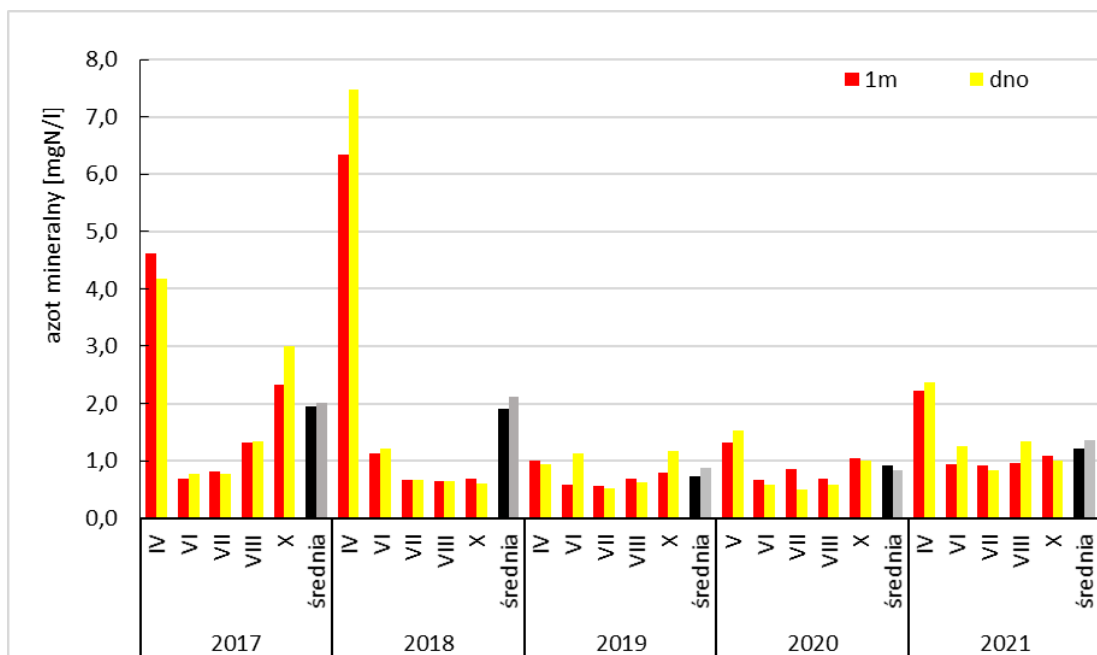
koncentracja wyniosła 7,61 mgN/l. Stężenia azotu mineralnego były w roku 2021 wyższe niż w latach 2019-2020 i zbliżone do wyników z lat 2017-2018 (Tab. 5).



RYS. 19. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021

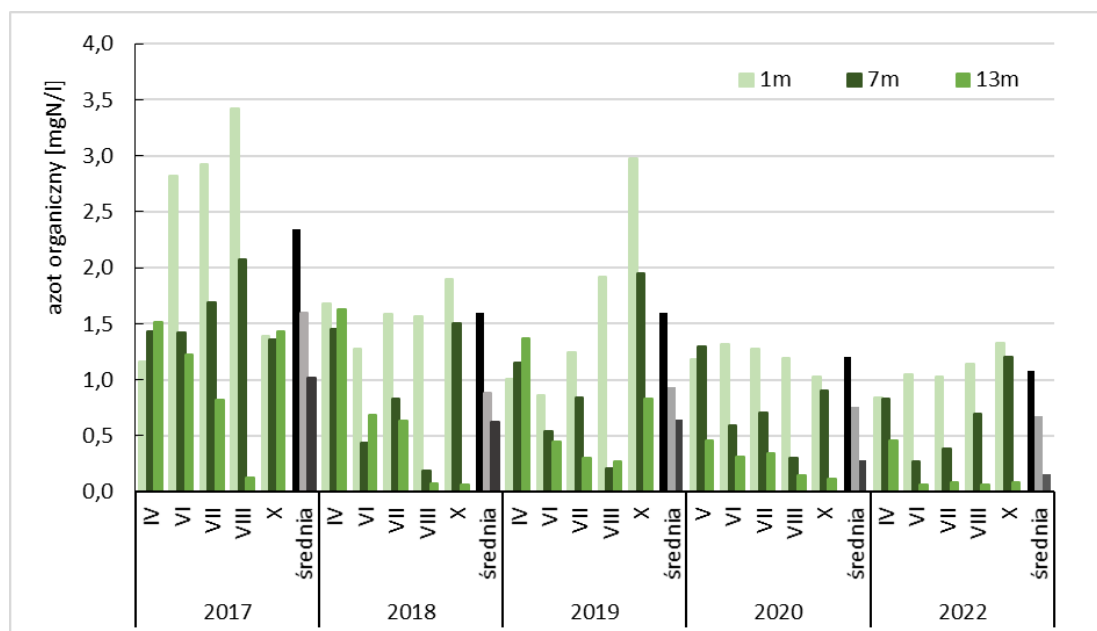
Na stanowisku II sumaryczna zawartość mineralnych form azotu wahała się w zakresie od 0,83 do 2,37 mgN/l. Wyraźnie wyższe stężenia stwierdzono w kwietniu (ponad 2,2 mgN/l) w porównaniu do miesięcy letnich i jesiennych (maksymalnie 1,2 mgN/l). Średnia zawartość azotu mineralnego na głębokości 1 m wyniosła 1,22 mgN/l, a nad dnem – 1,36 mgN/l. Były to koncentracje wyższe niż w latach 2019-2020 i niższe niż w latach 2017-2018 (Tab. 5).

Koncentracje *azotu organicznego* na stanowisku I wahały się od 0,70 mgN/l w lipcu i sierpniu na głębokości 13 m do 1,33 mgN/l w październiku na głębokości 1 m. W najpłytszej badanej warstwie wody koncentracje azotu organicznego wyższe wartości przyjmowały w sierpniu i październiku, a średnia wyniosła 1,08 mgN/l (Rys. 21). Na głębokości 7 m maksymalne stężenie także odnotowano w październiku, przy średniej na poziomie 0,68 mgN/l. Wody naddenne cechowały się najniższymi ilościami azotu organicznego, ze średnią 0,15 mgN/l. W porównaniu do lat wcześniejszych zawartość organicznych związków azotu była niższa, co potwierdzają wartości średnie dla poszczególnych warstw wody (Tab. 5).

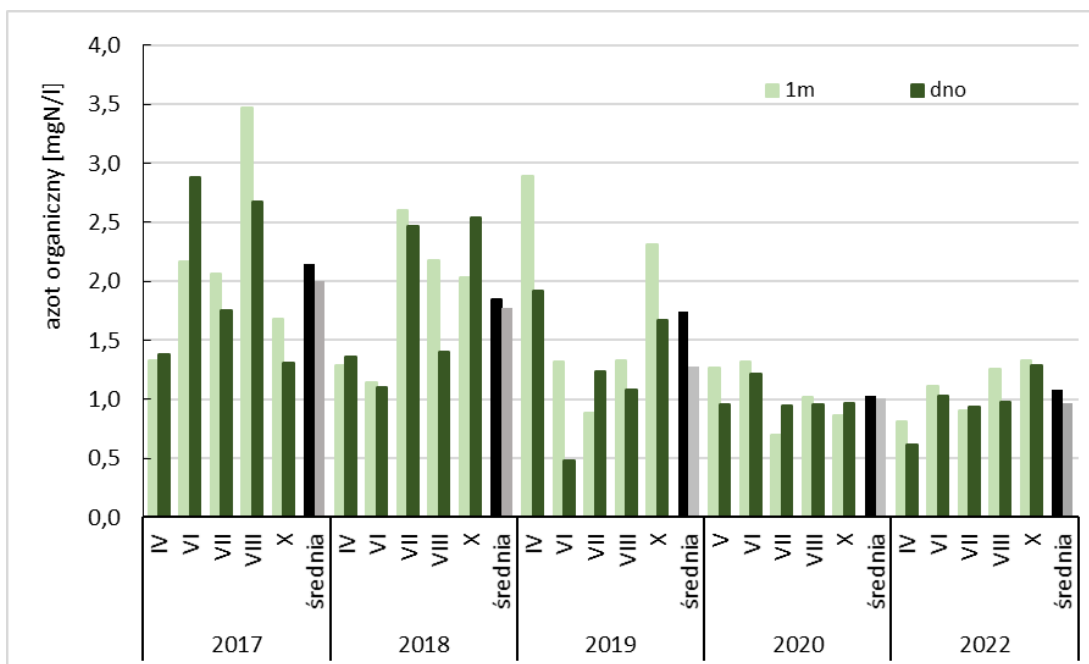


RYS. 20. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

W przypadku stanowiska II stężenia azotu organicznego wahały się od 0,62 do 1,33 mgN/l (Rys. 22). Najwyższe wartości odnotowano w październiku. Na tle lat wcześniejszych ilość azotu organicznego w roku 2021 była wyraźnie niższa (Tab. 5).



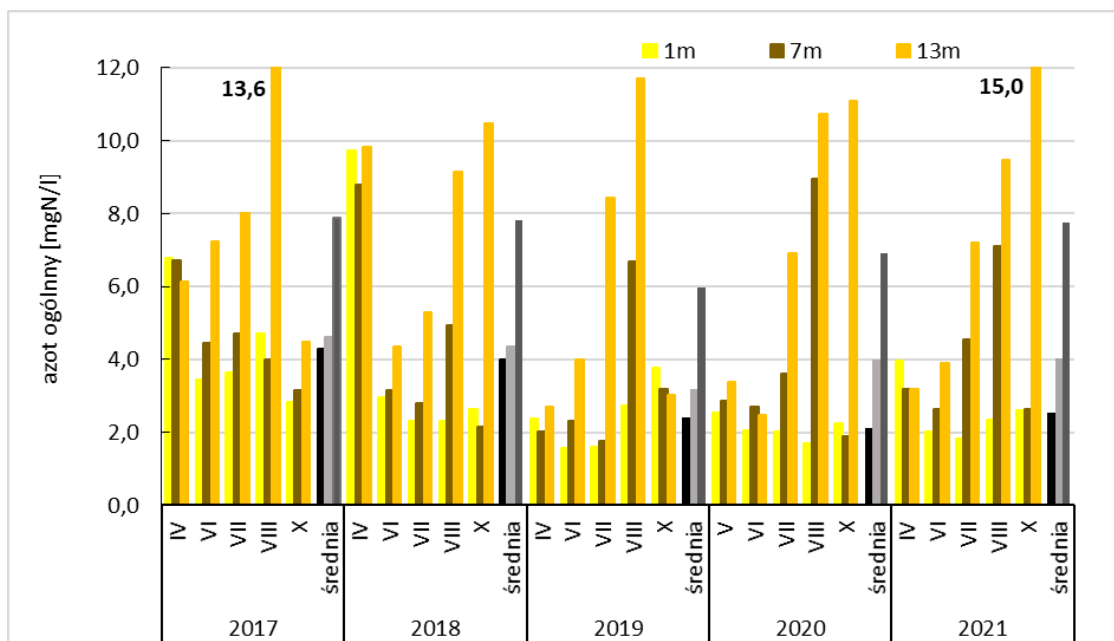
RYS. 21. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021



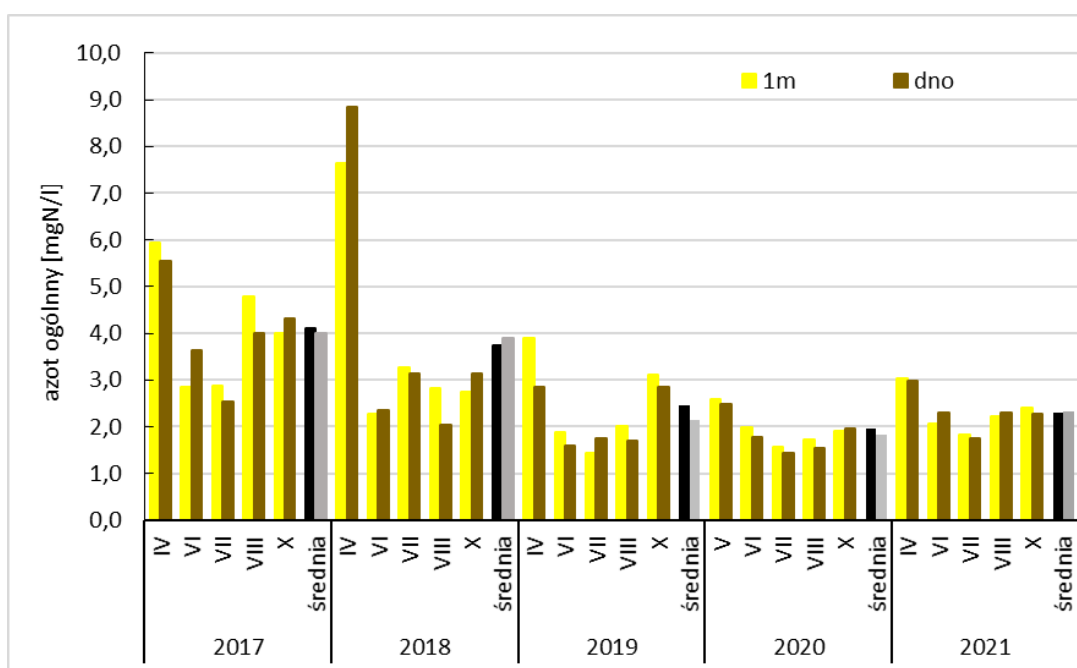
RYS. 22. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

Zawartość azotu ogólnego zmieniała się w granicach od 1,84 mgN/l w lipcu do 15,00 mgN/l w październiku. Najniższe koncentracje notowano z reguły na głębokości 1 m a wraz ze wzrostem głębokości ilość azotu zwiększała się. Jedynie w kwietniu zaobserwowano odwrotną tendencję (Rys. 23). Średnia zawartość azotu ogólnego na głębokości 1 m wyniosła 2,55 mgN/l, była zatem zbliżona do stwierdzanych w latach 2019-2020 i niższa niż w latach 2017-2018 (Tab. 5). Na głębokości 7 m średnia ilość azotu sięgnęła 4,03 mgN/l, wzrastając nieznacznie w stosunku do średniej z lat 2019-2020. Nad dnem wartość średnia (7,76 mgN/l) była wyższa niż w latach 2019-2020, zbliżając się do średnich z lat 2017-2018.

Na stanowisku II koncentracje azotu ogólnego wahały się od 1,76 do 3,04 mgN/l. Najwyższe ilości tego pierwiastka odnotowano w kwietniu – ponad 2,9 mgN/l, podczas gdy w okresie od czerwca do października nie przekraczały 2,5 mgN/l (Rys. 24). W obu warstwach wody średnie stężenia azotu były w roku 2021 wyższe niż w roku 2020 (Tab. 5), wynosząc 2,31 mgN/l na głębokości 1 m i 2,33 mgN/l nad dnem.



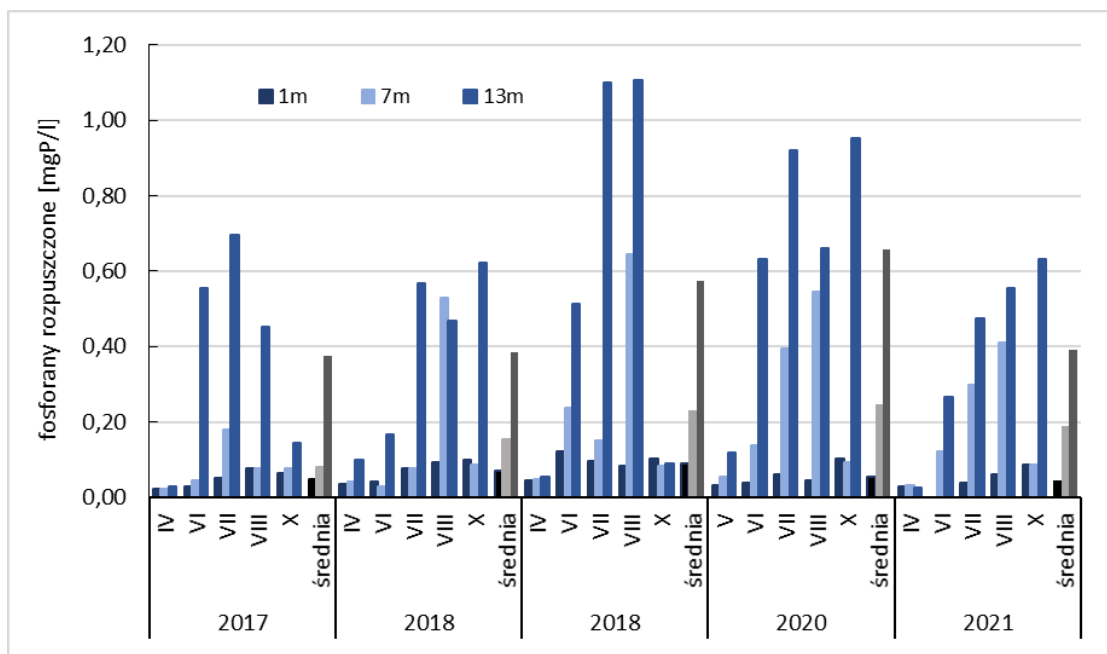
RYS. 23. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021



RYS. 24. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

Na stanowisku I stężenia *ortofosforanów* najniższe wartości przyjmowały z reguły na głębokości 1 m, gdzie wynosiły średnio 0,04 mgP/l, a maksymalnie sięgnęły 0,09 mgP/l w październiku (Rys. 25). W czerwcu zawartość fosforanów w tej warstwie wody była niższa od czułości zastosowanej metody analitycznej. Wyższe ilości fosforanów cechowały wody jeziora na głębokości 7 m, zwłaszcza w lipcu i sierpniu, a średnia koncentracja sięgnęła tutaj 0,19 mgP/l. Nad dnem w okresie od czerwca do października

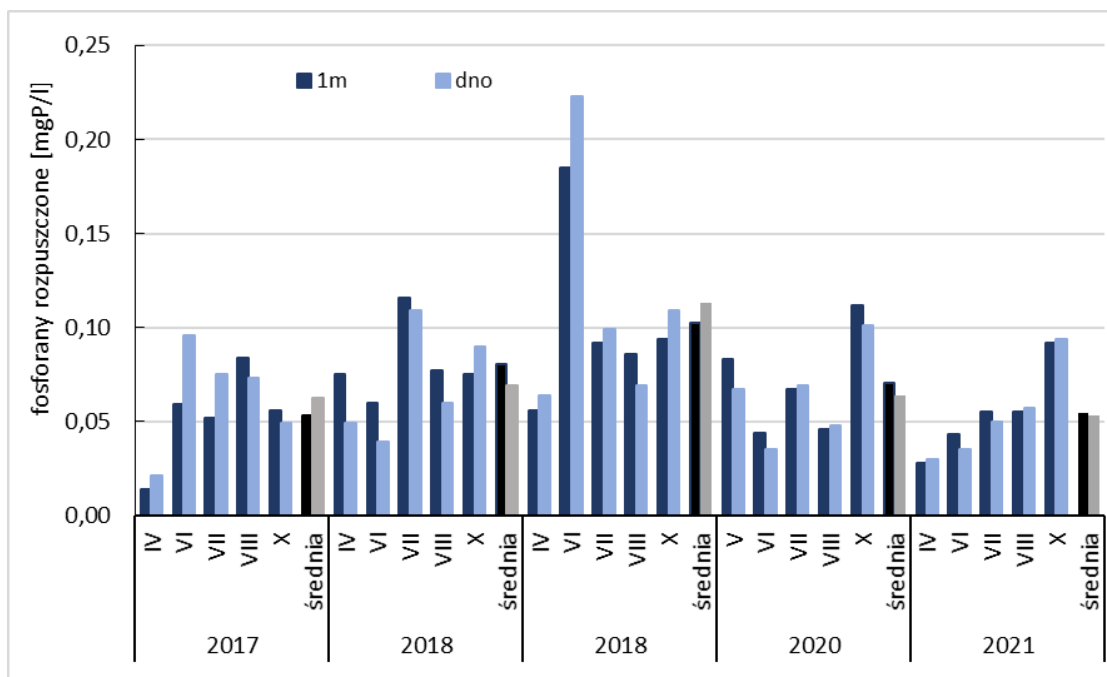
zawartość ortofosforanów nie spadała poniżej 0,45 mgP/l, sięgając maksymalnie 0,63 mgP/l, a średnio – 0,39 mgP/l. W porównaniu do lat 2019-2020 odnotowano w roku 2021 niższe stężenia fosforanów rozpuszczonych, a zbliżone do wyników z lat 2017-2018 (Tab. 5).



RYS. 25. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021

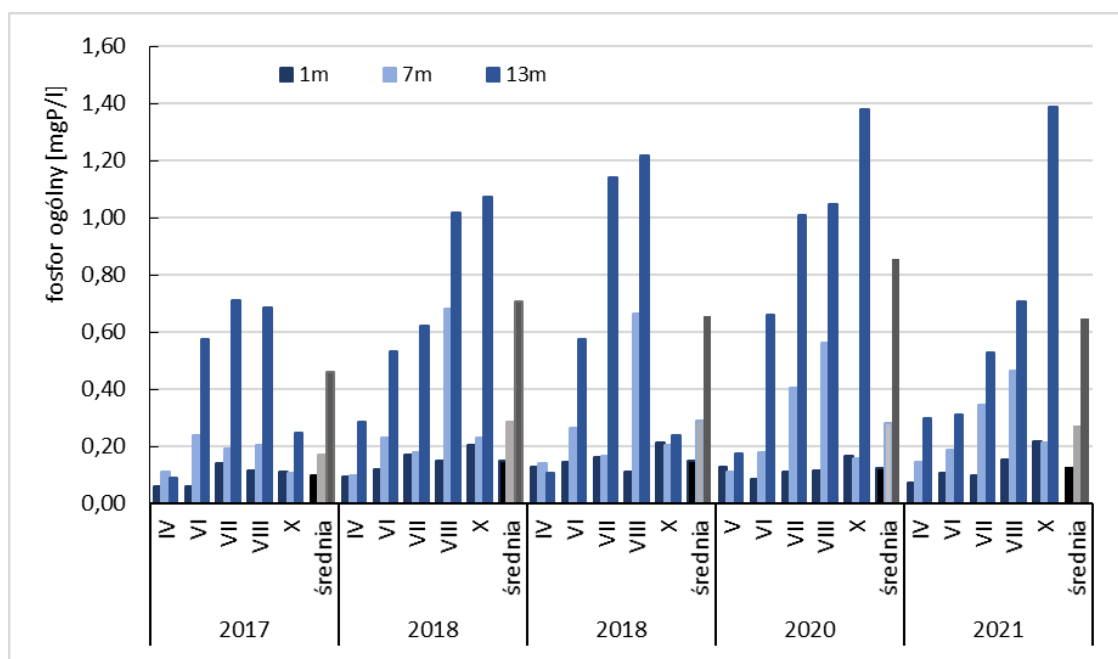
Na stanowisku II stężenia fosforanów rozpuszczonych wahały się od 0,03 mgP/l w kwietniu do 0,09 mgP/l w październiku (Rys. 26). W obu warstwach wody zawartość ortofosforanów zwiększała się od wiosny do jesieni. Średnie stężenie na głębokości 1 m wyniosło 0,06 mgP/l, zaś nad dnem – 0,05 mgP/l. Były one niższe niż w latach 2018-2020 i zbliżone do danych z roku 2017 (Tab. 5).

Koncentracje *fosforu ogólnego* na stanowisku I wahały się w zakresie od 0,07 do 1,39 mgP/l. W każdym z badanych miesięcy ulegały one zwiększeniu wraz z głębokością (Rys. 27). Pod powierzchnią wody średnie stężenie fosforu wyniosło 0,13 mgP/l, zwiększając się na głębokości 7 m do 0,27 mgP/l, a nad dnem do 0,65 mgP/l. Wartości te dla płytszych warstw wody były zbliżone do stwierdzonych w roku 2020, a niższe dla strefy naddennej (Tab. 5).

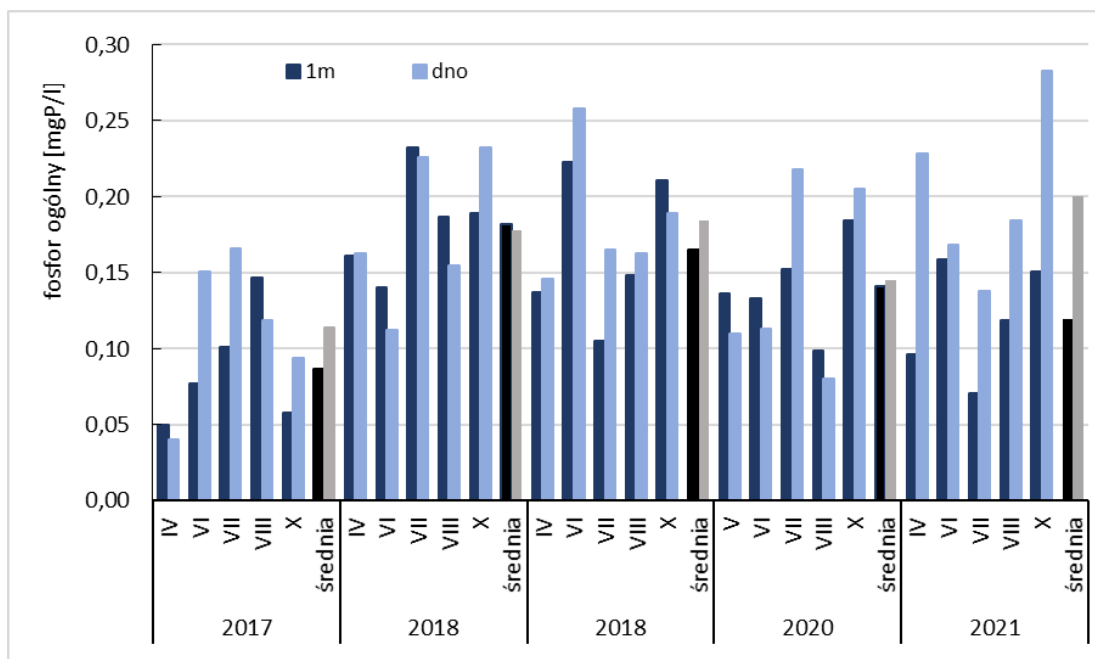


RYS. 26. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

Na stanowisku II stężenia fosforu ogólnego zmieniały się w granicach od 0,07 mgP/l w lipcu do 0,28 mgP/l w październiku. Wyższe wartości cechowały wody naddenne (Rys. 28). Średnie stężenie na głębokości 1 m wyniosło 0,12 mgP/l, zaś nad dnem sięgnęło 0,20 mgP/l nad dnem. Wartości te były niższe niż notowane w latach 2018-2020 dla warstwy podpowierzchniowej, lecz wyższe dla strefy naddennej (Tab. 5).



RYS. 27. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021

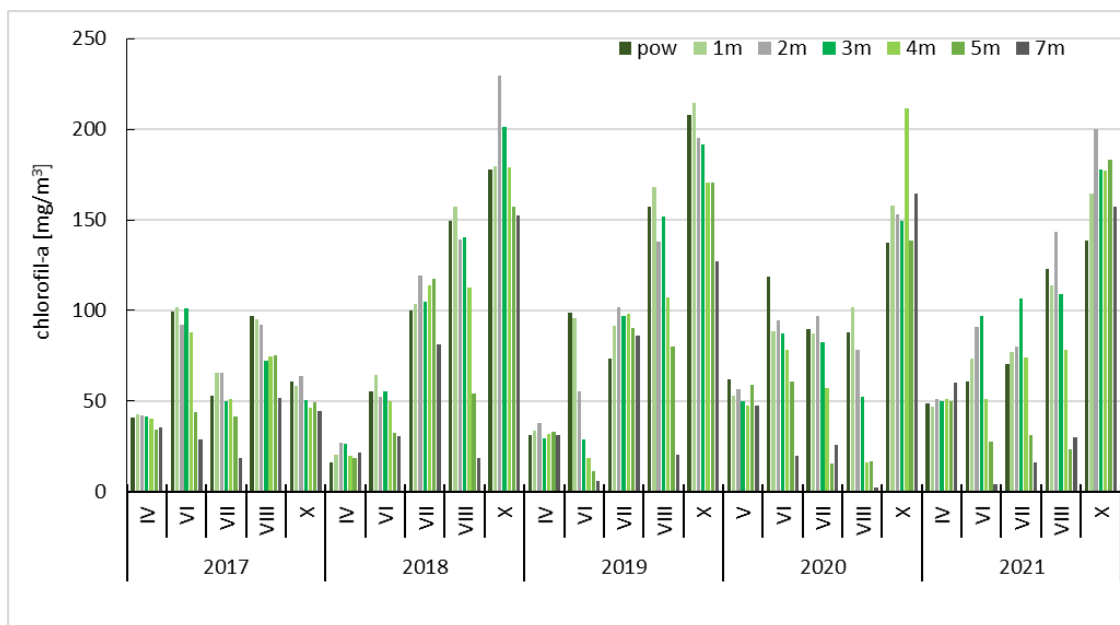


RYS. 28. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

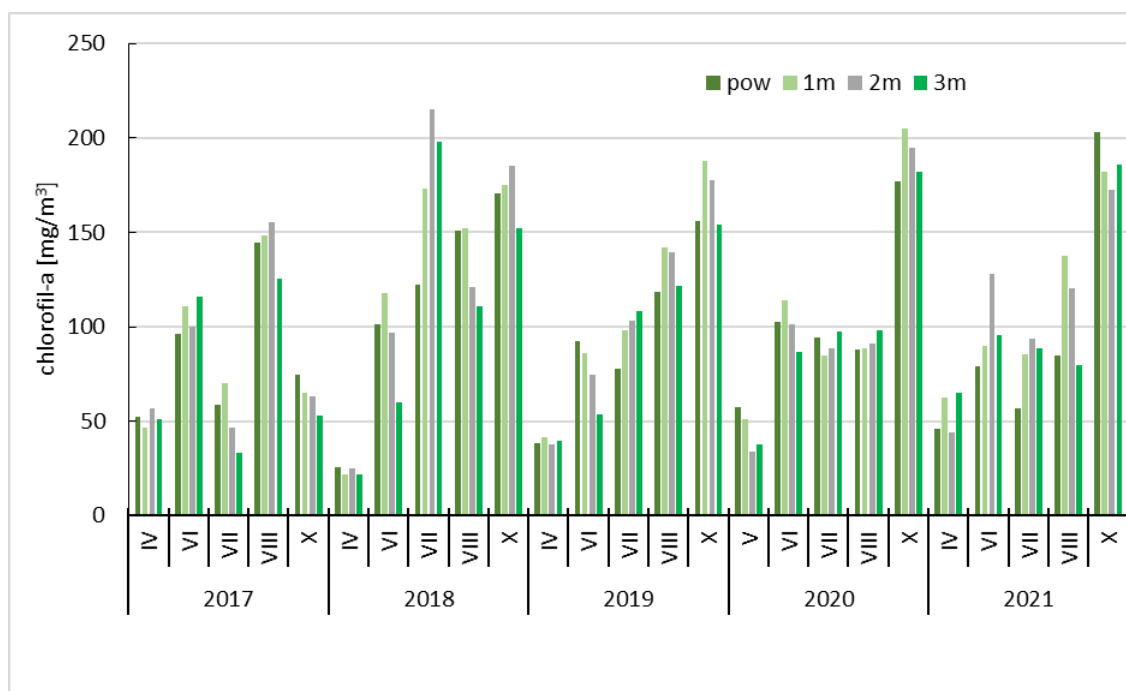
4.1.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej

Koncentracje *chlorofilu-a* na stanowisku I najniższe wartości w całym przekroju pionowym przyjmowały w kwietniu – średnio 51 mg/m^3 . W kolejnych miesiącach zawartości chlorofilu-a zwiększały się w płytszych warstwach wody (do 4 m), a zmniejszały w głębszych (Rys. 29). W październiku stwierdzono występowanie najwyższych ilości barwnika w całym przekroju pionowym, z maksymalną koncentracją 200 mg/m^3 na głębokości 2 m i średnią (od powierzchni do 7 m głębokości) nieco ponad 170 mg/m^3 . Koncentracje chlorofilu-a były w roku 2021 zbliżone do wyników z lat 2019-2020, a niższe niż w roku 2018 (Tab. 6).

Na stanowisku II zawartość chlorofilu-a również była najniższa w kwietniu, wynosząc średnio w przekroju pionowym 54 mg/m^3 . Jego ilość zwiększyła się w czerwcu, ponownie obniżyła w lipcu, a następnie znowu wzrosła od sierpnia. Maksymalną zawartość chlorofilu-a stwierdzono w październiku - $203,1 \text{ mg/m}^3$ (Rys. 30). Koncentracje chlorofilu-a były w roku 2021 zbliżone do wyników z lat 2019-2020, a niższe niż w roku 2018 (Tab. 6).



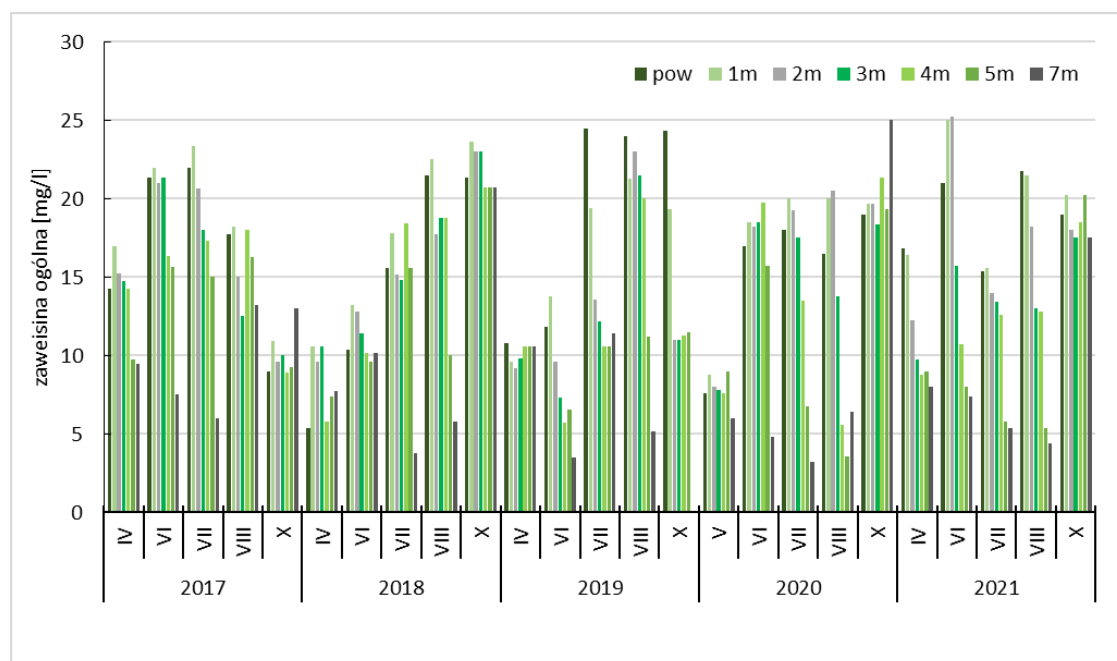
RYS. 29. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021



RYS. 30. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

Zawartość zawiesiny ogólnej na stanowisku I wahała się od 4,4 mg/l w sierpniu do 25,3 mg/l w czerwcu. Nieco niższe wartości, nie przekraczające 17 mg/l odnotowano w kwietniu i lipcu, wyższe, ponad 20 mg/l w wodach powierzchniowych w pozostałych miesiącach (Rys. 31). Średnia zawartość zawiesiny ogólnej w roku 2021 wyniosła 14,4 mg/l, była zatem nieco wyższa niż w roku 2020 i taka sama jak w roku 2018 (Tab. 6).

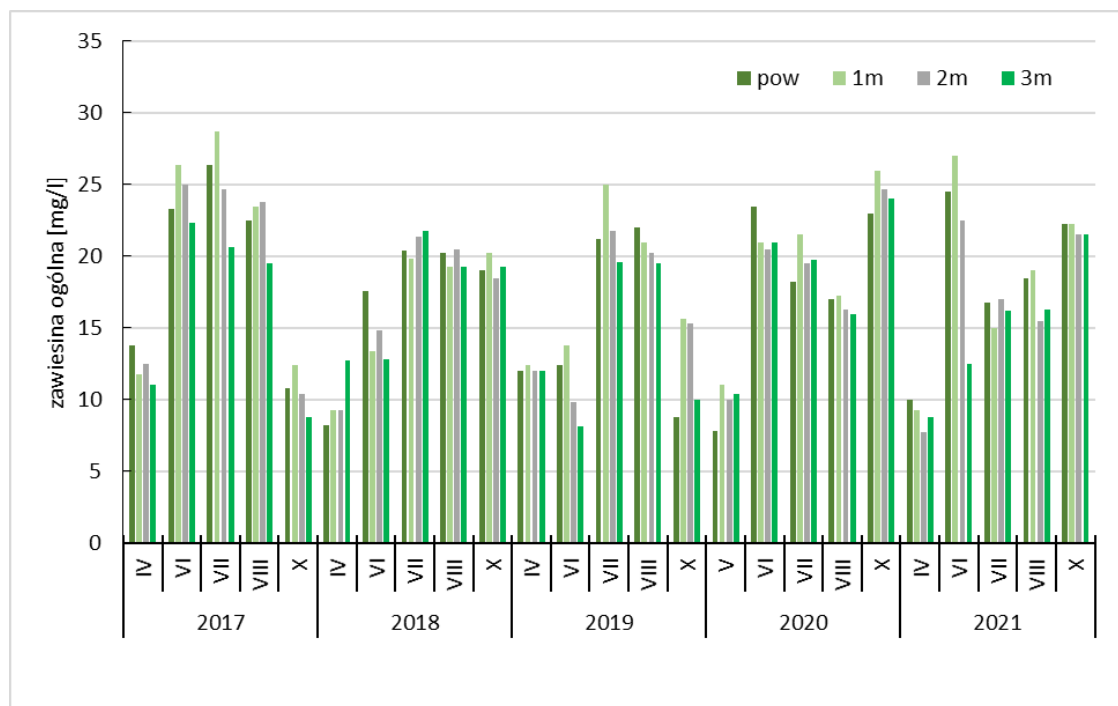
Na stanowisku II ilość zawiesiny zawierała się w przedziale 7,8-27,0 mg/l. Wyższe wartości odnotowano w czerwcu i październiku, zaś w pozostałych miesiącach nie przekraczały one 20 mg/l (Rys. 32). Średnia ilość zawiesiny wyniosła 17,2 mg/l i była niższa niż w roku 2020, lecz wyższa niż w 2018-2019 (Tab. 6).



RYS. 31. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021

TABELA 6. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH ZAWARTOŚCI CHLOROFILU-A I ZAWIESINY OGÓLNEJ W LATACH 2017-2021

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		zakres	średnia	zakres	średnia
chlorofil-a [mg/m ³]	2017	18,3-102,0	60,2	33,0-155,6	80,0
	2018	16,0-229,7	93,6	22,1-215,1	115,4
	2019	5,6-214,3	93,7	37,9-188,0	102,5
	2020	2,4-211,3	81,3	33,6-205,2	103,8
	2021	4,1-200,1	86,8	43,8-203,1	105,0
zawiesina ogólna [mg/l]	2017	6,0-23,3	15,0	8,5-28,7	18,0
	2018	3,8-23,7	14,4	8,3-20,5	16,6
	2019	5,2-24,5	13,1	8,1-25,0	15,6
	2020	3,2-21,3	14,1	7,8-26,0	18,4
	2021	4,4-25,3	14,4	7,8-27,0	17,2

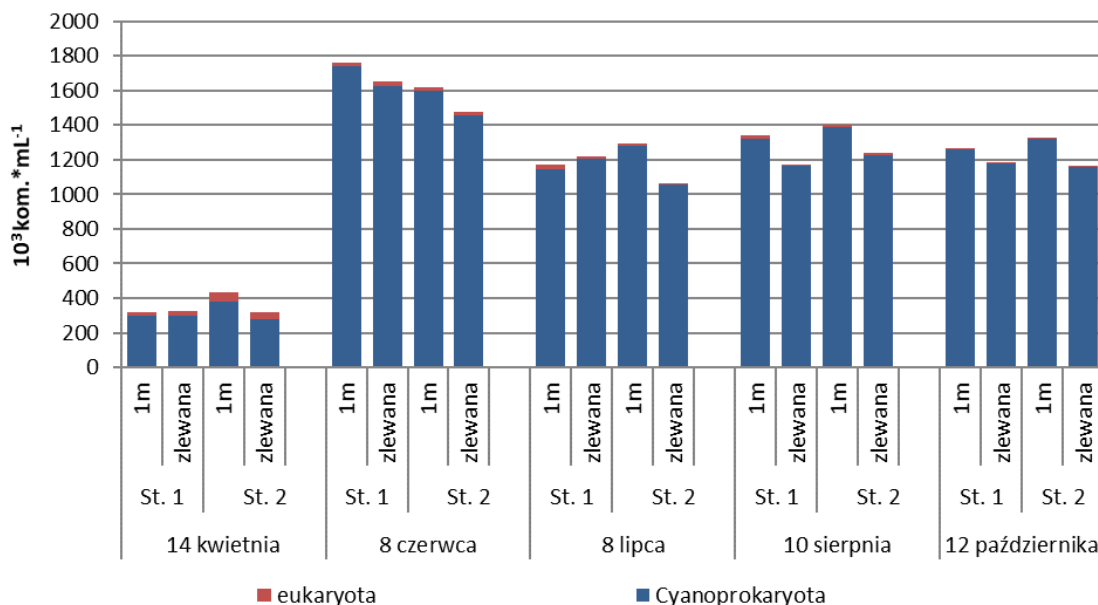


RYS. 32. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

4.1.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu

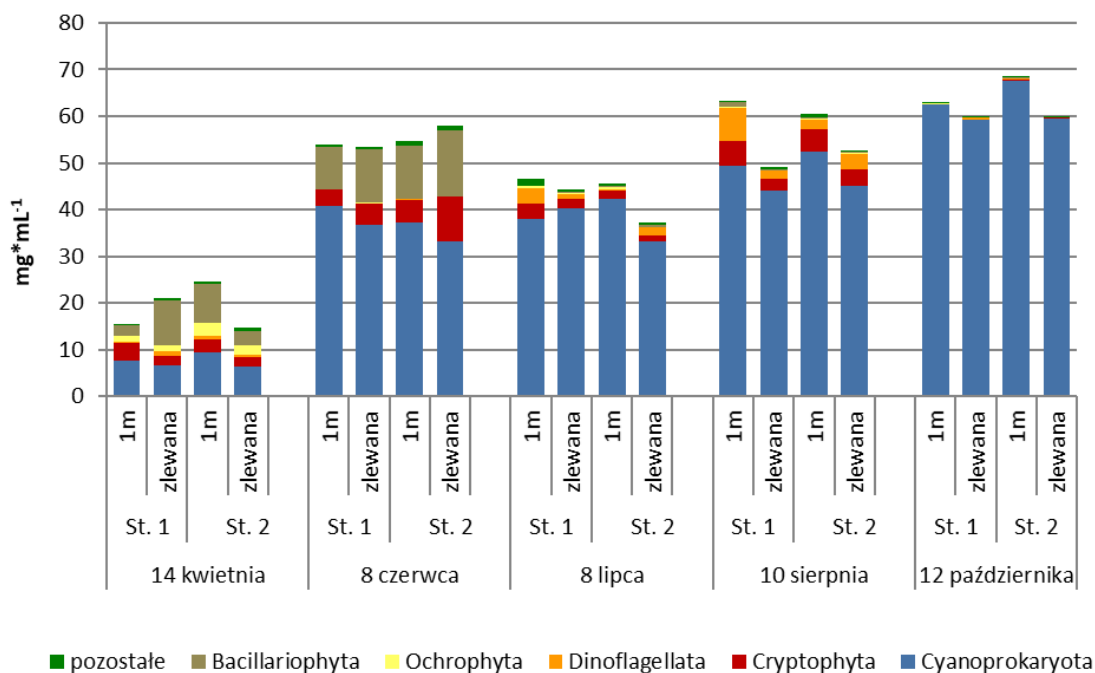
Liczebność fitoplanktonu w Jeziorze Budziszewskim w 2021 roku wahała się w zakresie od $321,8 \cdot 10^3$ do $1763,2 \cdot 10^3$ kom/ml. Najniższą liczebność odnotowano w kwietniu, zaś najwyższą w czerwcu. W miesiącach letnich i w październiku liczebność fitoplanktonu utrzymywała się na podobnym poziomie, nieco niższym niż w próbkach czerwcowych (Ryc. 33).

Przez cały sezon badawczy w liczebności fitoplanktonu dominowały sinice, przy znikomym udziale pozostałych grup taksonomicznych fitoplanktonu, należących do glonów eukariotycznych (Ryc. 33). Najwyższą liczebność eukariontów stwierdzono w kwietniu. Znaczną liczebność sinic tworzyły przede wszystkim gatunki z rzędu Oscillatoriales – nitkowate sinice, dobrze znoszące niedostatek światła w środowisku. W kwietniu i czerwcu dominowały gatunki o cienkich nitkach – *Pseudanabaena acicularis* i *Limnothrix* sp. W lipcu i sierpniu najliczniejszy był gatunek *Planktothrix agardhii*, o szerszych trychomach, ale zbiorowisko sinic było najbardziej różnorodne i bogate w gatunki. W październiku *Planktothrix agardhii* stanowił zdecydowaną większość całego zakwitnięcia wody, tworząc od 80 do 85% liczebności fitoplanktonu.



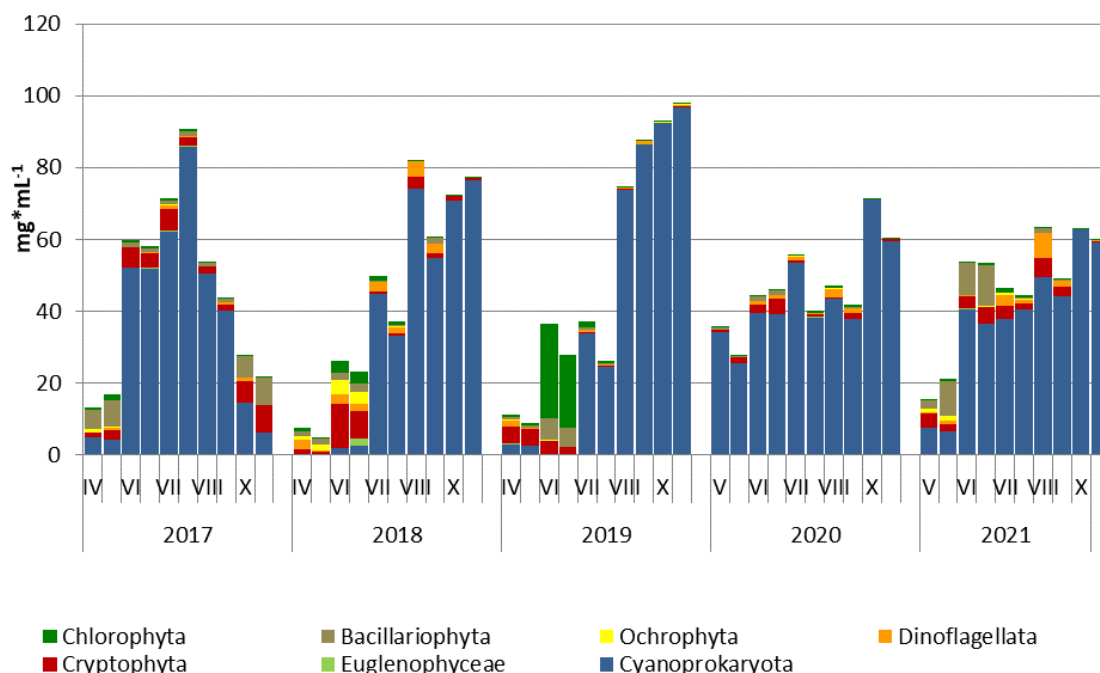
RYS. 33. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2021

Biomasa fitoplanktonu w Jeziorze Budziszewskim w 2021 roku wahała się w zakresie od 14,6 do 68,3 mg/l. Najniższe wartości odnotowano w kwietniu – tak samo jak w przypadku liczebności fitoplanktonu. Najwyższą biomasą charakteryzowały się jednak próbki październikowe (Ryc. 34), choć liczebność fitoplanktonu była najwyższa w czerwcu. Wynikało to z różnej szerokości nici i wielkości komórek gatunków sinic dominujących w kolejnych miesiącach. W kwietniu w biomasie fitoplanktonu przeważały eukarionty, których biomasą była tworzona głównie przez okrzemki pierzaste z rodzaju *Ulnaria*. Wśród sinic dominował gatunek *Pseudanabaena acicularis*. W czerwcu większość biomasy była tworzona już przez sinice (głównie *P. acicularis*), choć okrzemki i kryptofity miały jeszcze znaczny udział w biomasie ogólnej. Od lipca do października obserwowano zdecydowaną dominację sinic w biomasie fitoplanktonu, z gatunkiem *Planktothrix agardhii* charakteryzującym się najwyższą biomasą wśród sinic. W sierpniu dominował ten sam gatunek sinicy, ale dość wysoką biomasę tworzyły także bruzdnice (głównie *Ceratium hirundinella*) i kryptofity (Ryc. 34).

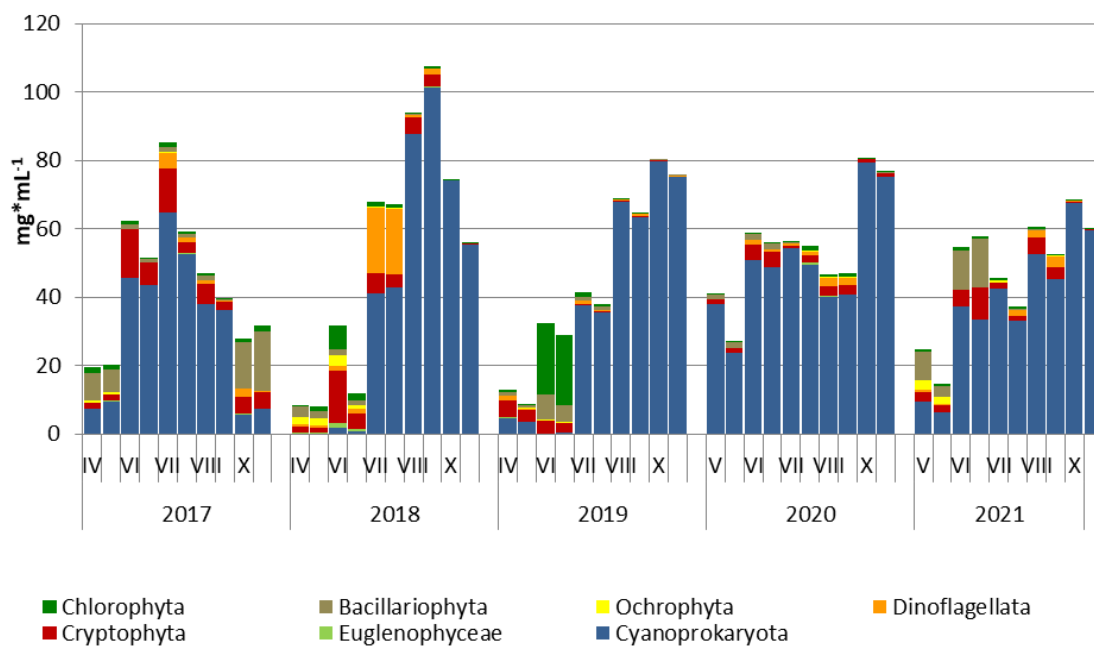


RYS. 34. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2021

Jeziro Budziszewskie we wszystkich badanych latach charakteryzowało się silnymi zakwitami sinicowymi. Biomasa sinic w 2021 roku była wysoka przez cały sezon badawczy, i mniej zróżnicowana pomiędzy miesiącami poboru próbek niż w innych latach badań (Ryc. 35 i 36). Wiosną, podobnie jak w roku wyjściowym, sinice współdominowały z okrzemkami. Z gorszą sytuacją mieliśmy do czynienia w 2020 roku, kiedy już wiosną dominowały zdecydowanie sinice. Najkorzystniejszy był jednak zróżnicowany skład fitoplanktonu, ze znikomym udziałem sinic wiosną 2018 roku. W czerwcu 2021, tak jak w roku wyjściowym i w roku 2020, zdecydowanie dominowały sinice, choć udział okrzemek był istotny. Znacznie korzystniejsze czerwcowe zbiorowisko fitoplanktonu obserwowano w 2017 i 2018 roku, kiedy dominowały glony eukariotyczne. W lipcu i sierpniu każdego roku dominacja sinic była bardzo wyraźna, choć 2021 należał do lat z towarzyszącą sinicom zauważalną biomasą bruzdnic. Fitoplankton październikowy w roku 2021 składał się niemal wyłącznie z sinic, tak samo jak w latach poprzedzających, poza rokiem wyjściowym.



RYS. 35. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021



RYS. 36. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

Stan ekologiczny jeziora Budziszewskiego oceniany na podstawie fitoplanktonu był zły we wszystkich czterech badanych latach. W 2021 roku najwyższą wartość otrzymano dla wskaźnika chlorofilowego, podobnie jak w latach poprzednich, ale wartość graniczną 5 przekraczał również indeks sinicowy (Tab. 7).

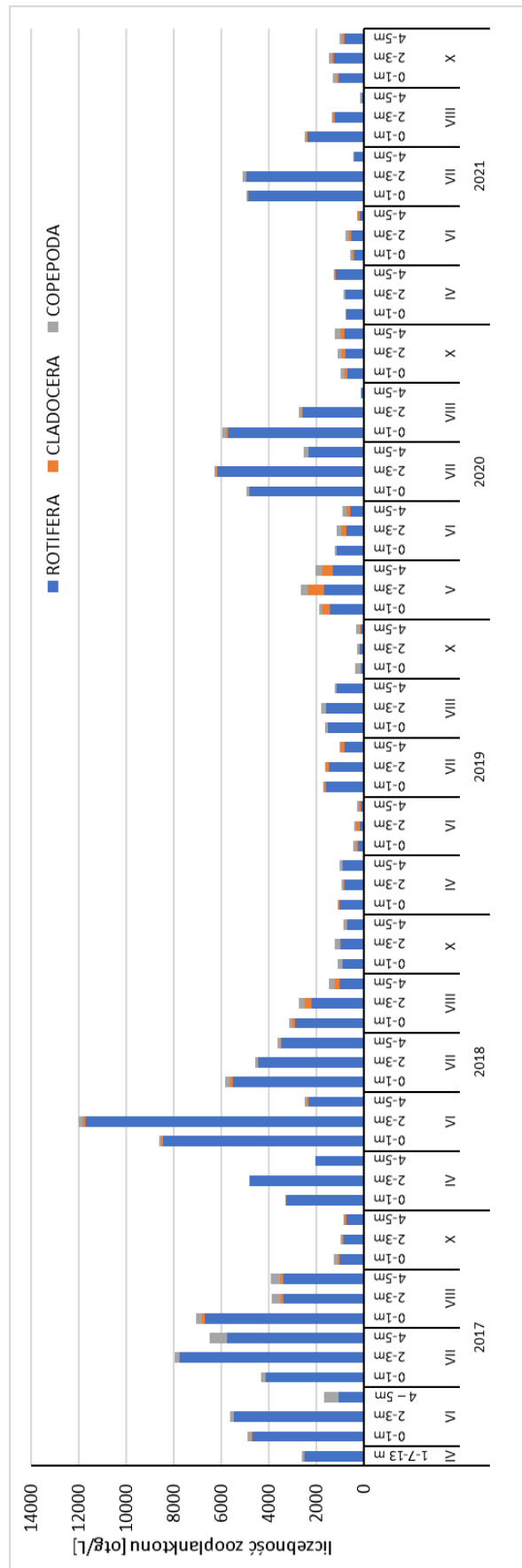
TABELA 7. WARTOŚCI WSKAŹNIKA PMPL I JEGO SKŁADOWYCH DLA JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2021

	2017	2018	2019	2020	2021
wskaźnik					
Ychl	6,04	8,18	8,12	7,70	7,56
Ybm	4,76	4,64	4,78	4,70	4,66
Ycy	6,45	5,61	6,73	5,96	6,11
PMPL	4,92	4,88	4,93	4,90	4,89

4.1.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu

Ogólna liczebność zooplanktonu w roku 2021 wahała się na stanowisku I od 175 org/l na głębokości 4-5 m w sierpniu do maksymalnie 5121 org/l na głębokości 2-3 m w lipcu. Uległa ona zmniejszeniu od kwietnia do czerwca, po czym nastąpił wyraźny wzrost w lipcu, a ponowne obniżenie ogólnej liczebności stwierdzono w sierpniu i październiku (Rys. 37). W strukturze jakościowej we wszystkich miesiącach dominowały wrotki (Rotifera), których liczebności sięgały maksymalnie 4962 org/l, a średnia wyniosła 1390 org/l. Ich udział procentowy w ogólnej liczebności zooplanktonu wynosił zatem od 55% do 99%, przy średniej na poziomie 84%. Reprezentowane były głównie przez gatunki typowe dla wód żyznych. W czerwcu i październiku zwiększył się udział zooplanktonu skorupiakowego. Liczebność wioślarek (Cladocera) sięgnęła maksymalnie 127 org/l (co przełożyło się na około 16% udziału w ogólnej liczebności), a widłonogów (Copepoda) – 169 org/l. Spośród wioślarek najliczniejsza była *Daphnia cucullata*.

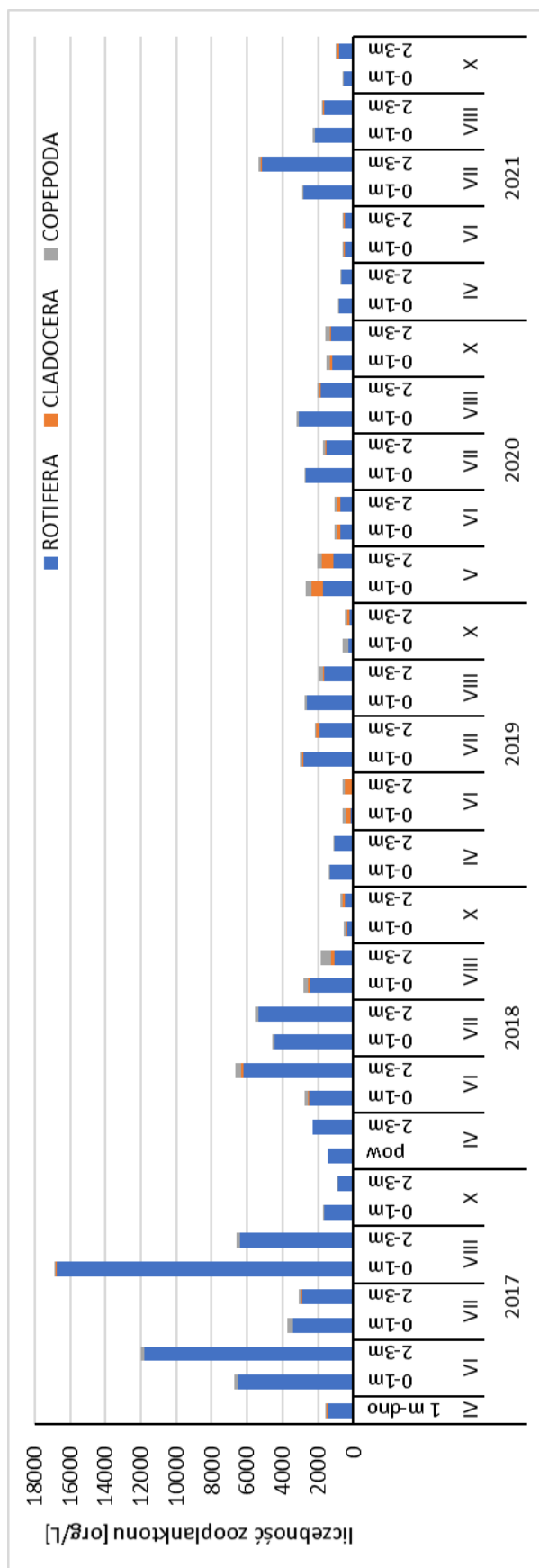
Ogólna liczebność zooplanktonu w roku 2021 była nieco niższa niż rok wcześniej, a wyraźnie niższa niż w latach 2017-2018 (Rys. 37). Niższe były również liczebności zooplanktonu skorupiakowego, zwłaszcza porównaniu do wiosny 2020 roku.



RYS. 37. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021

Na stanowisku II ogólna liczebność zooplanktonu zmieniała się w przedziale od 588 org/l na głębokości 2-3 m w czerwcu do 5355 org/l w lipcu także na głębokości 2-3 m (Rys. 38). Podobnie jak na stanowisku I, uległa ona obniżeniu w czerwcu w porównaniu do kwietnia, po czym wyraźnemu zwiększeniu w lipcu a następnie ponownemu obniżeniu w sierpniu i październiku. Przez cały okres badawczy w ogólnej liczebności dominowały wrotki, których liczebność sięgała od 452 do 5163 org/l, co przekładało się na udział 77-98%. Liczebności wioślarek były przez cały okres badawczy niewielkie, nie przekraczając 105 org/l (10% ogólnej liczebności). Najliczniejsza była *Daphnia cucullata*. W przypadku widłonogów wyższe liczebności stwierdzono w lipcu i październiku na głębokości 2-3 m (ponad 100 org/l), a ich udział w ogólnej liczebności zooplanktonu także nie przekraczał 10%.

W porównaniu do lat 2019-2020 ogólna liczebność zooplanktonu na stanowisku II była nieco wyższa, lecz niższa niż w latach 2017-2018 (Rys. 38). Nie odnotowano jednak wiosennego zwiększenia liczebności zooplanktonu skorupiakowego, jak miało to miejsce w latach wcześniejszych.

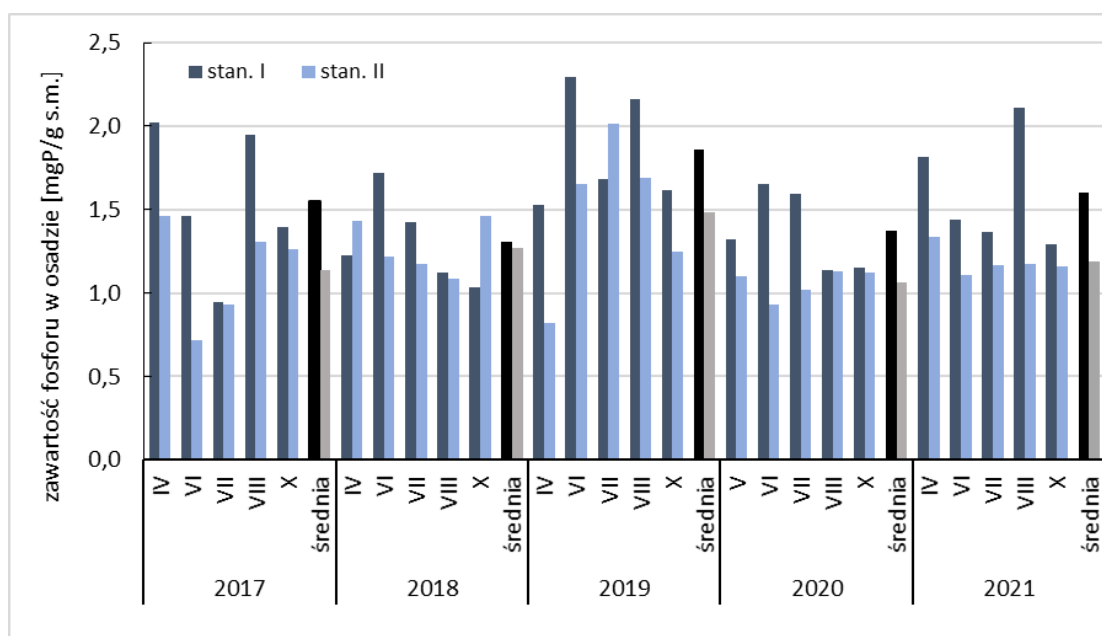


RYS. 38. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

4.1.6 Właściwości osadów dennych

Zawartości *fosforu w osadzie dennym* notowane na stanowisku I wahały się od 1,11 do 2,11 mgP/g s.m. Większe ilości tego pierwiastka stwierdzono na obu stanowiskach w kwietniu, a na stanowisku I także w sierpniu (Rys. 39). Średnia wartość na głębozku jeziora sięgnęła 1,60 mgP/g s.m., natomiast na stanowisku II wyniosła 1,19 mgP/g s.m.

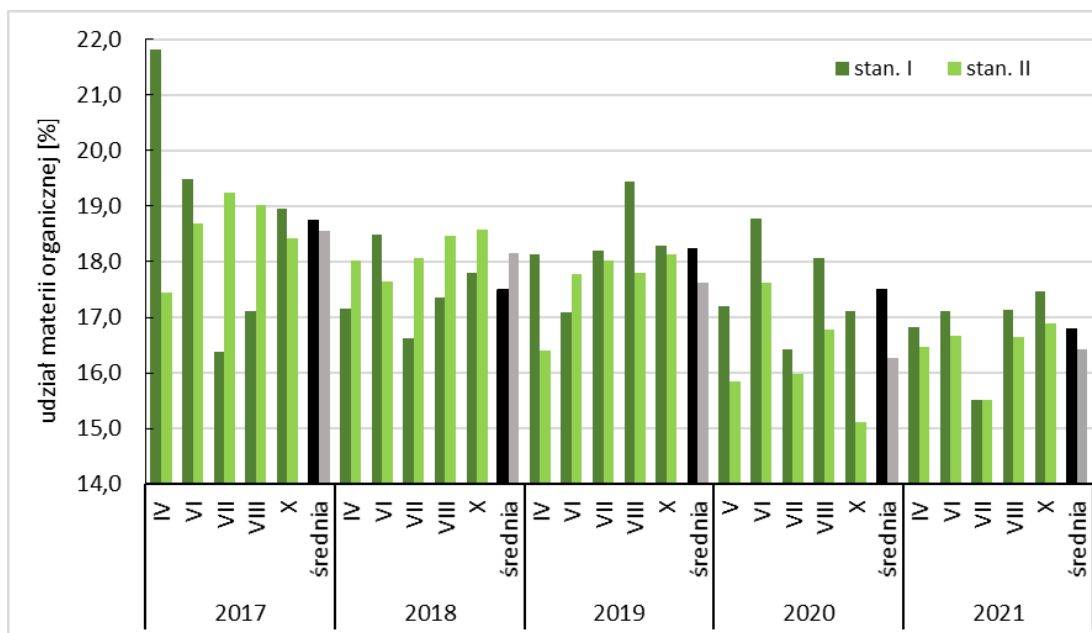
Notowane ilości fosforu były zbliżone do stwierdzonych w roku 2020, jak i do wyników z roku 2017 (Rys. 39).



RYS. 39. ZAWARTOŚĆ FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

Średnia zawartość *materii organicznej* w osadzie dennym była nieco niższa na stanowisku II (16,4%) w porównaniu do głębozka (16,8%). W aspekcie czasowym odnotowano zwiększanie ilości materii organicznej w osadach od kwietnia do października, za wyjątkiem wyraźnego obniżenia w lipcu do około 15,5% (Rys. 40). Notowane w roku 2021 wartości były niższe niż w latach wcześniejszych, szczególnie na stanowisku I.

Koncentracja *związków fosforu w wodzie interstycjalnej* przyjmowała wyraźnie wyższe wartości na stanowisku I, sięgając maksymalnie 6,2 mgP/l dla fosforu ogólnego i 5,7 mgP/l dla ortofosforanów w październiku. W pozostałych miesiącach były one nieco niższe, wynosząc 4,4-5,7 mgP/l dla fosforu ogólnego i 3,5-5,1 mgP/l dla fosforanów (Rys. 41). Średnia zawartość fosforu ogólnego w wodzie śródporowej na stanowisku I sięgnęła 5,0 mgP/l, a fosforanów – 4,5 mgP/l. Były one niższe w odniesieniu do średnich lat wcześniejszych.

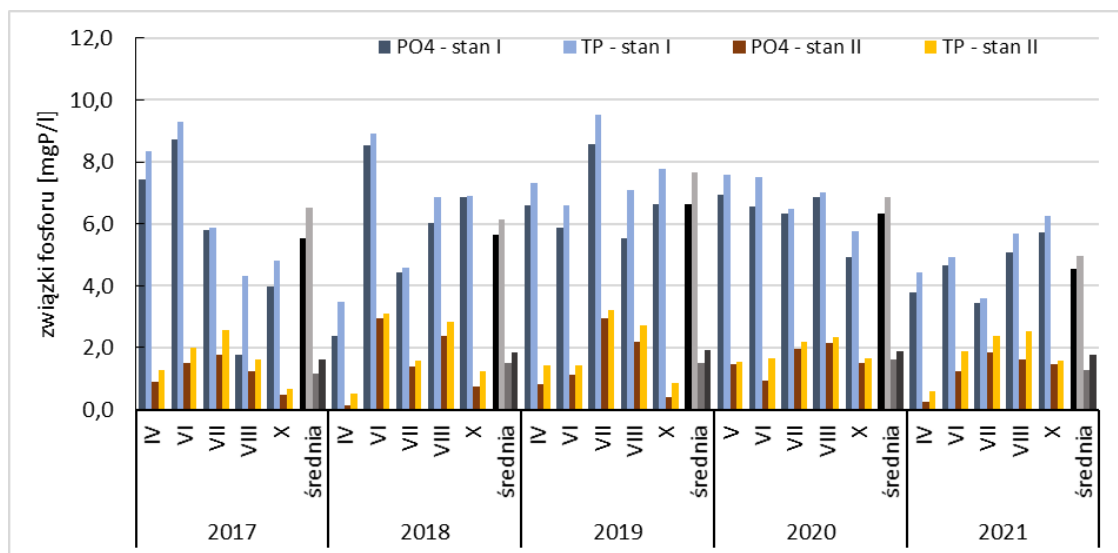


RYS. 40. ZAWARTOŚĆ MATERII ORGANICZNEJ W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

Na stanowisku II koncentracje fosforu ogólnego w wodzie interstycjalnej wynosiły od 0,6 mgP/l w kwietniu do 2,5 mgP/l w sierpniu, natomiast ortofosforanów od 0,2 mgP/l w czerwcu do 1,8 mgP/l w lipcu (Rys. 41). Średnia zawartość fosforu ogólnego w wodzie śródporowej na stanowisku II wyniosła 1,8 mgP/l, a fosforanów – 1,3 mgP/l. Koncentracje te były niższe w porównaniu do stwierdzonych w latach 2017-2020.

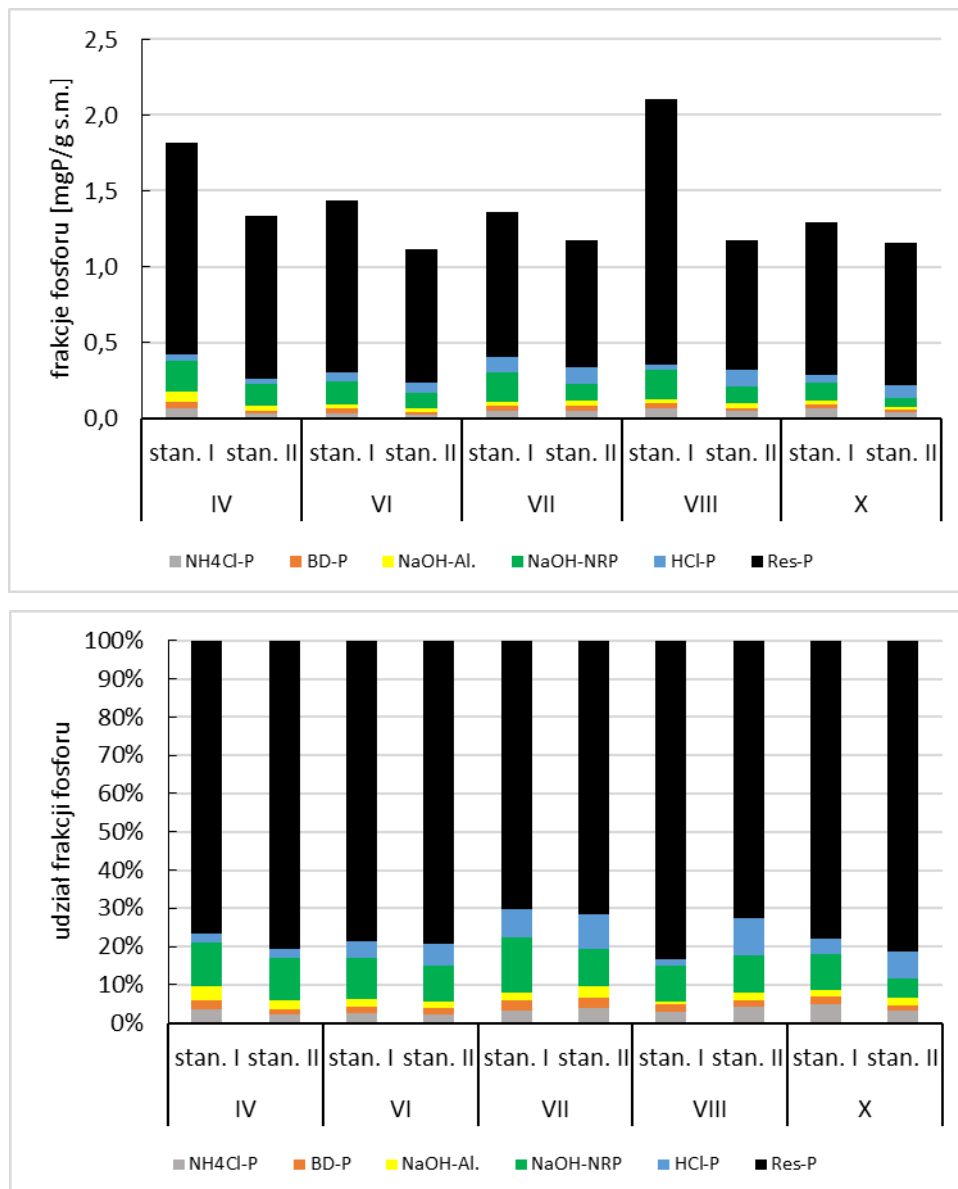
Wyraźnie niższa zawartość fosforu w wodzie interstycjalnej płytkiego stanowiska II wskazuje na łatwiejsze wydzielanie go do toni wodnej, co związane jest z położeniem dna w obrębie epilimnionu. Mieszanie wody przez wiatr wyrównuje stężenia w całym słupie wody, stwarzając duży gradient stężeń na granicy faz woda-osad, sprzyjający uwalnianiu fosforu do toni wodnej.

Spośród *frakcji fosforu* największy udział cechował fosfor trwale związany w osadzie (Res-P). Jej ilość w osadzie na stanowisku I wahała się od 0,96 do 1,76 mgP/g s.m., co przekładało się na udział na poziomie 70-83%, zaś na stanowisku II w przedziale od 0,84 do 1,08 mgP/g s.m., czyli 72-81% (Rys. 42).



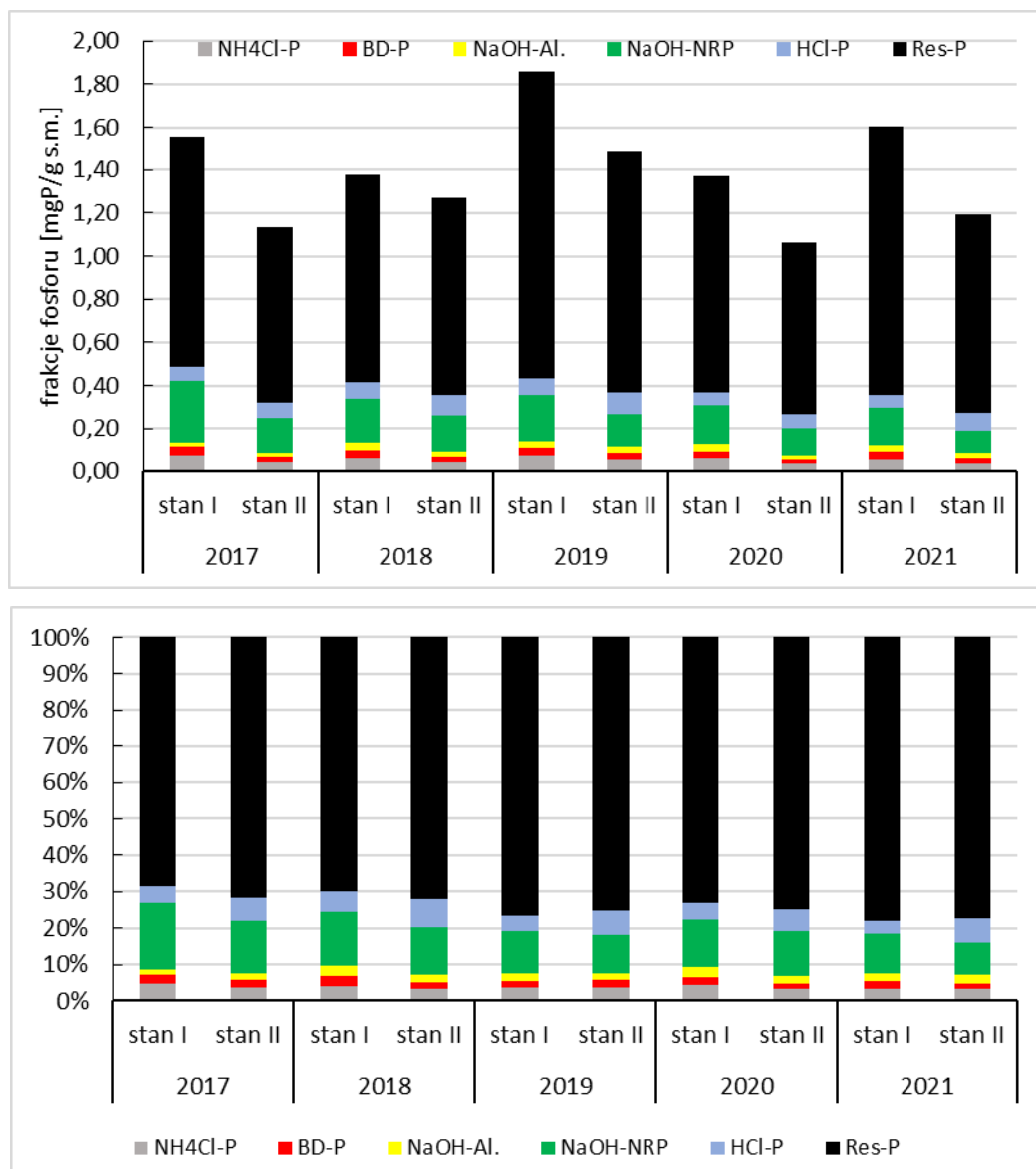
RYS. 41. ZAWARTOŚĆ ZWIĄZKÓW FOSFORU W WODZIE INTERSTYCJALNEJ OSADÓW DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

Udział fosforu związanego z materią organiczną (NaOH-nRP) był nieco wyższy na stanowisku I, wynosząc średnio 0,17 mgP/g s.m., czyli 11% całej puli fosforu w osadzie. Na płytszym ze stanowisk średnia ilość tej frakcji sięgnęła 0,11 mgP/g s.m., czyli 9% fosforu w osadzie, wskazując na nieco intensywniejsze wydzielenie jej do toni wodnej w wyniku mineralizacji. Trzecią z kolei frakcją fosforu był HCl-P, czyli fosfor związany z wapniem. Jej średnia zawartość na sięgnęła 0,06 mgP/g s.m. na stanowisku I, co przekładało się na 4% udziału w puli fosforu. W przypadku stanowiska II średnia ilość frakcji HCl-P sięgnęła 0,08 mgP/g s.m., czyli 7% fosforu znajdującego się w osadzie. Niższymi koncentracjami cechowała się frakcja NH₄Cl-P, czyli fosfor labilny, łatwo uwalniany z osadu, ze średnim udziałem 0,05 mgP/g s.m. (ponad 3%) na głęboczk i 0,04 mgP/g s.m. (3%) na płytszym ze stanowisk. Najniższe zawartości cechowały fosfor związany z żelazem (BD-P) – średnio 0,03 mgP/g s.m. na stanowisku I (2%) i 0,02 mgP/g s.m. na stanowisku II (niecałe 2%), a także fosfor związany z glinem (NaOH-Al) – 0,03 mgP/g s.m. (2%) na obu stanowiskach.



RYS. 42. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W ROKU 2021

We wszystkich latach osad denny Jeziora Budziszewskiego cechował się podobnym składem pod względem frakcji fosforu (Rys. 43), tj. dominowała frakcja Res-P, czyli fosfor trwale związany w osadzie (średnio 0,80-1,42 mgP/g s.m., czyli 69-78%). Drugą w kolejności była frakcja NaOH-nRP, czyli fosfor związany z materią organiczną (średnio 0,11-0,29 mgP/g s.m., czyli 9-19%). Udział pozostałych frakcji nie przekraczał średnio 0,1 mgP/g s.m., co stanowiło mniej niż 8% udziału w całkowitej puli fosforu w osadzie dennym.



RYS. 43. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO – PORÓWNANIE WARTOŚCI ŚREDNICH W LATACH 2017-2021

Koncentracja innych pierwiastków w osadzie dennym

Zawartość azotu w osadach jeziornych wahała się na obu stanowiskach w zakresie 3,2-6,8 gN/kg. Niższe wartości cechowały stanowisko II, co przełożyło się także na wartości średnie (Tab. 8). Ilości siarczanów nie przekraczały 1,9 gSO₄/kg, przy nieco wyższych wartościach na stanowisku II, co znalazło odzwierciedlenie w wartościach średnich. Zawartość żelaza zmieniała się w zakresie od 0,7 do 1,7 gFe/kg. Nieco wyższe wartości cechowały osad na stanowisku II (Tab. 8). Pod względem zawartości wapnia osad pobrany na dwóch stanowiskach wykazywał zbliżone wartości, a wartości średnie przekroczyły 250 gCa/kg. W przypadku magnezu nieco wyższe wartości cechowały stanowisko II, co także przełożyło się na wartości średnie. Świadczy to o odkładaniu się

w tej części jeziora większej ilości nierozpuszczalnych soli magnezu (struwitu), w wyniku dawkowania chlorku magnezu w strefie dopływu, co odnotowano także w latach 2018-2020.

TABELA 8. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIĄSTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W ROKU 2021

	stanowisko I					stanowisko II				
	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]
IV	3,88	1,58	0,94	273,4	1,30	3,22	1,62	0,87	255,3	1,51
VI	3,44	1,27	0,88	251,0	1,20	3,67	1,44	0,74	250,7	1,54
VIII	6,77	1,19	1,68	245,3	1,89	5,76	1,81	1,45	267,9	2,33
X	4,46	1,66	1,54	243,5	1,58	4,88	1,58	1,36	263,3	1,95
śr.	4,64	1,43	1,26	253,3	1,49	4,38	1,61	1,11	259,3	1,84

Porównanie składu osadów dennych w trzech kolejnych latach wskazuje na obniżenie koncentracji w porównaniu do średnich z lat 2018-2020 na obu stanowiskach. Zawartość siarczanów uległa dalszemu obniżeniu w obu badanych punktach, podobnie jak zawartości magnezu. Także koncentracje żelaza uległy obniżeniu na skutek braku procesu strącania fosforu związkami żelaza (Tab. 9). Koncentracje wapnia były zbliżone do wyników z lat 2018-2019.

TABELA 9. ŚREDNIE ZAWARTOŚCI WYBRANYCH PIERWIĄSTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2021

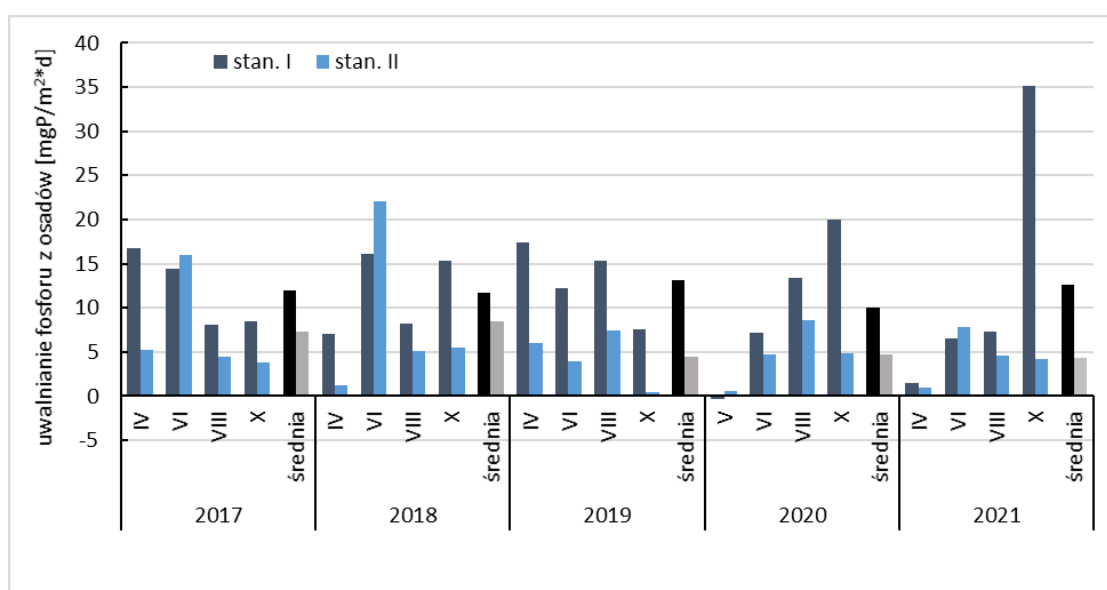
	stanowisko I					stanowisko II				
	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]
2017	2,66	2,34	2,10	263,6	1,93	2,14	2,28	2,10	260,5	2,16
2018	6,86	2,48	2,94	251,0	1,73	4,92	2,14	2,29	232,6	1,82
2019	12,4	2,20	1,93	245,3	1,92	9,20	2,27	2,26	255,9	2,31
2020	6,87	1,63	1,92	223,6	1,73	4,57	1,65	1,31	224,7	1,83
2021	4,64	1,43	1,26	253,3	1,49	4,38	1,61	1,11	259,3	1,84

Zasilanie wewnętrzne z osadów dennych

Wyniki przeprowadzonych 4-krotnie doświadczeń *ex-situ* na niezaburzonych rdzeniach osadów wykazały ciągle zasilanie wód fosforem z osadów dennych, lecz o różnej intensywności w ciągu roku (Rys. 44). Było ono najniższe w kwietniu, nie przekraczając na obu stanowiskach 1,5 mgP/m²*d z uwagi na dobre warunki tlenowe przy dość niskiej temperaturze wody (5°C). W czerwcu i sierpniu ilość uwalnianego fosforu zwiększyła się do maksymalnie 7,3 mgP/m²*d na stanowisku I oraz 7,8 mgP/m²*d na stanowisku II. W przypadku stanowiska I za wzrost zasilania odpowiadały warunki beztlenowe (warunki termiczne były zbliżone w obu miesiącach – około 5°C), a w przypadku stanowiska II –

brak tlenu (tylko w czerwcu) i wyższa temperatura (około 18°C). W październiku na stanowisku II intensywność zasilania z osadów zmniejszyła się do 4,2 mgP/m²*d z uwagi na obniżenie temperatury, zaś w przypadku stanowiska I odnotowano wyraźny wzrost ilości powracającego do toni wodnej fosforu z związku z silnie utrwalonymi warunkami redukcyjnymi.

Średnie zasilanie z osadów w roku 2021 wyniosło 12,6 mgP/m²*d na stanowisku I oraz 4,4 mgP/m²*d na stanowisku II. W przypadku głęboczek średnia ta była wyższa niż w latach 2017-2018 i 2020 (Rys. 44). W przypadku stanowiska II średnie zasilanie w roku 2021 było zbliżone do stwierdzanego w latach 2019-2020.



RYS. 44. ZMIANY INTENSYWNOŚCI UWALNIANIA FOSFORU Z OSADÓW DENNYCH NA DWÓCH STANOWISKACH W JEZIORZE BUDZISZEWSKIM

W oparciu o wyniki badań laboratoryjnych nad uwalnianiem fosforu z osadów dennych oraz powierzchnię dna, z którego to zasilanie wewnętrzne następowało, obliczono wielkość ładunków fosforu dopływających do toni wodnej w poszczególnych miesiącach oraz średnio w badanym okresie.

W przypadku Jeziora Budziszewskiego badania zasilania wewnętrznego przeprowadzono dla dwóch głęboczków. Pierwszy z nich położony w najgłębszym miejscu jeziora, w kontakcie z odtlenionym hypolimnionem, natomiast drugi, położony w południowej części jeziora, w niewielkim głęboczkach, okresowo się odtleniającym. Przyjęto głębokość 5 m jako średnią granicę zasięgu epilimnionu i mieszania się wody w lecie. Dla powierzchni dna leżącej w zasięgu epilimnionu uznano za charakterystyczne dane dotyczące zasilania toni wodnej w fosfor z osadów dennych ze stanowiska II. Jest

to powierzchnia wynosząca 74,3 ha. Powierzchnia dna w jeziorze położona na głębokości większej niż 5 m sięga 88,7 ha. Dla tej części jeziora za reprezentatywne uznano dane ze stanowiska I.

Z przeliczenia danych jednostkowych dotyczących zasilania wewnętrznego jeziora w fosfor na powierzchnię dna leżącą w obrębie epilimnionu wynika, że w poszczególnych sezonach 2021 roku wydzielano się z niego od blisko 0,7 do 5,8 kgP/d. Średnie wydzielanie wyniosło 3,3 kgP/d, co w skali roku stanowi ok. 1,2 tony fosforu (Tab. 10). Była to wielkość zbliżona do notowanych w latach 2019-2020, lecz niższa niż w latach 2017-2018.

TABELA 10. OBCIĄŻENIE WEWNĘTRZNE Z DWÓCH STREF GŁĘBOKOŚCIOWYCH OSADÓW DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W BADANYM OKRESIE [w kgP/d]

rok	miesiąc	< 5 m głębokości	>5 m głębokości
2017	IV	3,86	14,87
	VI	11,87	12,84
	VIII	3,28	7,18
	X	2,85	7,56
	średnia	5,46	10,62
2018	IV	0,91	6,30
	VI	16,37	14,29
	VIII	3,79	7,23
	X	4,09	13,55
	średnia	6,29	10,34
2019	IV	4,43	15,39
	VI	2,96	10,83
	VIII	5,52	13,54
	X	0,29	6,74
	średnia	3,30	11,63
2020	V	0,39	-0,35
	VI	3,54	6,32
	VIII	6,39	11,81
	X	3,57	17,71
	średnia	3,47	8,88
2021	IV	0,71	1,30
	VI	5,82	5,75
	VIII	3,41	6,48
	X	3,11	31,20
	średnia	3,26	11,18

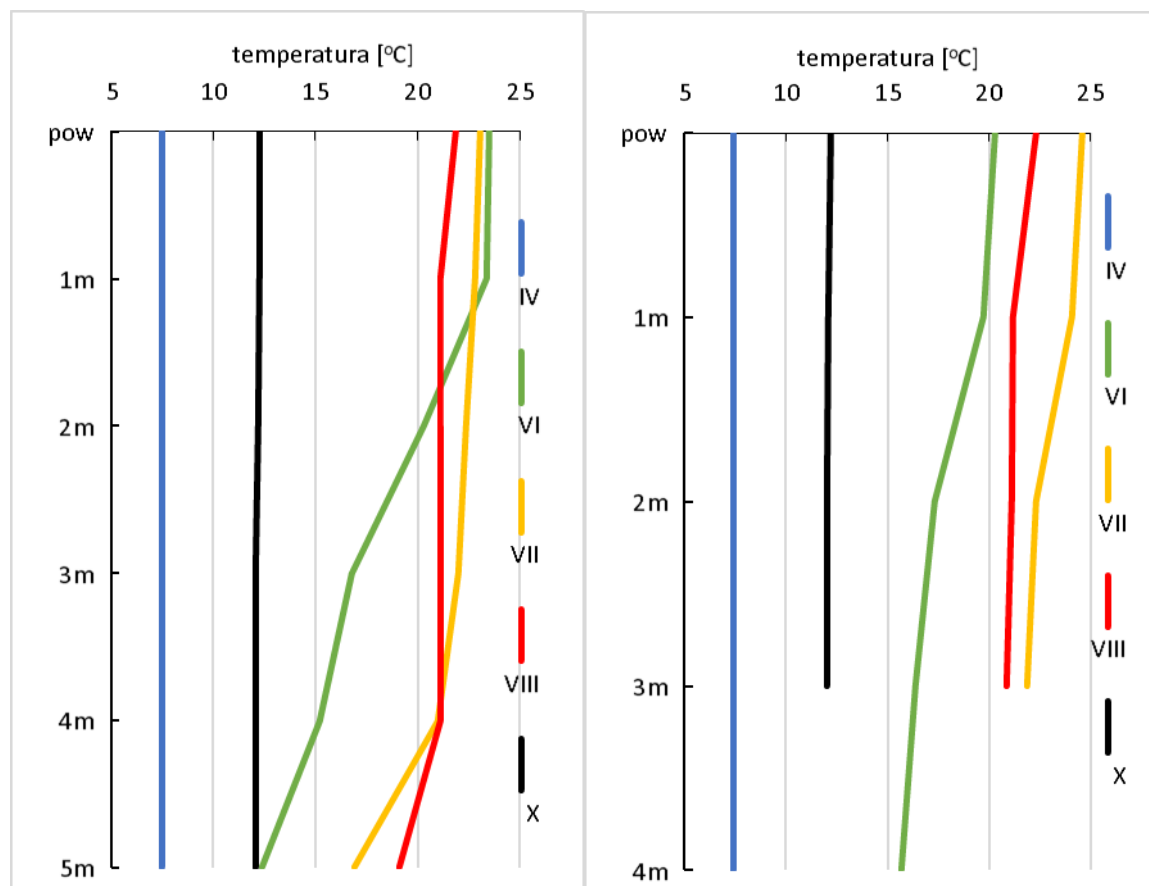
W głębszej, odtleniającej się części dna Jeziora Budziszewskiego obciążenie wewnętrzne wahało się od 1,3 do 31,2 kgP/d, średnio wynosząc 11,2 kgP/d. W skali roku było to więc 4,1 ton fosforu. Wynik ten był niższy jedynie od ładunku z roku 2019 (Tab. 11). Łączny ładunek pochodzący z zasilania jeziora z osadów dennych wynosił około 5,3 tony P/rok, w porównaniu do 4,5-6,1 tony P/rok szacowanej w latach wcześniejszych.

4.2 Jezioro Rogożno

4.2.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód

Temperatura wód jeziora Rogożno na stanowisku I wahała się od około 8°C w kwietniu do maksymalnie 23,5°C w czerwcu. Najniższe wartości obserwowano wiosną i jesienią – poniżej 13°C, a różnice w przekroju pionowym nie przekraczały wówczas 0,2°C (Rys. 45). W czerwcu temperatura wód uległa wyraźnemu zwiększeniu do ponad 23°C w strefie powierzchniowej i 12°C w strefie naddennej. W tym miesiącu odnotowano największe różnice wartości w przekroju pionowym. W lipcu i sierpniu nieco obniżyła się temperatura wód powierzchniowych, a zwiększyła naddennych.

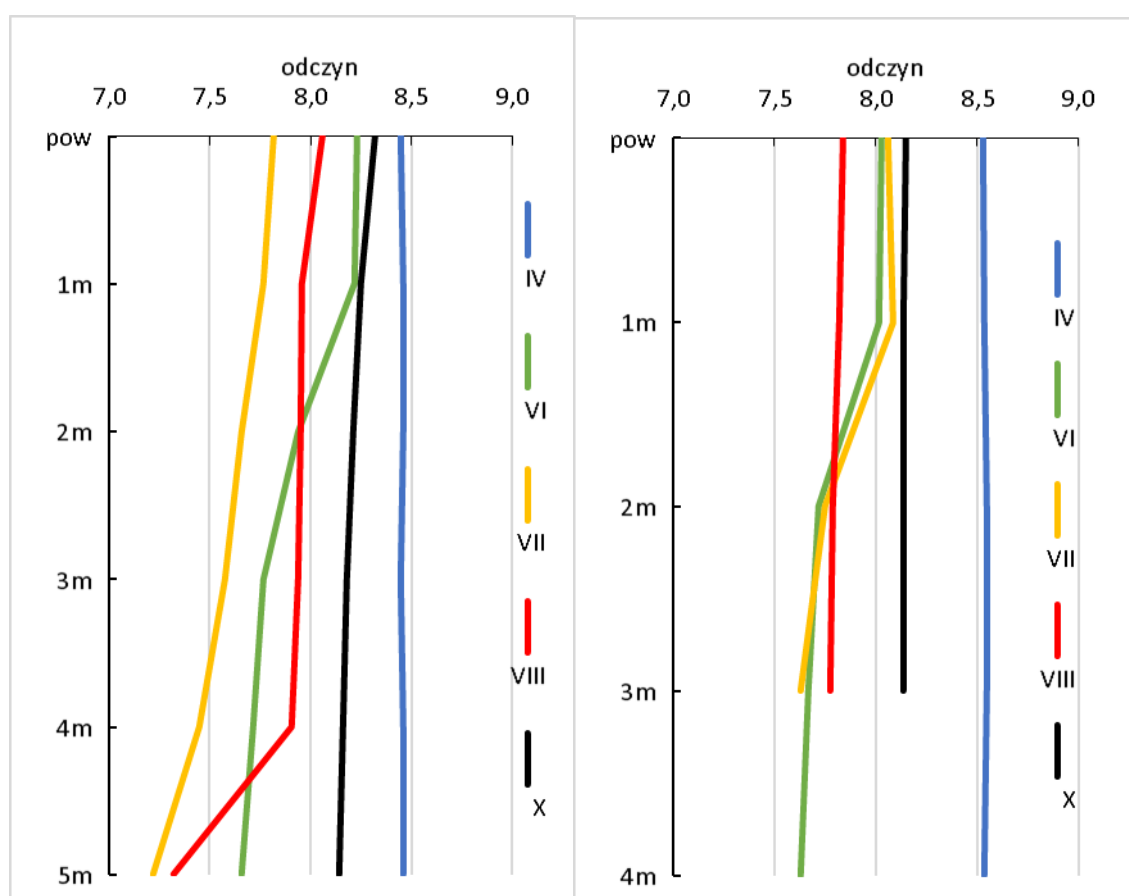
Na stanowisku II zmienność termiki wód kształtowała się podobnie jak na stanowisku I, z niższymi temperaturami wiosną i jesienią (poniżej 13°C), a wyższymi późną wiosną i latem. Wartość maksymalną, sięgającą 24,6°C stwierdzono na tym stanowisku w lipcu. W przypadku wód naddennych temperatura w 3 najcieplejszych miesiącach roku wynosiła od 15,7 do 21,9°C (Rys. 45).



RYS. 45. ZMIANY TEMPERATURY WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWIEJ)

Odczyn wód zmieniał się na stanowisku I w zakresie od 7,2 do 8,5. Najwyższe wartości odnotowano w kwietniu a nieco niższe w październiku, przy czym w tych dwóch miesiącach były one niema wyrównane w przekroju pionowym (Rys. 46). W pozostałych miesiącach wyższy odczyn (na poziomie 7,8-8,2) występował w wodach powierzchniowych, zmniejszając się nad dnem do 7,2-7,7.

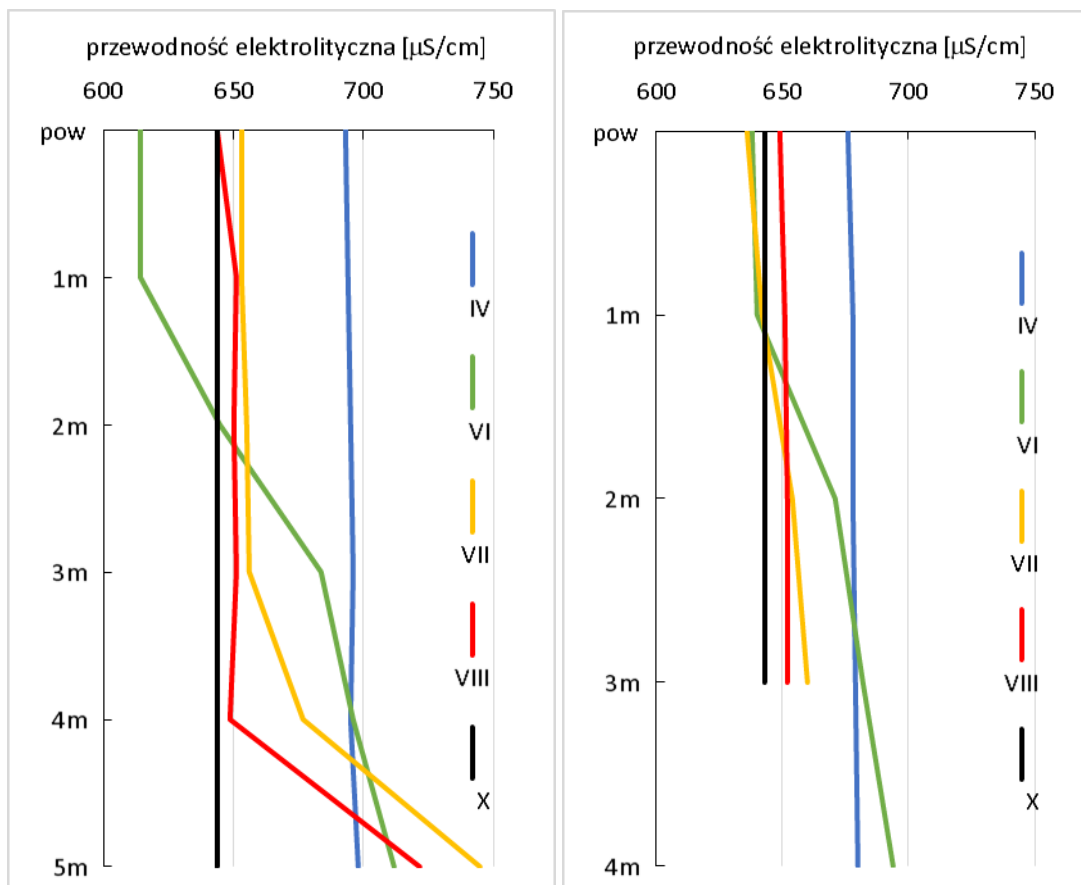
Stanowisko II cechowało się mniejszą zmiennością odczynu w czasie. W kwietniu i październiku był on wyrównany w kolumnie wody i były to najwyższe odnotowane wartości na poziomie około 8,1-8,6. Od czerwca do sierpnia odczyn był niższy, wynosząc 7,8-8,1 w wodach powierzchniowych i 7,6-7,7 nad dnem (Rys. 46).



RYS. 46. ZMIANY ODCZYNU WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

Przewodność elektrolityczna wahała się na stanowisku I w przedziale od 614 do 745 $\mu\text{S}/\text{cm}$. W kwietniu i październiku notowane wartości były wyrównane w przekroju pionowym, zaś w pozostałych miesiącach stwierdzono zwiększanie się przewodności nad dnem (Rys. 47). Największe różnice w pionie wystąpiły w czerwcu i lipcu, a sięgały blisko 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. W przypadku stanowiska II jedynie w czerwcu odnotowano wzrost

przewodnictwa nad dnem, zaś w pozostałych miesiącach było ono wyrównane. Zakres notowanych wartości był niższy niż w przypadku stanowiska I, wynosząc 636-694 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

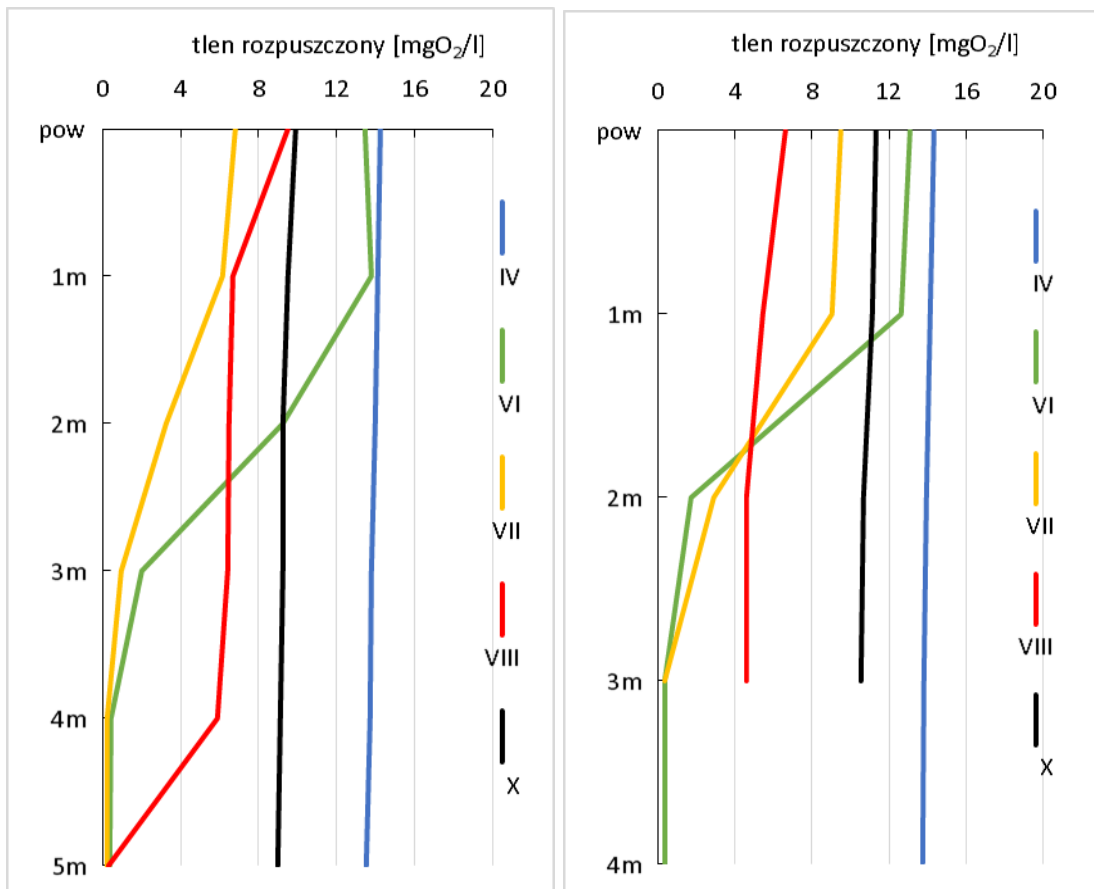


RYS. 47. ZMIANY PRZEWODNOŚCI WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

Stężenia *tłenu* na stanowisku I wahały się w zakresie od 0,3 do 14,2 mgO_2/l . W kwietniu i październiku notowano koncentracje wyrównane w przekroju pionowym – niższe jesienią (9-10 mgO_2/l) a wyższe wiosną (13-14 mgO_2/l). W pozostałych miesiącach ilość tlenu zmniejszała się wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 48). W czerwcu niedobory tlenu stwierdzono na głębokości 3 m, przy około 13 mgO_2/l na powierzchni. W lipcu warunki tlenowe pogorszyły się w całej kolumnie wody, zaś w sierpniu uległy poprawie i jedynie nad dnem odnotowano poniżej 0,5 mgO_2/l .

Na stanowisku II dobre warunki tlenowe panowały w kwietniu i październiku a także w sierpniu. Koncentracja tlenu w wiosną i jesienią wynosiła 10,6-14,4 mgO_2/l , zmniejszając się w sierpniu do 4,6-6,7 mgO_2/l . W czerwcu i lipcu notowano wysokie

stężenia w wodach powierzchniowych (ponad 9 mgO₂/l), zmniejszając się nad dnem do poniżej 0,4 mgO₂/l (Rys. 48).



RYS. 48. ZMIANY STĘŻENIA TLENU ROZPUSSZCZONEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWIEJ)

Nasylenie wód tlenem na stanowisku I wahało się od 3% do 163%. Jedynie wiosną i jesienią nie stwierdzono silnych niedoborów tlenu w strefie naddennej, a różnice w nasyceniu tlenem między powierzchnią i dnem nie przekraczały 10% (Tab. 11). Późną wiosną i latem w strefie naddennej saturacja tlenem nie przekraczała 3%, zaś w strefie powierzchniowej podlegała znacznym wahaniom – od około 160% w czerwcu, przez około 80% w lipcu po 110% w sierpniu. Na stanowisku II nasycenie tlenem wahało się od 3% do 145%. Najbardziej wyrównane wartości w przekroju pionowym stwierdzono w kwietniu i październiku (98-120%). W pozostałych miesiącach saturacja tlenem wód powierzchniowych wahała się od około 70% do niemal 150%, zmniejszając się nad dnem do nawet 3% (Tab. 11).

TABELA 11. NASYCENIE TLENEM WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA OBU STANOWISKACH

stanowisko	głębokość	IV	VI	VII	VIII	X
I	pow.	119	159	79	109	93
	1m	118	163	71	75	89
	2m	117	104	38	73	86
	3m	115	21	11	73	86
	4m	115	4	3	66	82
	5m	113	4	3	3	83
II	pow.	120	145	114	77	106
	1m	118	139	107	62	104
	2m	117	18	33	52	100
	3m	116	4	4	52	98
	4m	115	3	nb	nb	nb

Średnia temperatura wód jeziornych była w roku 2021 niższa niż w latach wcześniejszych z uwagi na wystąpienie niższych wartości minimalnych. Jedynie na stanowisku I w roku 2019 odnotowano taką samą średnią jak w roku 2021 (Tab. 12).

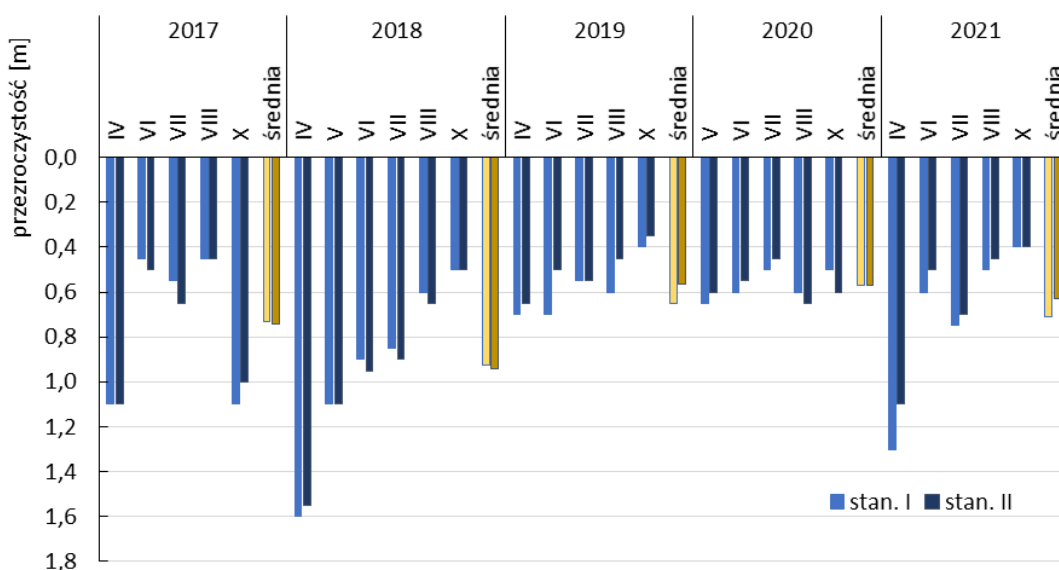
TABELA 12. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH PODSTAWOWYCH WŁAŚCIWOŚCI WÓD JEZIORA W LATACH 2017-2021

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		zakres	średnia	zakres	średnia
temperatura [°C]	2017	8,7-22,8	17,0	9,0-21,9	17,0
	2018	8,0-25,0	17,6	8,8-24,6	18,3
	2019	7,9-21,9	16,1	8,4-24,1	17,5
	2020	13,7-24,1	18,2	13,8-23,8	18,1
	2021	7,5-23,5	16,1	7,4-24,6	16,1
odczyn	2017	7,27-8,07	7,60	7,31-7,91	7,58
	2018	7,37-8,58	8,04	7,55-8,67	8,19
	2019	6,60-9,15	8,11	7,94-9,08	8,41
	2020	7,52-8,96	8,10	7,59-8,46	8,05
	2021	7,22-8,46	8,01	7,63-8,55	8,05
przewodność elektr. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	2017	604-793	689	621-792	684
	2018	579-848	682	568-838	678
	2019	394-682	535	396-568	517
	2020	560-644	589	573-613	586
	2021	614-745	669	636-694	658
tlen rozp.[mgO_2/l]	2017	0,3-16,6	8,0	1,7-16,4	7,6
	2018	0,3-13,9	7,5	0,5-14,8	8,1
	2019	0,0-17,4	8,7	5,0-19,5	12,4
	2020	0,0-12,1	7,4	0,0-10,6	5,9
	2021	0,3-14,2	7,3	0,3-14,4	8,4

Odczyn wód na stanowisku I był niższy niż rok wcześniej i przyjmował wartości podobne do notowanych w roku 2018. Na stanowisku II natomiast notowane wartości były zbliżone do obserwowanych w roku 2020, co przełożyło się na taką samą wartość średnią, niższą niż w latach 2018-2019. Obserwowane wartości przewodnictwa z roku

2021 były w przypadku stanowiska I najbardziej zbliżone do wyników z roku 2017 i wyższe niż w latach 2019-2020. Na stanowisku II także odnotowano wyższą przewodność w roku 2021 w porównaniu do 2019-2020, lecz niższą niż w latach 2017-2018. W zakresie natlenienia wód, w roku 2021 odnotowano niewielkie zwiększenie wartości minimalnych na obu stanowiskach i ich powrót do stężeń w lat 2017-2018 (dla stanowiska I) lub 2018 (dla stanowiska II). Wartości maksymalne były niższe niż na początku badań, lecz nieco wyższe niż w roku 2020. Średnia na stanowisku I była najniższą z dotychczas notowanych.

Przezroczystość wód jeziora Rogoźno najwyższe wartości przyjmowała w kwietniu, sięgając ponad 1,2 m na obu stanowiskach (Rys. 49). W czerwcu nastąpiło jej wyraźne obniżenie do około 0,6 m, w lipcu ponowne niewielkie zwiększenie, zaś w sierpniu i październiku dalsze obniżania do minimum na poziomie 0,4 m. Średnia przezroczystość na stanowisku I wyniosła 0,71 m, a na stanowisku II – 0,63 m. Były to wartości wyższe niż w latach 2019-2020, lecz nieco niższe niż w latach 2017-2018.

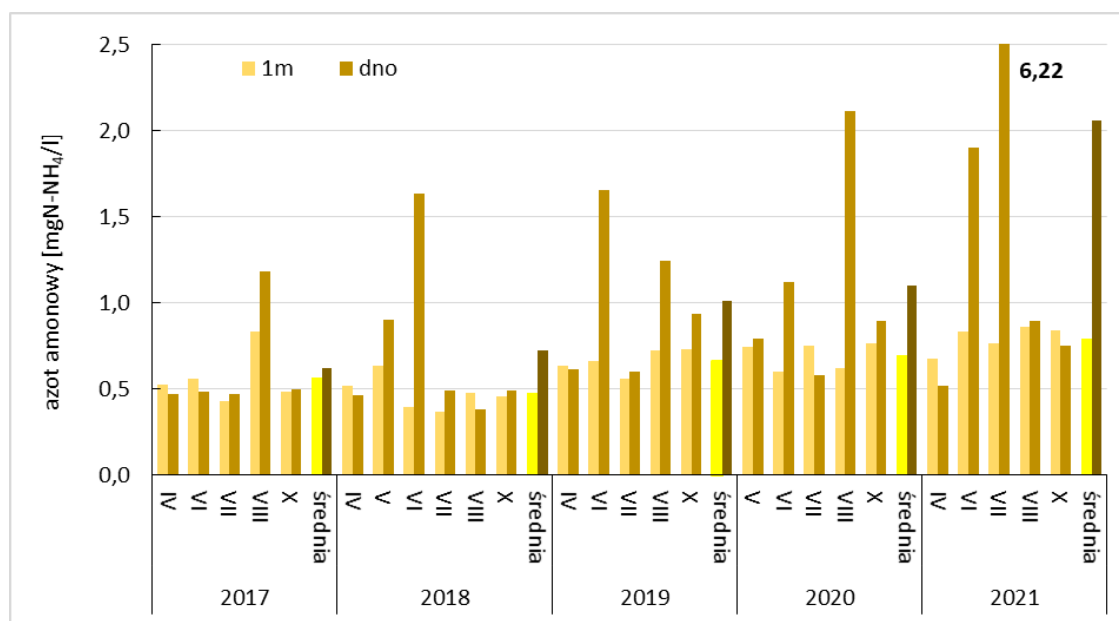


RYS. 49. ZMIANY PRZEZROCZYŚCІ WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA DWÓCH BADANYCH STANOWISKACH

4.2.2 Koncentracje związków biogenych

Stężenia *azotu amonowego* zmieniały się na stanowisku I w zakresie od 0,52 mgN-NH₄/l w kwietniu nad dnem do 6,22 mgN-NH₄/l w lipcu nad dnem (Rys. 50). Latem wyższą ilość azotu amonowego obserwowano w strefie naddennej, wiosną i jesienią w wodach podpowierzchniowych. Średnie stężenie na głębokości 1 m w roku 2021 wyniosło 0,80 mgN-NH₄/l, zwiększając się nad dnem do 2,06 mgN-NH₄/l. W obu tych warstwach wody

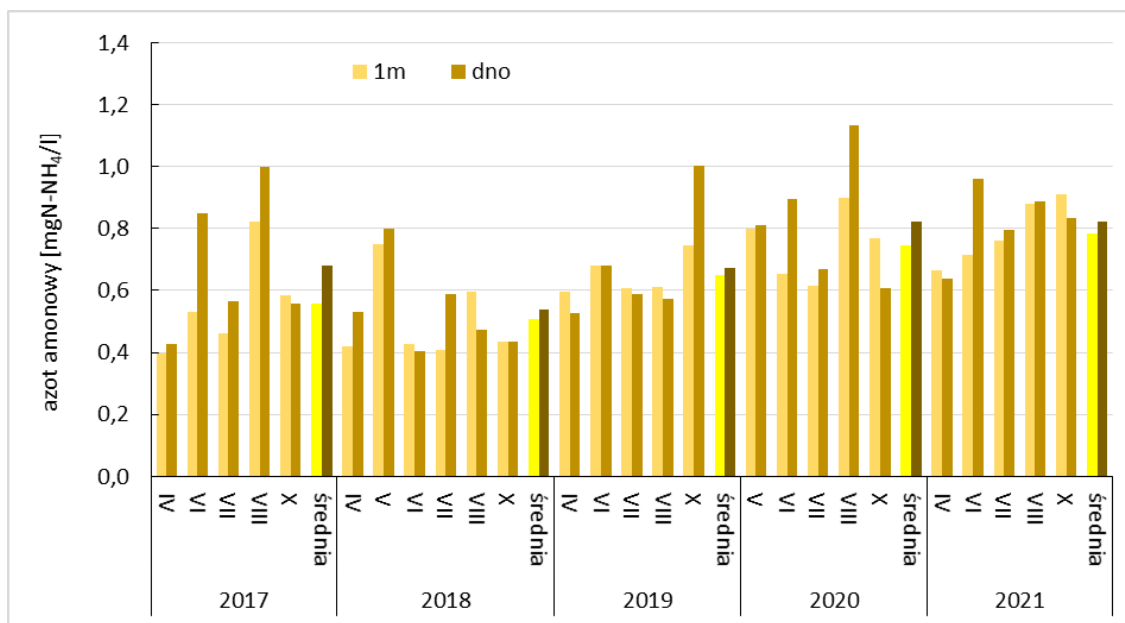
były one wyższe niż w latach wcześniejszych (Tab. 13), co świadczy o intensywniejszym mineralizowaniu materii organicznej w osadach dennych.



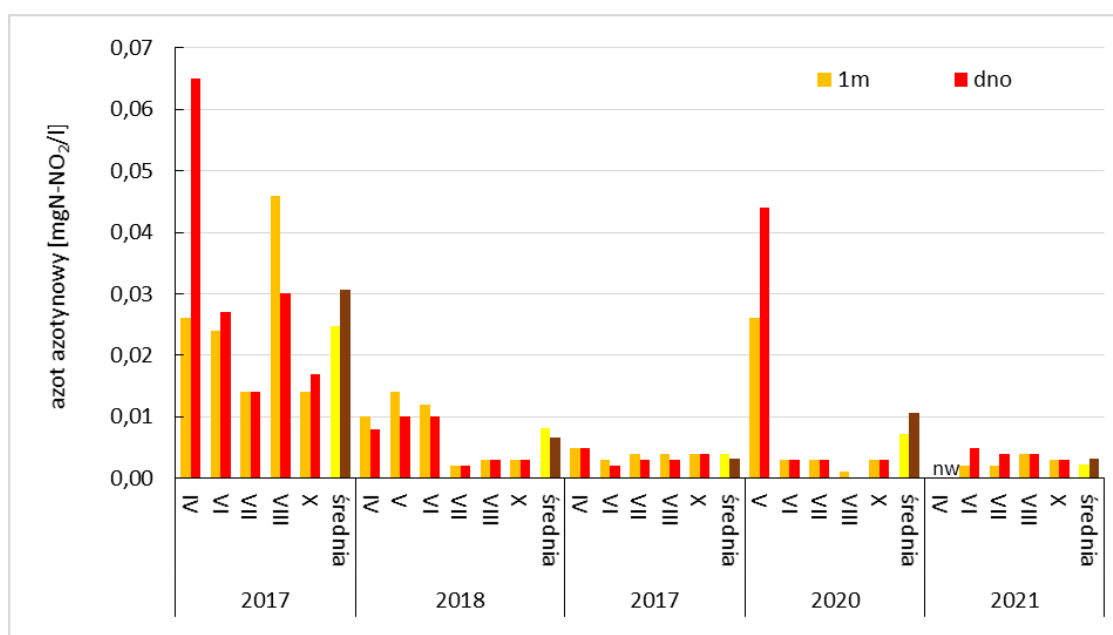
RYS. 50. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II koncentracje azotu amonowego zmieniały się w przedziale od 0,64 mgN-NH₄/l do 0,96 mgN-NH₄/l. Najwyższe wartości odnotowano w październiku, w przypadku wód podpowierzchniowych i w czerwcu w warstwie naddennej (Rys. 51). Średnie stężenie na głębokości 1 m wyniosło 0,79 mgN-NH₄/l, zwiększając się do 0,82 mgN-NH₄/l nad dnem. Były one w większości wyższe niż w latach 2017-2020 (Rys. 51, Tab. 13).

Zawartość azotynów na stanowisku I wahała się od wartości poniżej czułości zastosowanej metody analitycznej do 0,005 mgN-NO₂/l, były zatem bardzo niskie przez cały okres badawczy (Rys. 52). Średnie stężenie wyniosło 0,002 mgN-NO₂/l na głębokości 1 m oraz 0,003 mgN-NO₂/l nad dnem, było zatem niższe niż w latach 2017-2020.



RYS. 51. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

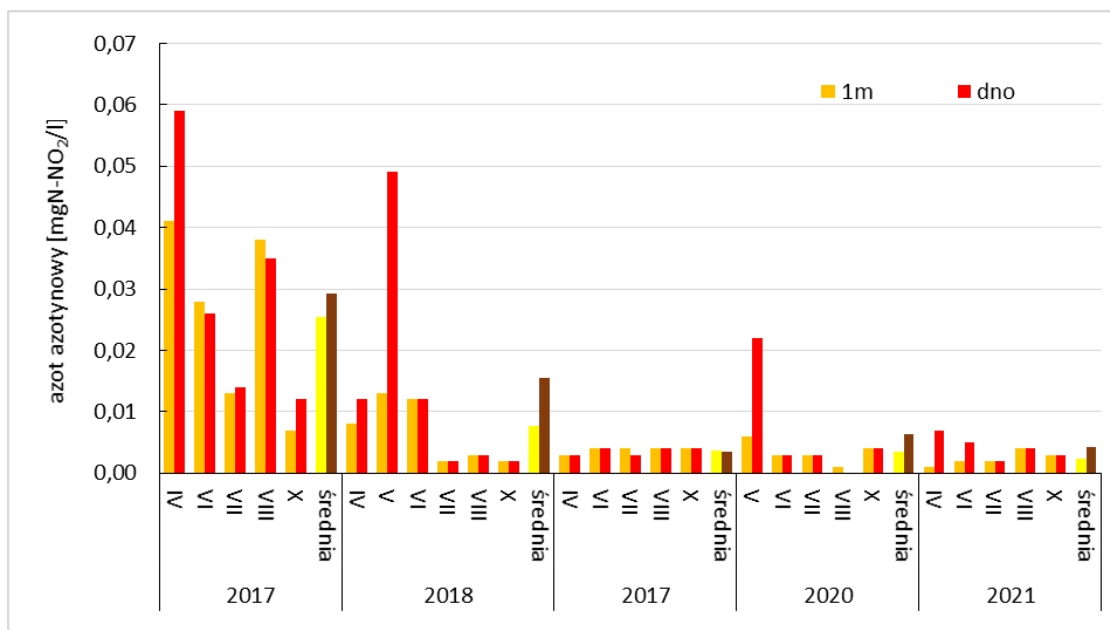


RYS. 52. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

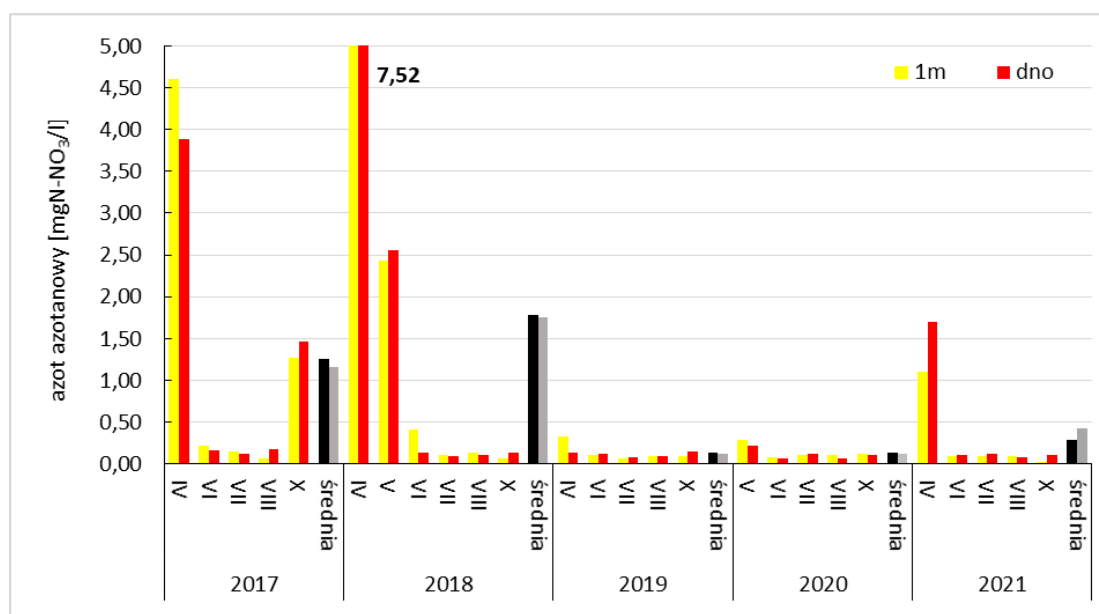
Na stanowisku II koncentracje azotu azotynowego zmieniały się w zakresie od 0,001 do 0,007 mgN-NO₂/l, ze średnią 0,002 mgN-NO₂/l na głębokości 1 m i 0,004 mgN-NO₂/l nad dnem (Rys. 53, Tab. 14). Także na tym stanowisku średnie zawartości azotynów były niższe niż w latach wcześniejszych (Tab. 13).

Stężenia *azotanów* od czerwca do października utrzymywały się na niskim poziomie, nie przekraczając na obu stanowiskach 0,22 mgN-NO₃/l (Rys. 54 i 55). Jedynie w kwietniu odnotowano zwiększenie koncentracji azotu azotanowego do ponad 1 mgN-

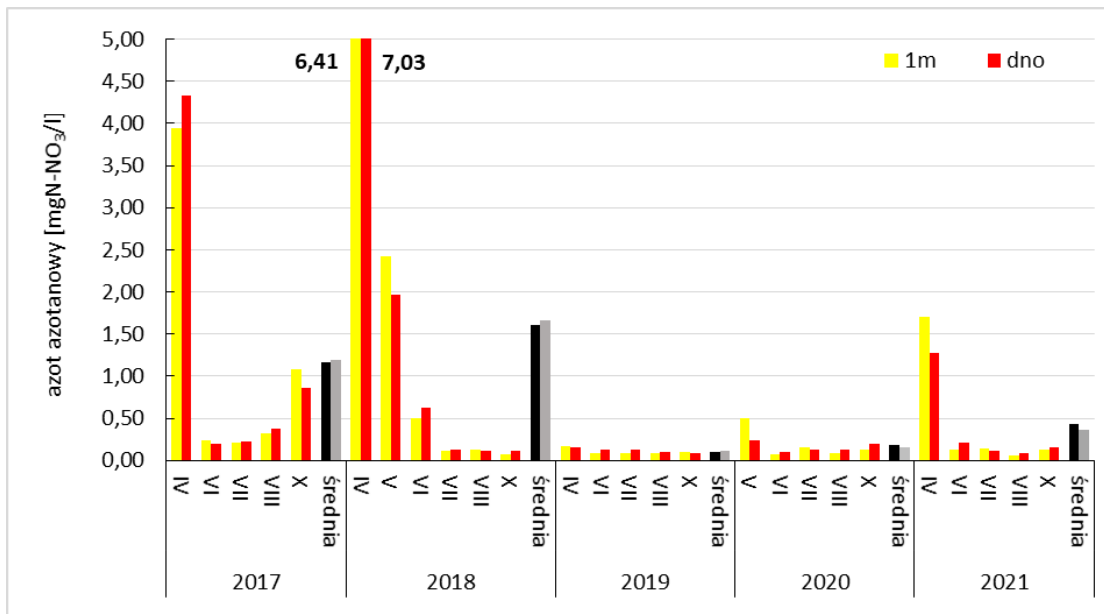
NO₃/l na obu stanowiskach. Na stanowisku I średnie stężenie na głębokości 1 m sięgnęło 0,28 mgN-NO₃/l, zwiększając się nad dnem do 0,42 mgN-NO₃/l. Na płytszym ze stanowisk nieco wyższa wartość średnia cechowała wody powierzchniowe (0,43 mgN-NO₃/l) w porównaniu do głębokości nad dnem (0,37 mgN-NO₃/l). Były one na obu stanowiskach znacznie niższe niż w latach 2017-2018, lecz wyższe niż w latach 2019-2020 (Tab. 13).



RYS. 53. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

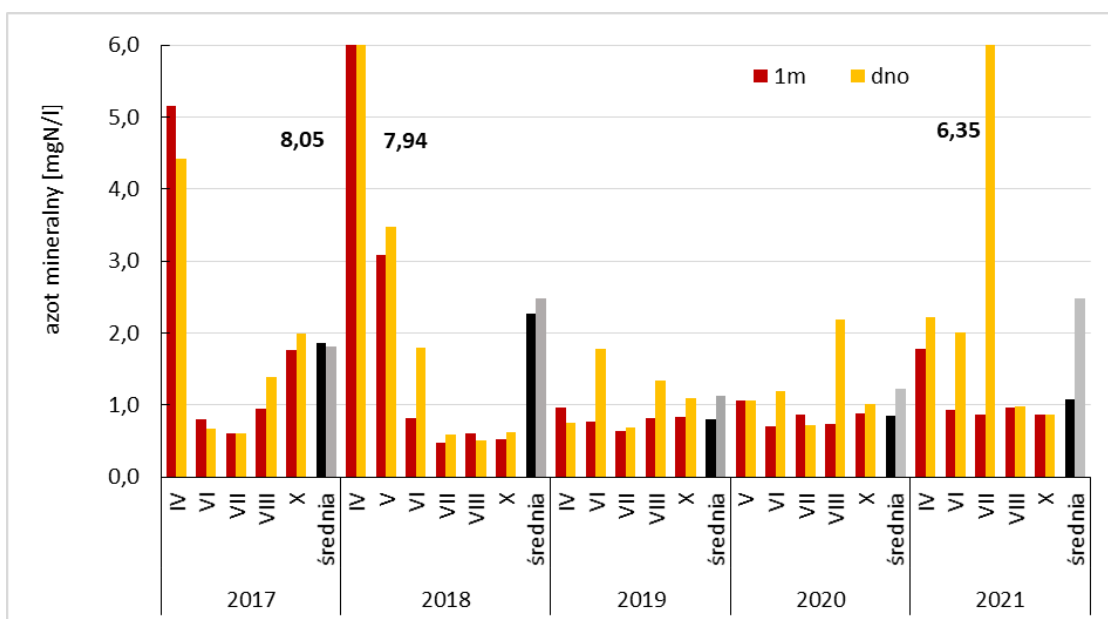


RYS. 54. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



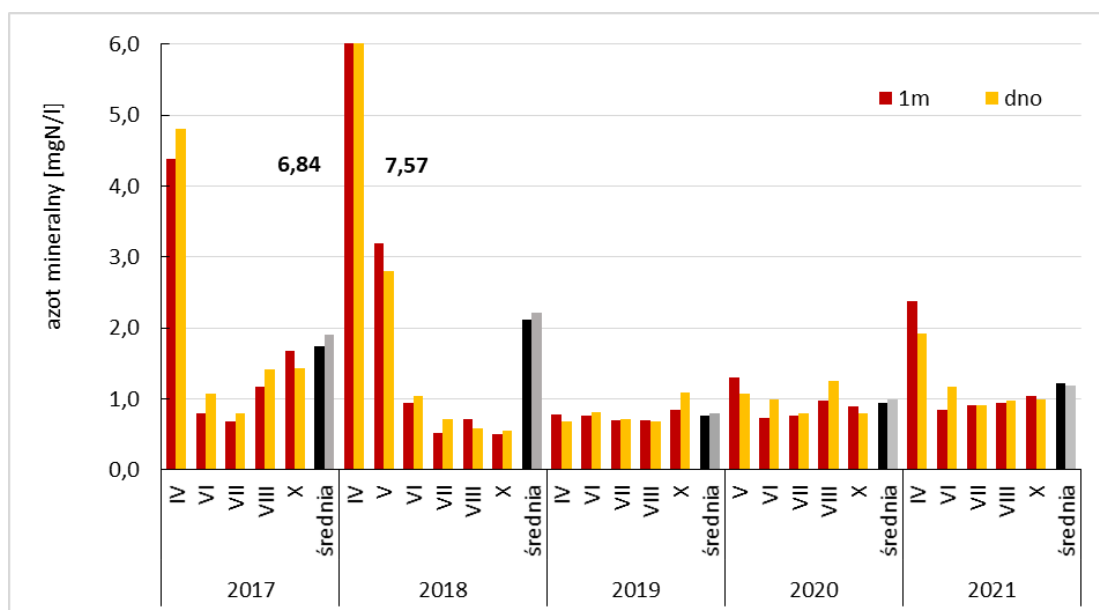
RYS. 55. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Zawartość azotu mineralnego na stanowisku I wahała się w zakresie od 0,86 do 6,35 mgN/l (Rys. 56). Niższe wartości cechowały wody powierzchniowe, przekładając się na średnią wynoszącą 1,08 mgN/l, w porównaniu do 2,49 mgN/l nad dnem. Były to wartości wyższe niż w latach 2019-2020, a zbliżone – zwłaszcza w przypadku stanowiska II – do średnich z lat 2017-2018 (Tab. 13).



RYS. 56. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

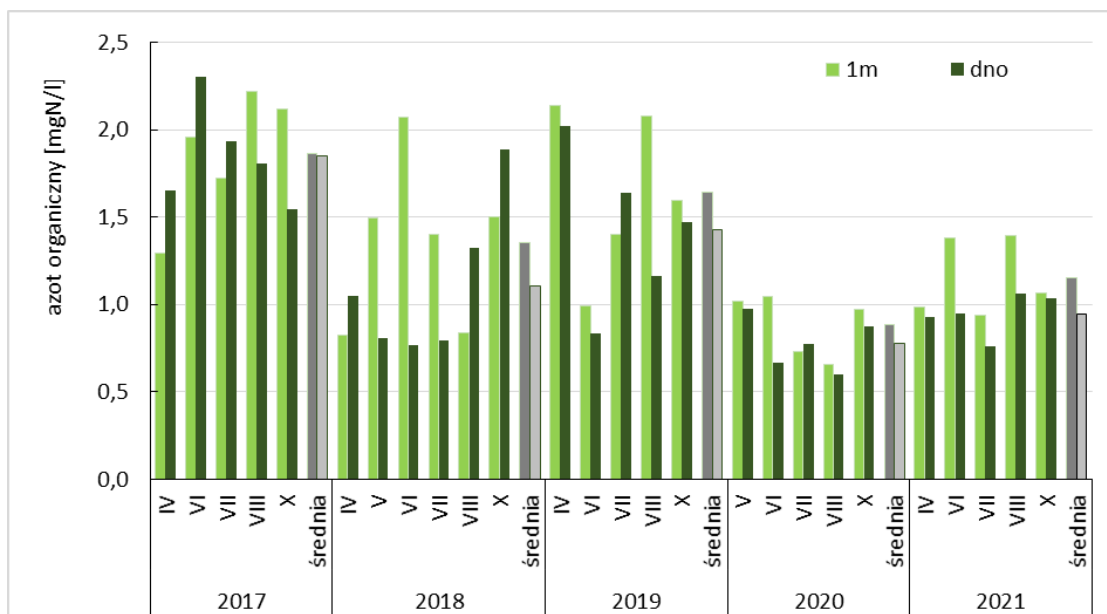
Na stanowisku II zawartość azotu mineralnego wyniosła od 0,84 mgN/l na głębokości 1 m w czerwcu do 2,38 mgN/l także na głębokości 1 m w kwietniu (Rys. 57). Z reguły nie stwierdzano znacznych różnic pomiędzy dwiema badanymi warstwami wody, co wpłynęło także na wartości średnie, wynoszące 1,22 mgN/l na głębokości 1 m i 1,19 mgN/l nad dnem. Podobnie jak na stanowisku I, były one wyższe niż w latach 2019-2020 (Tab. 13), lecz niższe niż w latach 2017-2018.



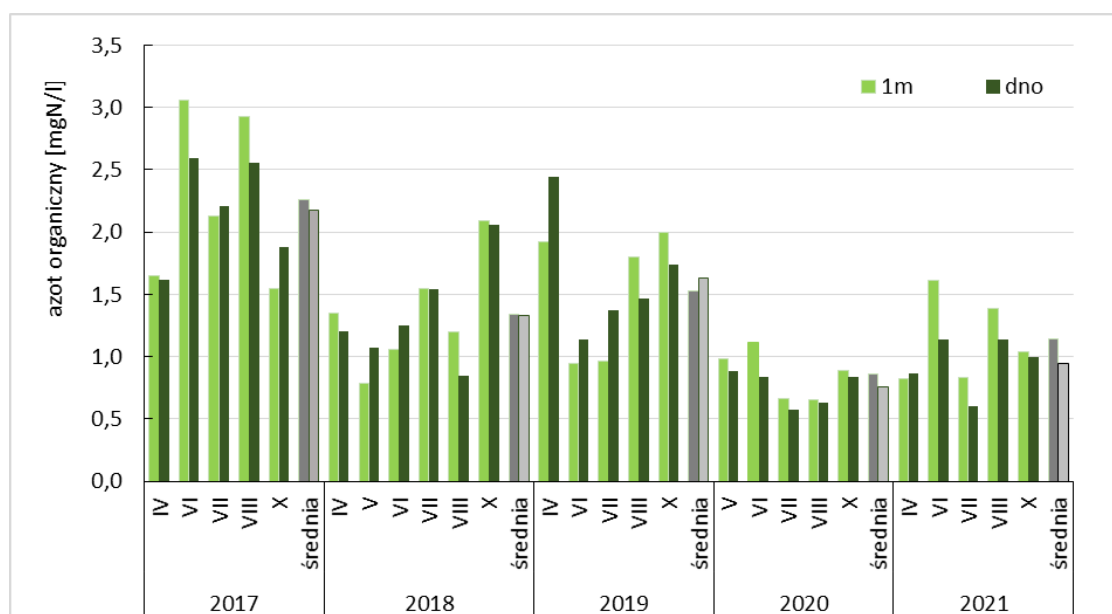
RYS. 57. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Koncentracje *azotu organicznego* na stanowisku I zmieniały się w granicach od 0,76 mgN/l w lipcu do 1,39 mgN/l w sierpniu. Wyższe stężenia stwierdzano na głębokości 1 m, co przełożyło się na wartość średnią na poziomie 1,15 mgN/l. Nad dnem zawartość azotu organicznego była nieco niższa, wynosząc średnio 0,95 mgN/l (Rys. 58). Odnotowane zawartości organicznych związków azotu były nieco wyższe niż rok wcześniej, lecz wyraźnie niższe niż w latach 2017-2019 (Tab. 13).

Na stanowisku II stężenia azotu organicznego wyższe wartości przyjmowały w czerwcu i sierpniu (Rys. 59). Pod względem zmienności w przekroju pionowym jeziora, wyższe ilości azotu cechowały z reguły wody powierzchniowe. Średnia koncentracja na głębokości 1 m wyniosła 1,14 mgN/l, w porównaniu do 0,95 mgN/l nad dnem (Tab. 13). Podobnie jak na stanowisku I, zawartość organicznych związków azotu była wyższa niż w roku 2020, lecz niższa niż w latach 2017-2019.



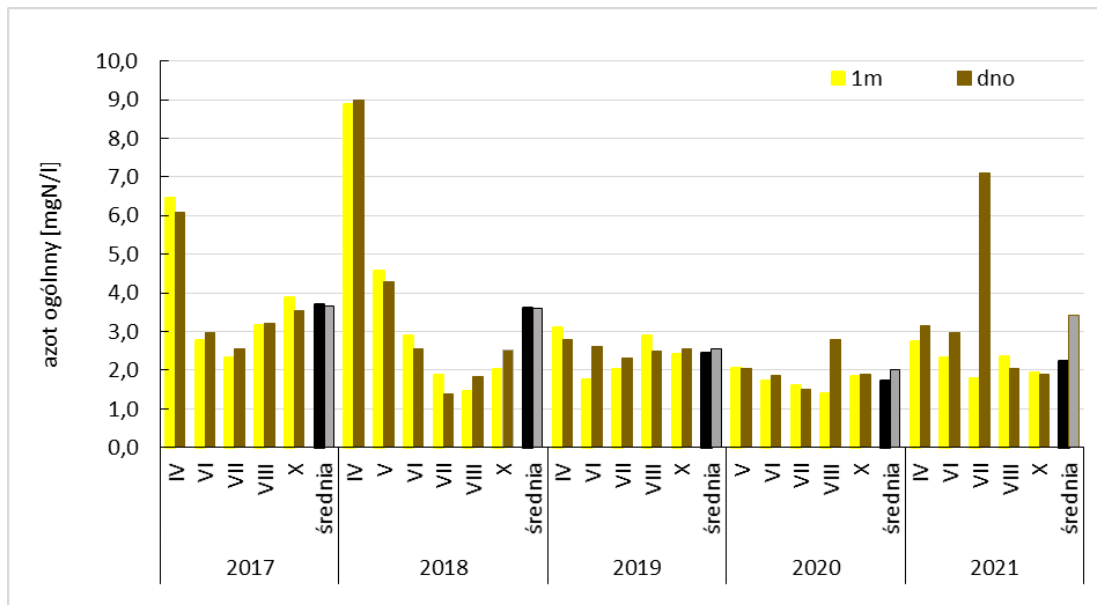
RYS. 58. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



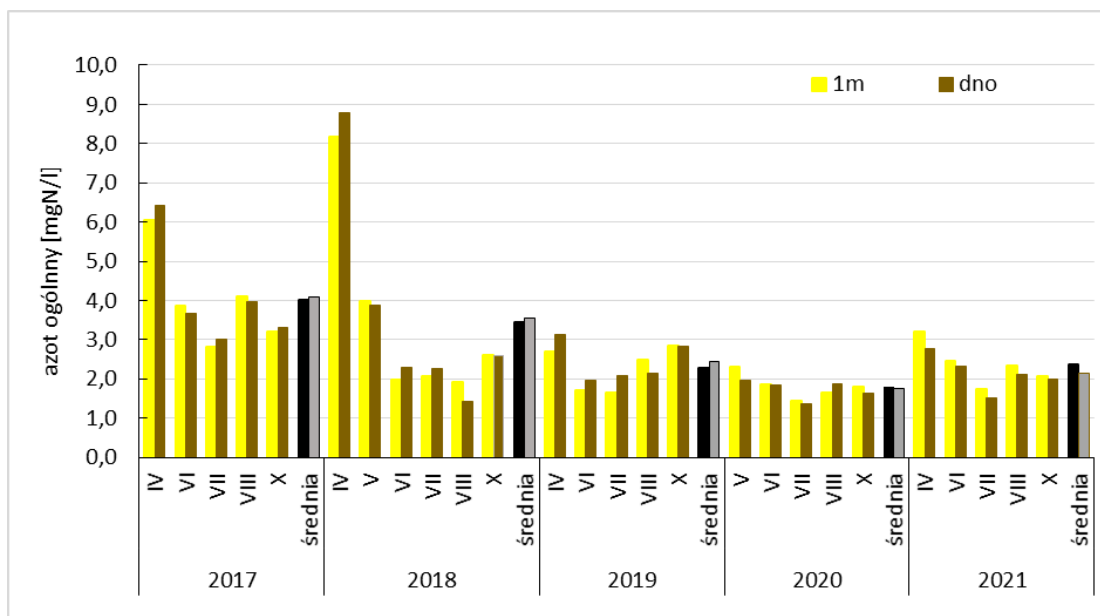
RYS. 59. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Zawartości *azotu ogólnego* z reguły nie przekraczały na stanowisku I 3,2 mgN/l. Jedynie w lipcu w strefie naddennej ilość tego pierwiastka zwiększyła się wyraźnie do ponad 7 mgN/l jako rezultat wzrostu zawartości azotu amonowego. Średnie koncentracje wyniosły 2,23 mgN/l na głębokości 1 m i 3,43 mgN/l nad dnem. Były one zbliżone do średnich z lat 2017-2019, lecz wyższe niż w roku 2020 (Rys. 60, Tab. 13).

Na stanowisku II koncentracje azotu ogólnego wyższe wartości przyjmowały w kwietniu i czerwcu, przekraczając 2,7 mgN/l, zaś latem i jesienią notowano nieco niższe stężenia. Średnia zawartość azotu ogólnego na głębokości 1 m sięgnęła 2,36 mgN/l, a nad dnem – 2,14 mgN/l. Były one wyższe niż w roku 2020 (Rys. 61, Tab. 13).



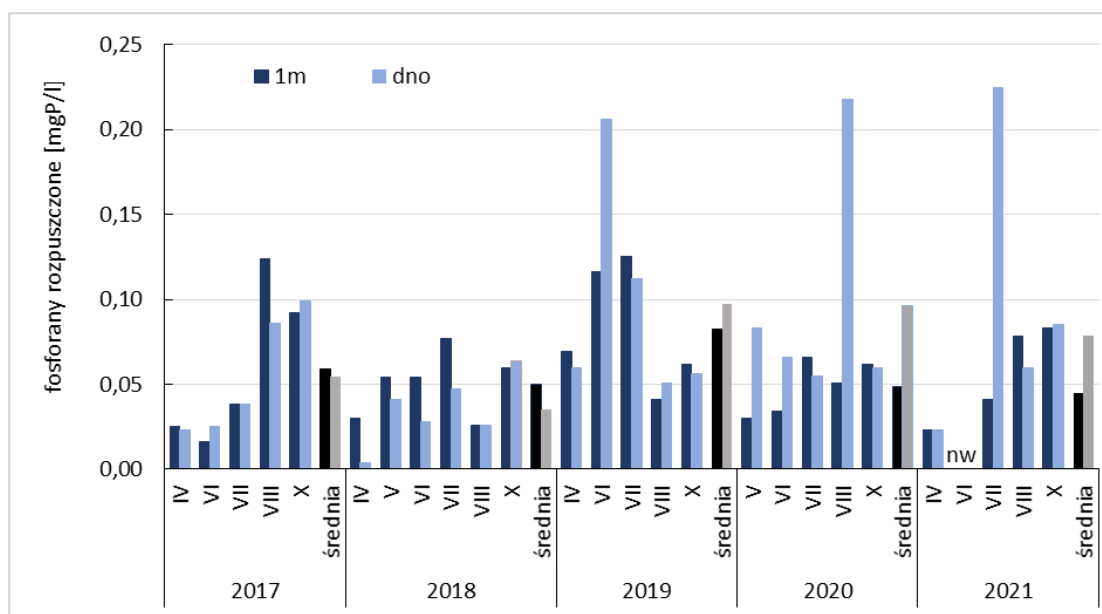
RYS. 60. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



RYS. 61. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Koncentracje *fosforanów rozpuszczonych* na stanowisku I zmieniały się w dość szerokim przedziale od wartości poniżej czułości zastosowanej metody analitycznej do 0,23 mgP/l (Rys. 62). W większości miesięcy nie stwierdzano wyraźnych różnic stężeń

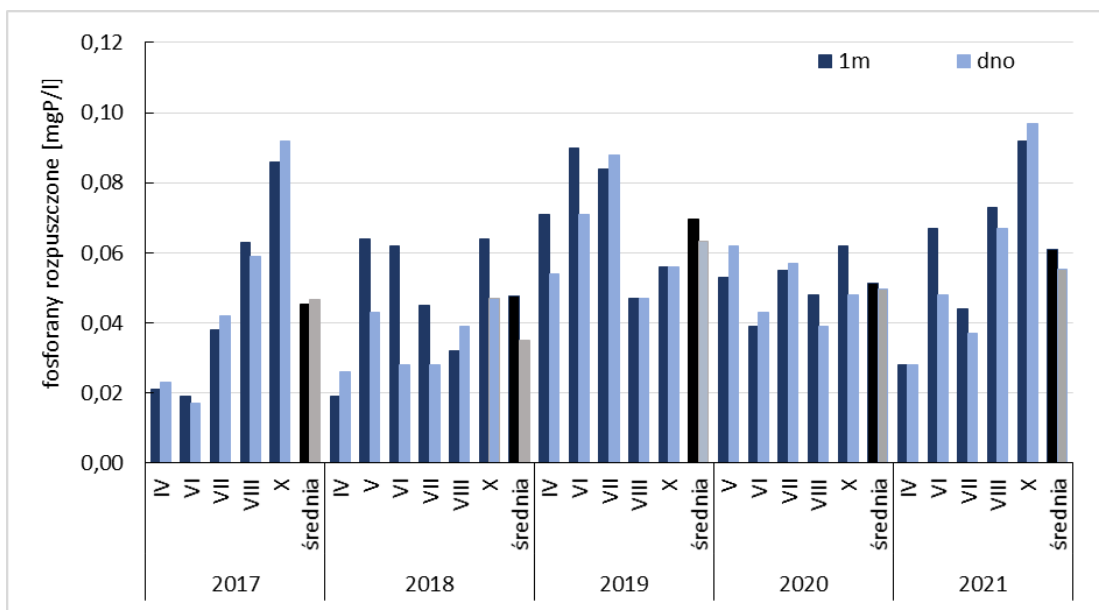
pomiędzy dwoma badanymi warstwami wody, jedynie w lipcu odnotowano wyraźne zwiększenie ilości ortofosforanów nad dnem. W czerwcu natomiast nie stwierdzono ich występowania na obu głębokościach. Średnia koncentracja na głębokości 1m wyniosła 0,05 mgP/l, zwiększając się do 0,08 mgP/l nad dnem. Wartości te nie odbiegały znacząco od stwierdzanych w latach 2017-2018 i 2020 w przypadku wód podpowierzchniowych, zaś w przypadku wód naddennych były zbliżone do danych z lat 2019-2020 (Tab. 13).



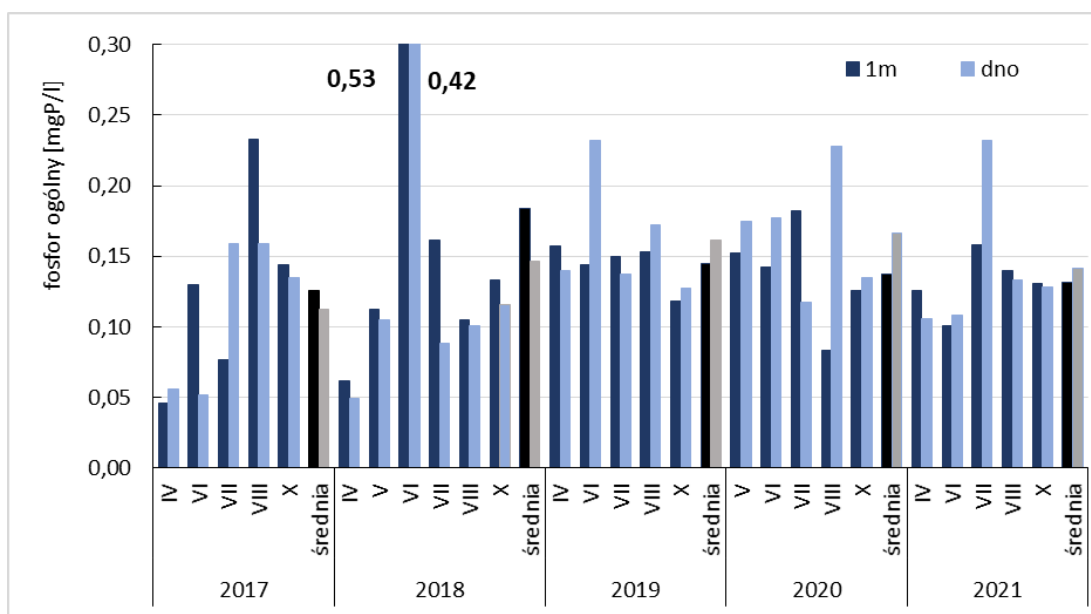
RYS. 62. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II stężenia fosforanów rozpuszczonych wahały się od 0,03 mgP/l do 0,10 mgP/l. Niższe wartości stwierdzono w kwietniu i lipcu, najwyższe w październiku (Rys. 63). Średnie zawartości w obu badanych warstwach wody były zbliżone, wynosząc 0,06 mgP/l (Tab. 13). Były one zbliżone do wyników z roku 2019, lecz wyższe niż w pozostałych latach.

Stężenia *fosforu ogólnego* na stanowisku I przez cały okres badawczy przekraczały 0,1 mgP/l, zwiększając się maksymalnie do 0,23 mgP/l w lipcu nad dnem. W kwietniu i lipcu wyższe koncentracje odnotowywano nad dnem, a w pozostałych miesiącach w wodach podpowierzchniowych. Średnie dla roku 2021 wyniosły 0,13 mgP/l na głębokości 1 m i 0,14 mgP/l nad dnem (Rys. 64). Wartości te były niższe niż w latach 2018-2020, lecz wyższe niż w roku 2017 (Tab. 13).

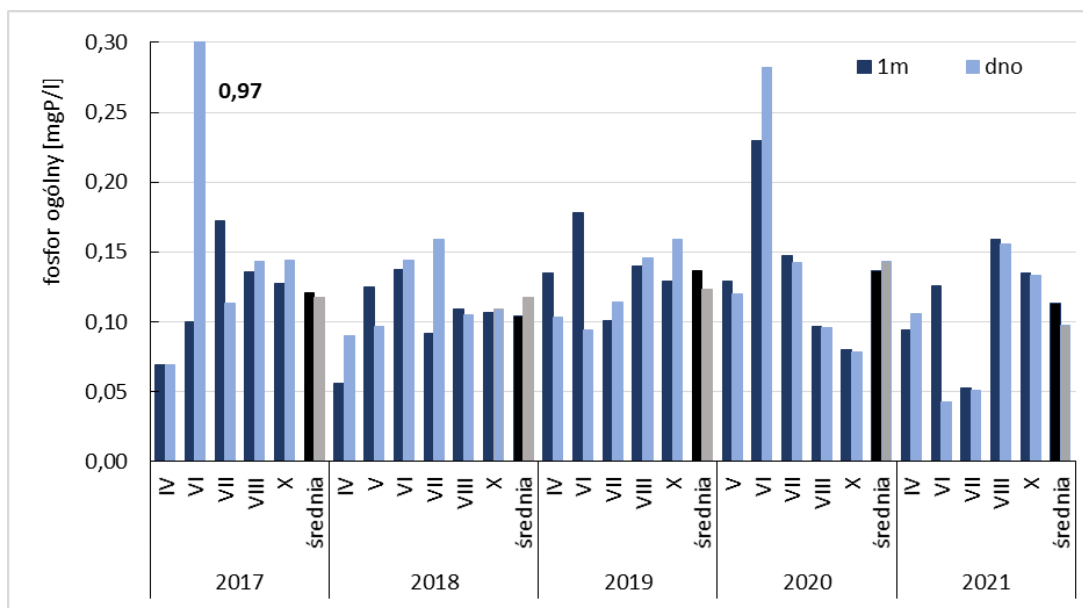


RYS. 63. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II



RYS. 64. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II stężenia fosforu ogólnego zmieniały się w przedziale od 0,05 do 0,16 mgP/l. Wyraźne ich zwiększenie w obu badanych warstwach wody nastąpiło w sierpniu, zwłaszcza w odniesieniu do danych z lipca (Rys. 65). Średnia zawartość fosforu na głębokości 1 m, wynosząca 0,11 mgP/l, była wyższa jedynie od średniej z roku 2018 (Tab. 13). W przypadku wód naddennych średnia koncentracja fosforu ogólnego sięgnęła 0,10 mgP/l i była najniższą dotychczas notowaną.



RYS. 65. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II (W 2017 R. ŚREDNIA NAD DNEM NIE UWZGLĘDNI WYNIKU Z VI)

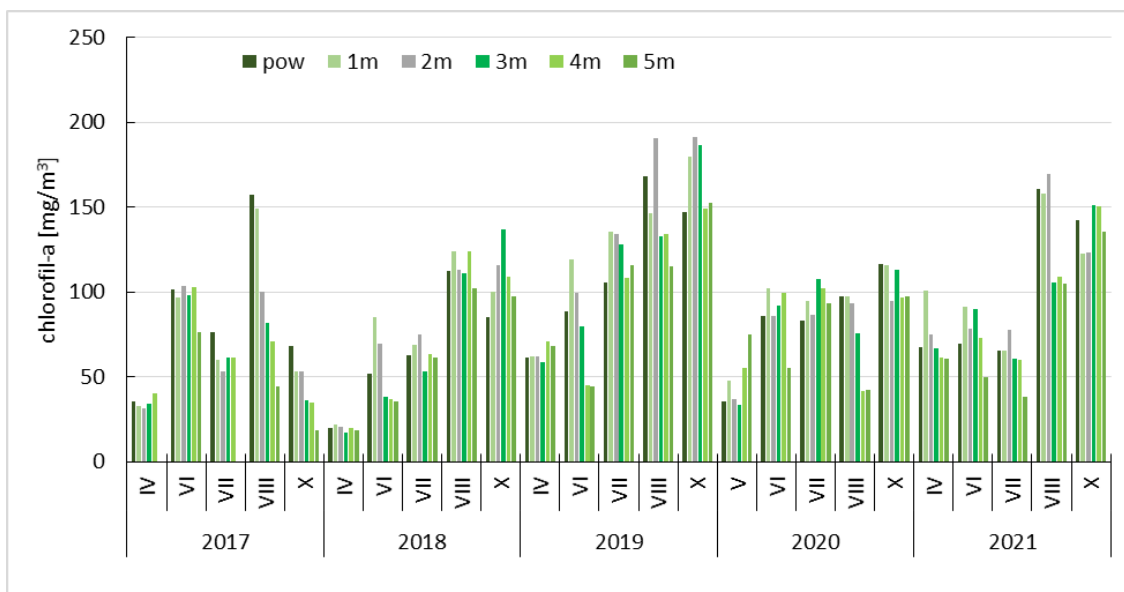
4.2.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej

Koncentracje *chlorofilu-a* na stanowisku I stopniowo zmniejszały się od kwietnia do lipca, po czym odnotowano wyraźne zwiększenie w sierpniu i październiku. Maksymalną zawartość barwnika na poziomie około 169 mg/m^3 odnotowano w sierpniu na głębokości 2 m (Rys. 66). Średnia zawartość chlorofilu-a we wszystkich badanych próbkach wyniosła 96 mg/m^3 i była ona wyższa niż w latach 2017-2018 i 2020, lecz niższa niż w roku 2019 (Tab. 14).

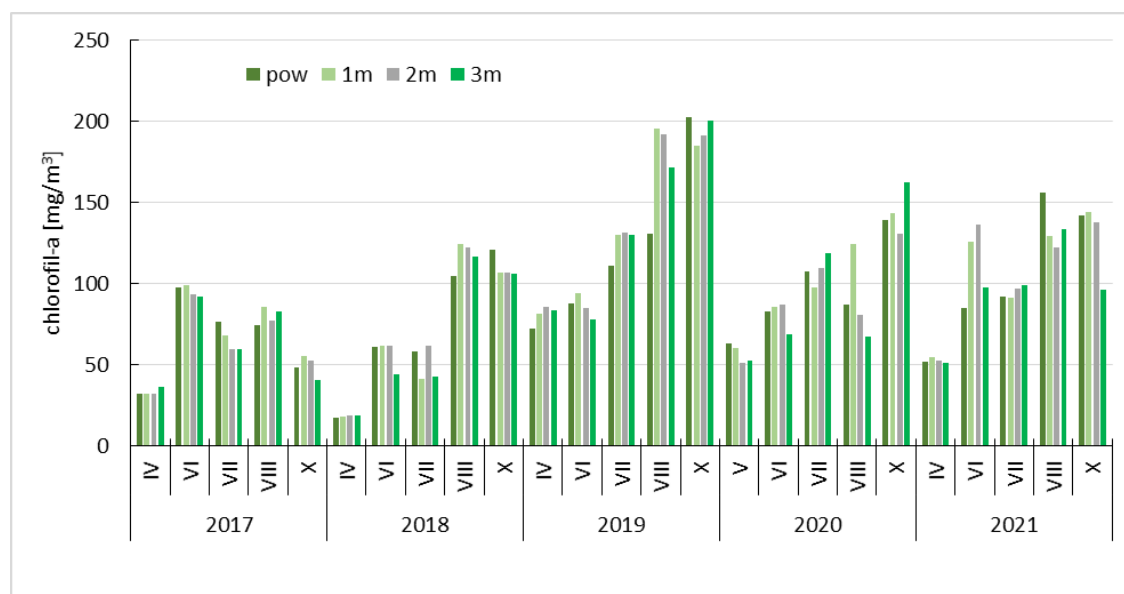
Na stanowisku II koncentracje barwnika były niższe w kwietniu i lipcu, a najwyższe w sierpniu i październiku (Rys. 67). Maksymalna wartość przekroczyła 150 mg/m^3 w sierpniu. Średnia zawartość chlorofilu-a w wodach jeziora na stanowisku II w roku 2021 wyniosła blisko 105 mg/m^3 . Podobnie jak na stanowisku I, była ona wyższa niż w latach 2017-2018 i 2020, lecz niższa niż w roku 2019 (Tab. 14).

TABELA 13. PORÓWNANIE ŚREDNICH KONCENTRACJI ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W WODACH JEZIORA W LATACH 2017-2020 (WYTLUSZCZONO WARTOŚCI MAKSYMALNE)

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		1m	dno	1m	dno
azot amonowy [mgN-NH ₄ /l]	2017	0,57	0,62	0,56	0,68
	2018	0,48	0,73	0,51	0,54
	2019	0,66	1,01	0,65	0,67
	2020	0,70	1,10	0,75	0,82
	2021	0,80	2,06	0,79	0,82
azot azotynowy [mgN-NO ₂ /l]	2017	0,025	0,031	0,025	0,029
	2018	0,008	0,007	0,008	0,016
	2019	0,004	0,003	0,004	0,004
	2020	0,007	0,011	0,003	0,006
	2021	0,002	0,003	0,002	0,004
azot azotanowy [mgN-NO ₃ /l]	2017	1,26	1,16	1,16	1,20
	2018	1,78	1,75	1,61	1,66
	2019	0,14	0,12	0,11	0,12
	2020	0,14	0,12	0,19	0,16
	2021	0,28	0,42	0,43	0,37
azot mineralny [mgN/l]	2017	1,86	1,82	1,74	1,91
	2018	2,26	2,50	2,12	2,21
	2019	0,80	1,13	0,76	0,80
	2020	0,85	1,23	0,94	0,99
	2021	1,08	2,49	1,22	1,19
azot organiczny [mgN/l]	2017	1,86	1,85	2,26	2,17
	2018	1,35	1,11	1,34	1,33
	2019	2,14	2,02	1,92	2,44
	2020	0,88	0,78	0,86	0,76
	2021	1,15	0,95	1,14	0,95
azot ogólny [mgN/l]	2017	3,72	3,66	4,00	4,08
	2018	3,62	3,59	3,46	3,54
	2019	3,10	2,78	2,70	3,12
	2020	1,73	2,01	1,80	1,74
	2021	2,23	3,43	2,36	2,14
fosforany rozp. [mgP/l]	2017	0,06	0,05	0,05	0,05
	2018	0,05	0,04	0,05	0,04
	2019	0,08	0,10	0,07	0,06
	2020	0,05	0,10	0,05	0,05
	2021	0,05	0,08	0,06	0,06
fosfor ogólny [mgP/l]	2017	0,13	0,11	0,12	0,12
	2018	0,18	0,15	0,10	0,12
	2019	0,14	0,16	0,14	0,12
	2020	0,14	0,17	0,14	0,14
	2021	0,13	0,14	0,11	0,10

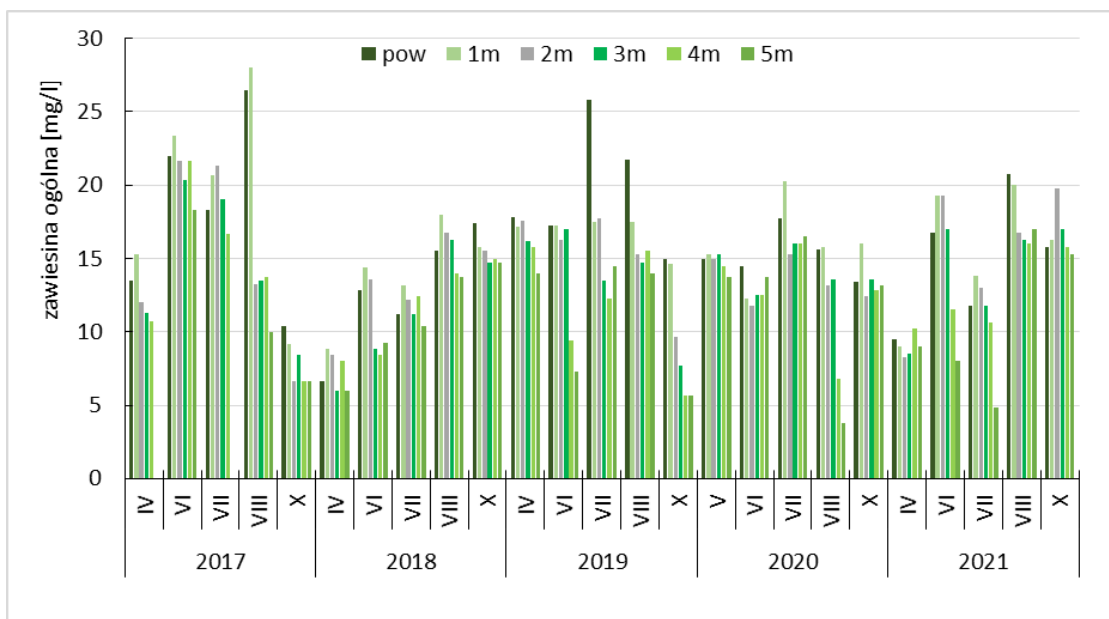


RYS. 66. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



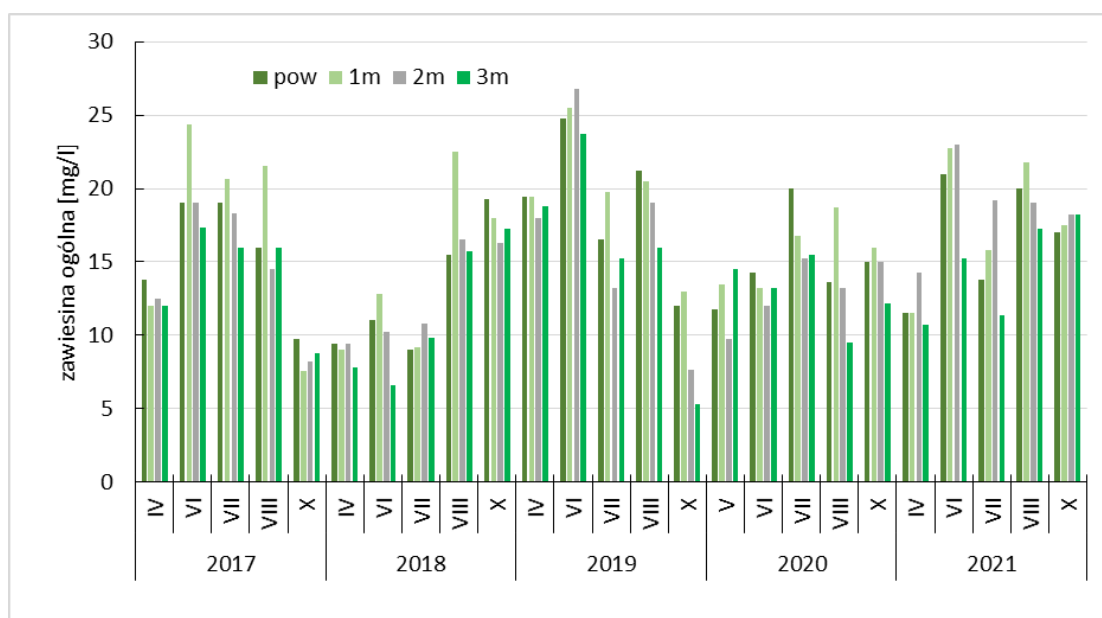
RYS. 67. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Zawartość zawiesiny ogólnej na stanowisku I niższe wartości, nie przekraczające 15 mg/l, przyjmowała w kwietniu i lipcu, zwiększając się w pozostałych miesiącach do maksymalnie blisko 21 mg/l (Rys. 68). Średnia ilość zawiesiny dla całego okresu badawczego w roku 2021 sięgnęła 14,0 mg/l, była więc zbliżona do wyniku z roku poprzedniego (Tab. 14).



RYS. 68. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II ilości zawiesiny także okazały się niższe w kwietniu i lipcu, zaś maksymalne notowano w czerwcu i sierpniu (Rys. 69). Średnia zawartość zawiesiny dla całego okresu badawczego wyniosła 17,0 mg/l i była wyższa niż w roku 2020, choć nieco niższa niż w roku 2019 (Tab. 14).



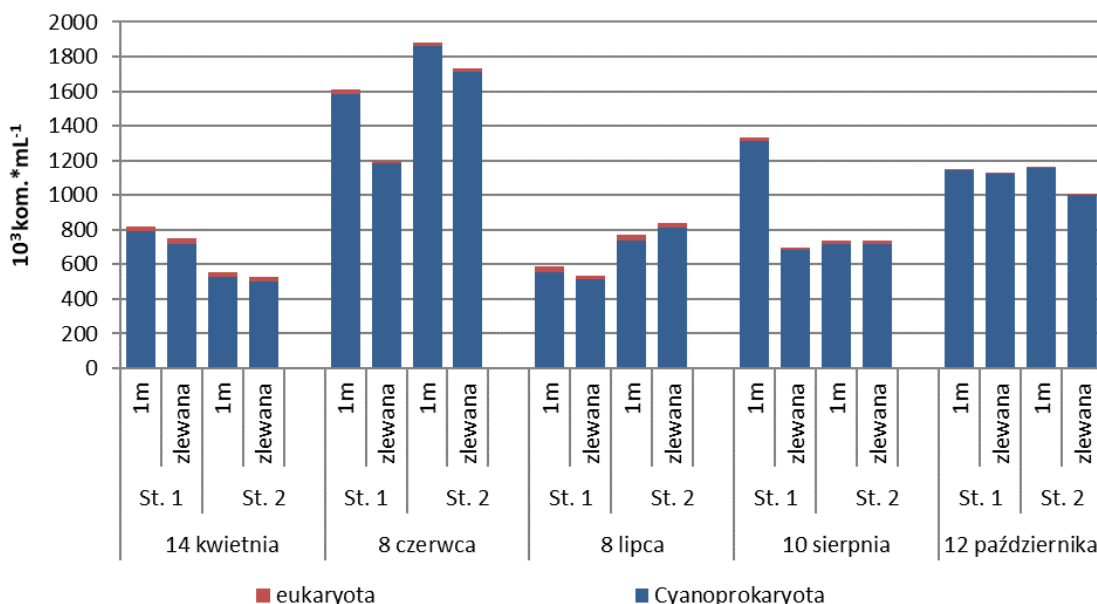
RYS. 69. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

TABELA 14. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH ZAWARTOŚCI CHLOROFILU-A I ZAWIESINY OGÓLNEJ W LATACH 2017-2021

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		zakres	średnia	zakres	średnia
chlorofil-a [mg/m ³]	2017	18,6-157,2	69,0	32,1-98,9	63,2
	2018	15,5-136,8	65,3	13,4-124,4	64,5
	2019	44,3-191,1	116,0	72,3-202,7	132,0
	2020	33,2-116,4	81,7	51,3-162,1	96,0
	2021	38,5-169,3	96,1	51,3-156,3	104,7
zawiesina ogólna [mg/l]	2017	6,7-28,0	15,7	7,6-24,3	15,1
	2018	6,0-18,0	12,4	6,6-22,5	13,0
	2019	5,7-25,8	14,7	5,3-26,8	17,8
	2020	3,8-20,3	13,9	9,5-20,0	14,2
	2021	4,8-20,8	14,0	10,8-23,0	17,0

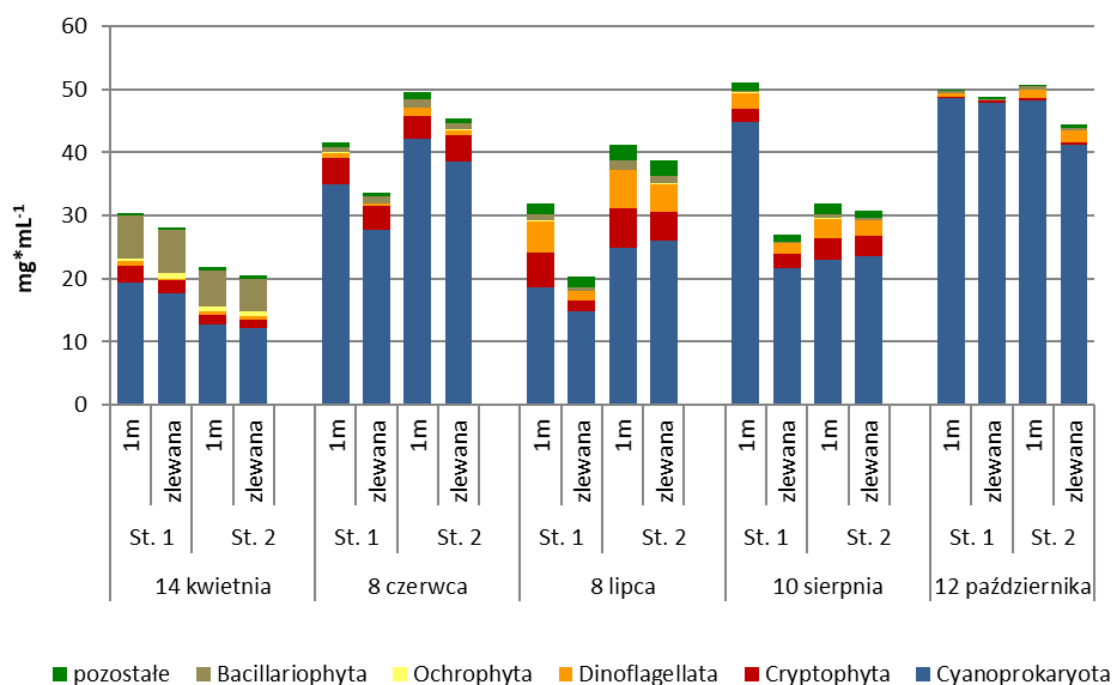
4.2.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu

Liczebność fitoplanktonu jeziora Rogoźno w 2021 roku była wysoka przez cały sezon badawczy (Rys. 70), wahając się w zakresie od $526,5 \cdot 10^3$ do $1878,7 \cdot 10^3$ kom./ml. Najwyższą liczebność odnotowano w czerwcu, najniższą w kwietniu. Przez cały sezon badawczy, na obu stanowiskach, zdecydowaną większość liczebności fitoplanktonu tworzyły nitkowate sinice o drobnych komórkach, z rodzajów *Pseudanabaena*, *Planktothrix*, *Planktolyngbya*, *Limnothrix* i *Aphanizomenon* – w różnych proporcjach liczebności w zależności od sezonu. Udział fitoplanktonu eukariotycznego w liczebności ogólnej był niewielki.



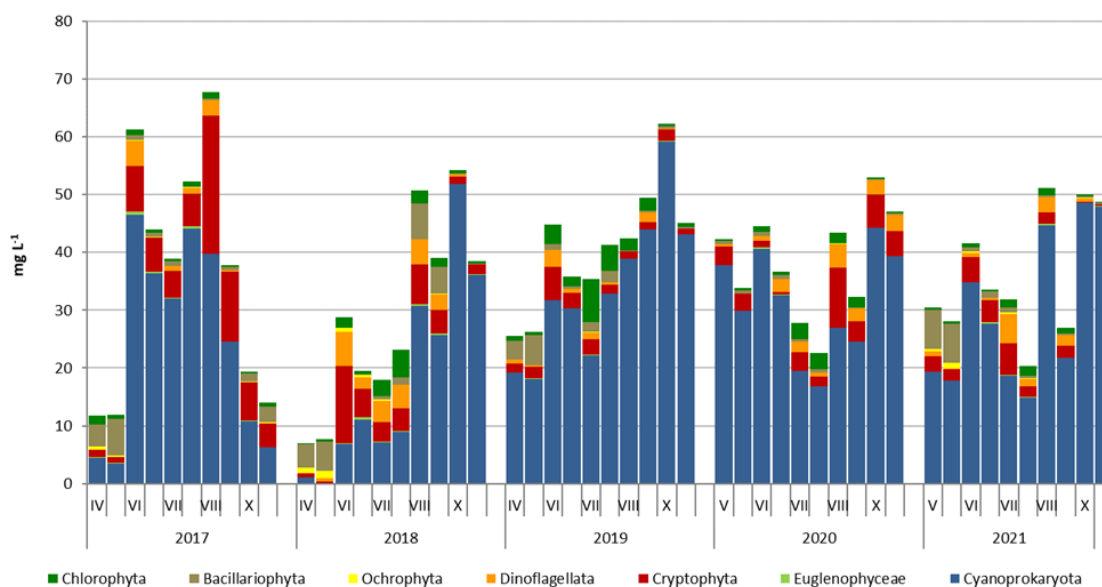
RYS. 70. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2021

Biomasa fitoplanktonu jeziora Rogoźno w 2021 roku wahała się w zakresie od 14,6 do 51,1 mg/l. Najniższą wartość biomasy odnotowano w kwietniu. Najwyższą wartość biomasy stwierdzono w jednej z próbek sierpniowych, ale średnia biomasa była wyraźnie wyższa w październiku, kiedy jej wartość we wszystkich badanych próbkach była niewiele niższa od odnotowanego maksimum. Przez cały sezon badawczy na obu stanowiskach dominowały sinice, jednak udział glonów eukariotycznych w biomase ogólnej był zauważalny we wszystkich miesiącach poza październikiem (Rys. 71). Wiosną sinicom towarzyszyły głównie okrzemki, wśród których najwyższą biomasę tworzył gatunek *Ulnaria acus*. Kryptofity miały wyraźny udział w biomase w czerwcu, lipcu i sierpniu. Oprócz tej grupy taksonomicznej, latem istotną biomasę wykazywały także bruzdnice – głównie *Ceratium hirundinella*. Zmienność sezonowa sinicowych gatunków dominujących była bardzo podobna do zaobserwowanej w Jeziorze Budziszewskim. W kwietniu i w czerwcu dominował gatunek *Pseudanabaena acicularis*. Od lipca do końca sezonu najwyższą biomasą charakteryzował się gatunek *Planktothrix agardhii*, przy czym jego udział w biomase ogólnej fitoplanktonu stopniowo się zwiększał, od 21-26% w lipcu, przez 38-59% w sierpniu, do zdecydowanej dominacji (86-93%) w październiku.

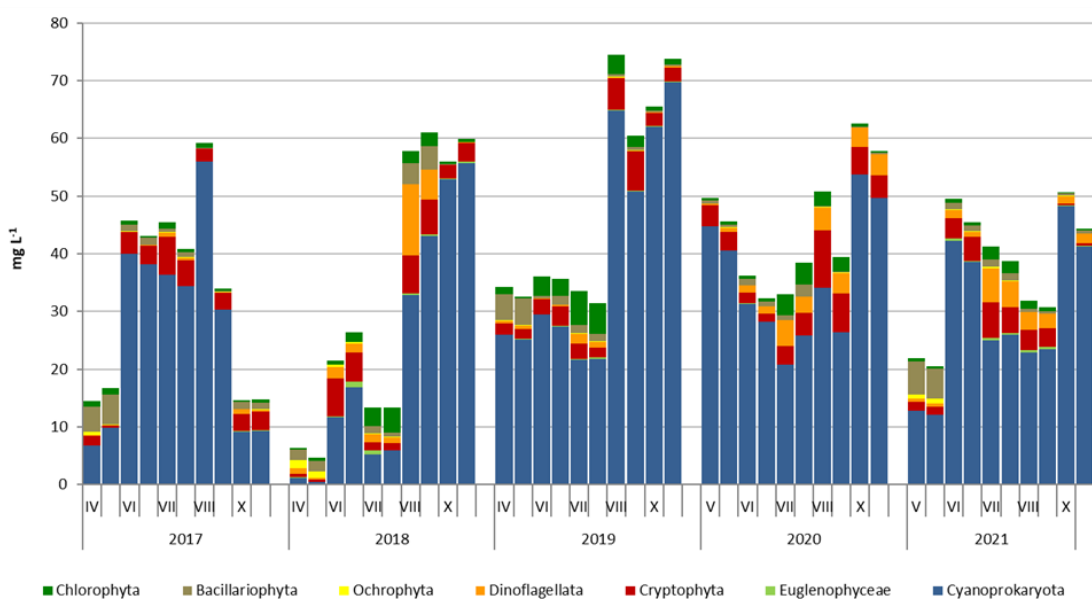


RYS. 71. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2021

W porównaniu do wyników z lat 2017-2020, biomasa fitoplanktonu w 2021 roku osiągnęła mniejszą wartość maksymalną (Rys. 72 i 73). Niemniej jednak również w tym roku biomasa była znaczna, a dominacja sinic trwała przez cały sezon badawczy. Odnotowano te same gatunki dominujące, co w poprzednich latach, z charakterystycznym zwiększaniem się udziału *P. agardhii* pod koniec sezonu badawczego. W okresie letnim, podobnie jak w latach 2018 i 2020, poza sinicami wysoką biomasa wyróżniały się bruzdnice i kryptofity.



RYS. 72. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2021



RYS. 73. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2021

Stan ekologiczny jeziora Rogoźno oceniany na podstawie fitoplanktonu był zły we wszystkich pięciu badanych latach, choć wartości jego składowych wykazują drobne wahania z roku na rok. W roku 2021 metryksy biomasa ogólna i biomasa sinic miały niższą wartość niż w roku ubiegłym, zaś matriks chlorofilowy - wyższą (Tab. 15).

TABELA 15. WARTOŚCI WSKAŹNIKA PMPL I JEGO SKŁADOWYCH DLA JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2021

	2017	2018	2019	2020	2021
wskaźnik					
Ychl	4,10	4,20	4,88	4,35	4,64
Ybm	4,18	3,75	4,67	4,33	4,15
Ycy	5,02	4,09	5,12	4,63	4,47
PMPL	4,31	4,01	4,85	4,40	4,41

4.2.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu

Ogólna liczebność zooplanktonu na stanowisku I wahała się od 93 org/l w czerwcu na głębokości 4-5 m do 4905 org/l w sierpniu także na głębokości 4-5 m (Rys. 74). Podobnie jak w Jeziorze Budziszewskim, stwierdzono obniżenie liczebności w czerwcu w odniesieniu do kwietnia, po czym następowało jej zwiększenie do sierpnia i obniżenie w październiku.

W strukturze zooplanktonu na stanowisku I w większości pobranych próbek wyraźnie dominowały wrotki (Rotifera). Ich liczebności zmieniały się w zakresie od 62 org/l w czerwcu do 4706 org/l w sierpniu. Zwykle grupa ta stanowiła powyżej 70% ogólnej liczebności zooplanktonu, najwyższy udział na poziomie prawie 100% osiągając w czerwcu. Do najczęściej notowanych taksonów należeli przedstawiciele rodzaju *Keratella*, typowego dla wód silnie eutroficznych.

Liczebności wioślarek wynosiły od 5 do 147 org/l, przy czym w kwietniu w ogólne nie stwierdzono ich występowania. Najwyższe liczebności odnotowano w październiku. Byli to głównie reprezentanci rodzaju *Bosmina* oraz *Chydorus*. Widłonogi zwiększyły swoją liczebność od lipca do października, osiągając maksymalnie 265 org/l. w październiku ich udział w ogólnej liczebności zooplanktonu wyniósł nawet 20%, przy czym były to przede wszystkim formy młodociane.

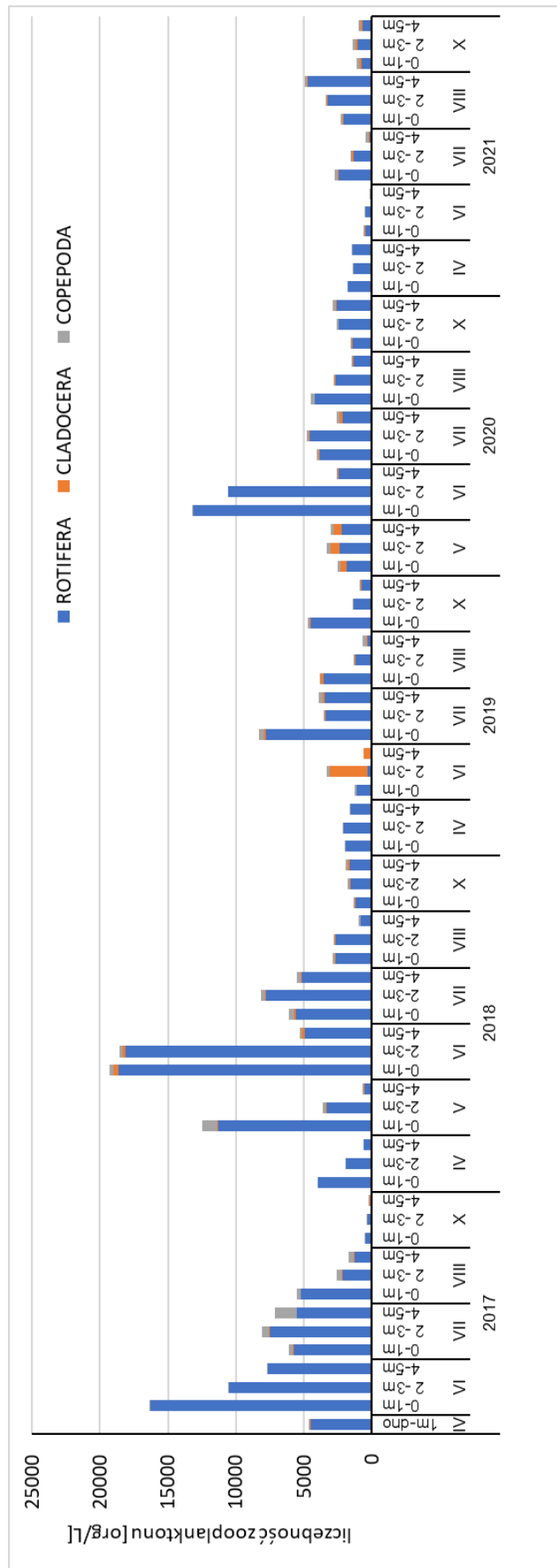
W odniesieniu do lat wcześniejszych w roku 2021 odnotowano najniższe liczebności zooplanktonu oraz niewielkie liczebności skorupiaków, zwłaszcza wiosną. Na stanowisku II ogólna liczebność zooplanktonu wahała się od 1021 org/l na głębokości

0-1 m w czerwcu do 3832 org/l na tej samej głębokości w sierpniu. Pod względem zmienności w czasie najniższe wartości stwierdzono w czerwcu, a najwyższe w sierpniu (Rys. 75).

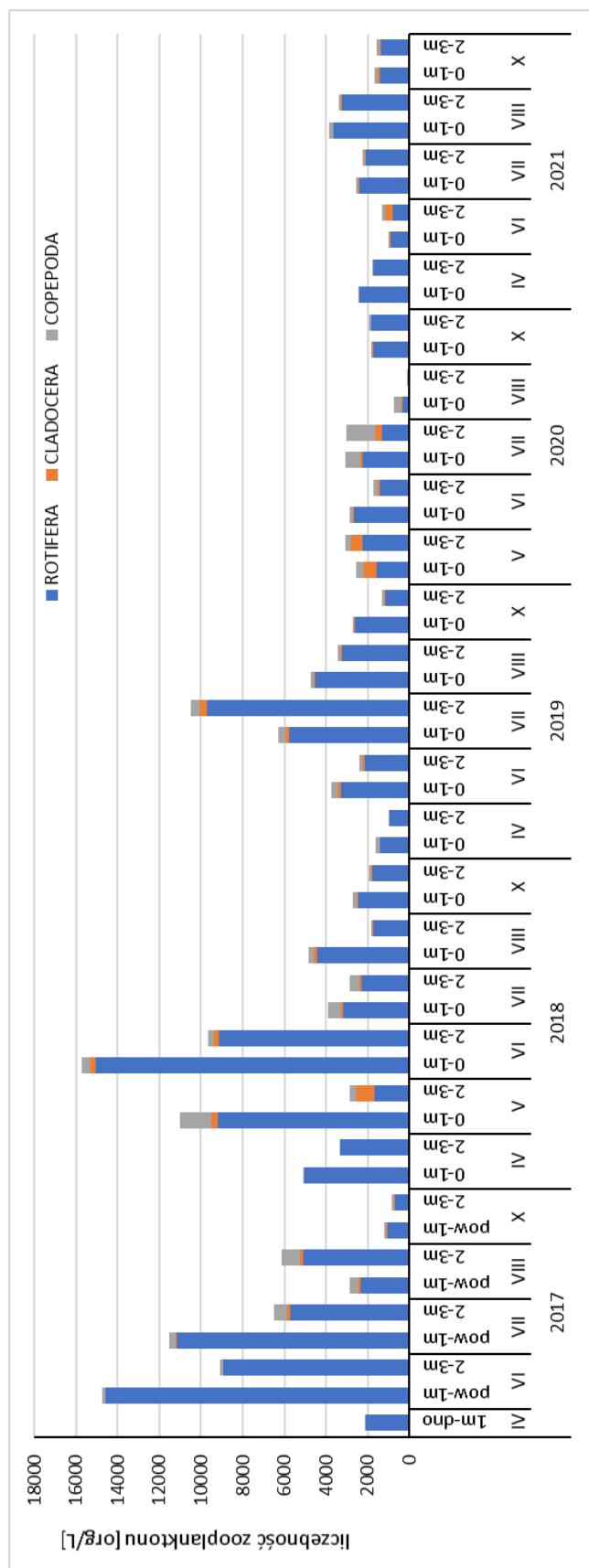
Pod względem jakościowym zdecydowanym dominantem przez cały okres badawczy były wrotki, których udział stanowił z reguły powyżej 80% ogólnej liczebności zooplanktonu. Ich zagęszczenie wahało się od 775 org/l w czerwcu do 3641 org/l w sierpniu. Do najczęściej notowanych rodzajów należały gatunki typowe dla wód eutroficznych, np. *Keratella* sp.

Liczebności wioślarek zmieniały się w zakresie od 24 do 398 org/l, co stanowiło do 31% ogólnej liczebności zooplanktonu, przy czym w kwietniu w ogóle nie odnotowano ich występowania. Najliczniej obserwowano je w czerwcu na głębokości 2-3 m, a także w październiku w wodach powierzchniowych. Najczęściej notowanymi byli przedstawiciele rodzajów *Bosmina* oraz *Chydorus*. W przypadku widłonogów liczebności wahały się od 25 do 191 org/l. Ich udział w ogólnej liczebności największe wartości przyjmował w czerwcu i październiku – maksymalnie 9%.

Liczebności zooplanktonu stwierdzone w roku 2021 były zbliżone do odnotowanych rok wcześniej i niższe niż w latach 2017-2019. Udział zooplanktonu skorupiakowego był niewielki, zwiększając się jedynie w czerwcu i październiku, lecz mniej wyraźnie niż w roku 2020 (Rys. 75).



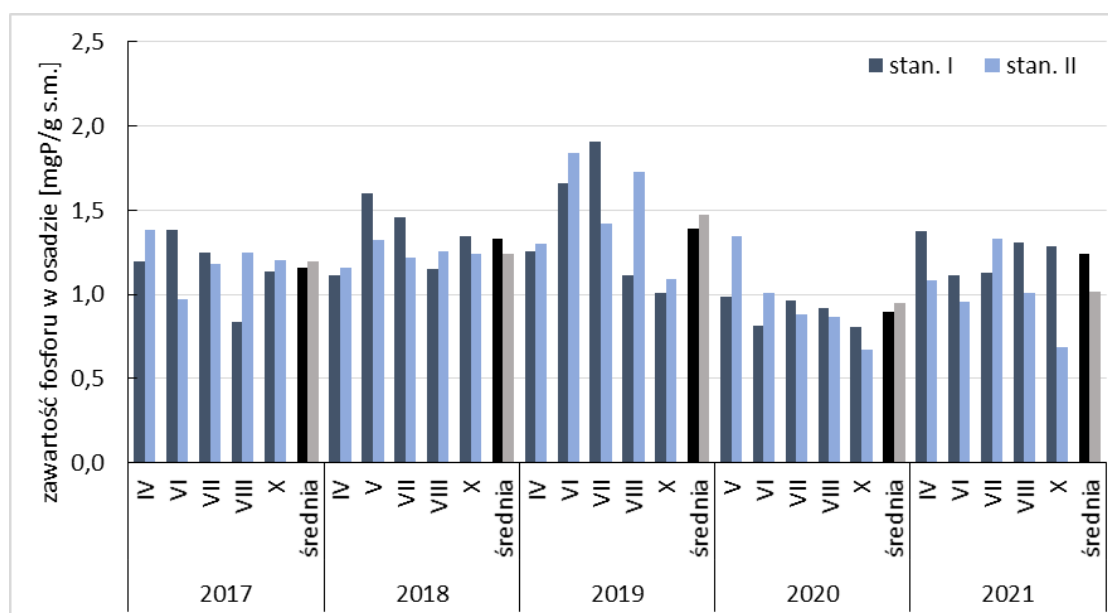
RYS. 74. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2021 NA STANOWISKU I



RYS. 75. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA ROGOŹNO W LATACH 2017-2021 NA STANOWISKU II

4.2.6 Właściwości osadów dennych

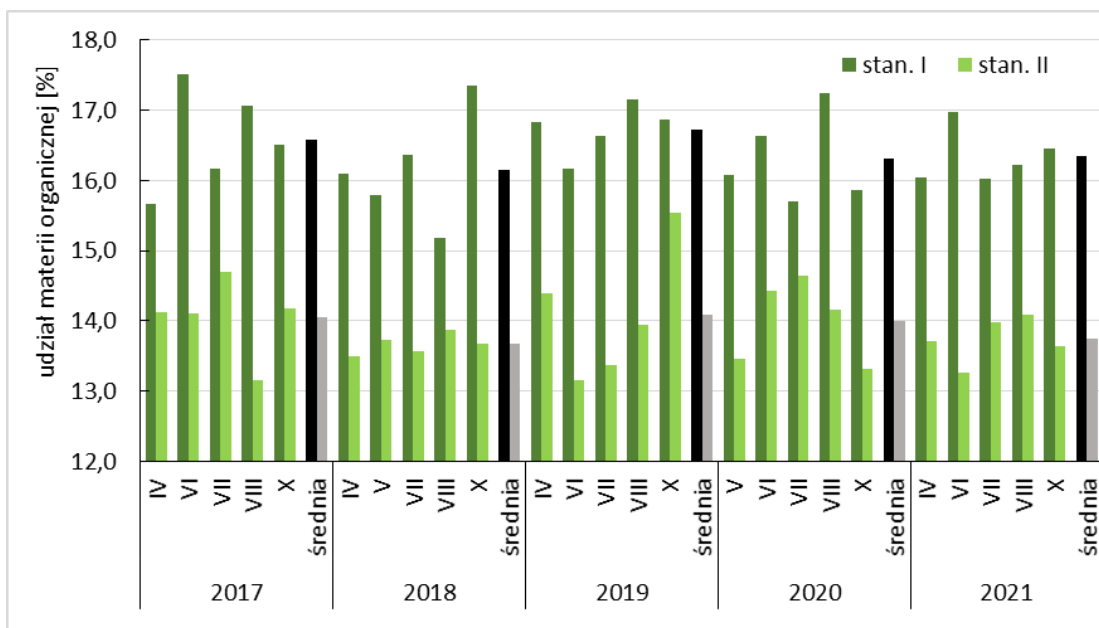
Zawartość fosforu w osadzie dennym zmieniała się na obu stanowiskach w zakresie od 0,69 do 1,38 mgP/g s.m. Na stanowisku I niższe wartości przyjmowała w czerwcu i lipcu, zaś na stanowisku II w październiku, z wyraźnym zwiększeniem w lipcu. Średnia zawartość fosforu w osadzie na stanowisku I sięgnęła 1,24 mgP/g s.m., a na st. II – 1,01 mgP/g s.m. Wartości te były wyższe niż w roku 2020, lecz niższe w odniesieniu do lat 2017-2019 (Rys. 76).



RYS. 76. ZAWARTOŚĆ FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

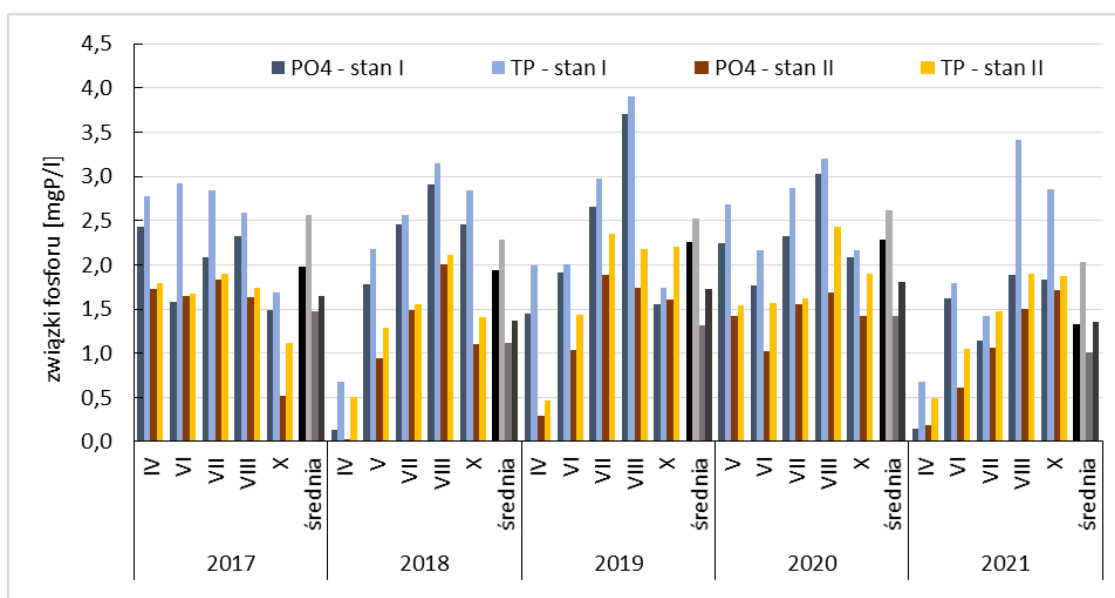
Udział procentowy *materii organicznej* w osadzie dennym był wyższy na stanowisku I, wahając się od 16 do 17%, przy średniej na poziomie 16,4%. Na stanowisku II zawartość *materii organicznej* zawierała się w przedziale 13,3-14,1%, ze średnią 13,7%. Były to wartości zbliżone do odnotowanych w latach poprzednich (Rys. 77).

Zawartość *związków fosforu w wodzie interstycjalnej* osadów dennych zmieniała się w czasie w dość podobnym rytmie na obu stanowiskach – ulegała stopniowemu zwiększaniu w ciągu roku, przy czym na stanowisku I wartości maksymalne odnotowano w sierpniu, a na stanowisku II w październiku. Dodatkowo, na stanowisku I odnotowano wyraźne zwiększenie ilości fosforu w wodzie śródporowej w czerwcu. Wyższe stężenia cechowały stanowisko I – w przypadku fosforanów wahały się one od 0,15 do 1,89 mgP/l, a w przypadku fosforu ogólnego od 0,67 do 3,42 mgP/l. Wartości średnie wyniosły odpowiednio 1,33 i 2,03 mgP/l (Rys. 78). Były to wartości niższe niż stwierdzone w latach 2017-2020.



RYS. 77. ZAWARTOŚĆ MATERII ORGANICZNEJ W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

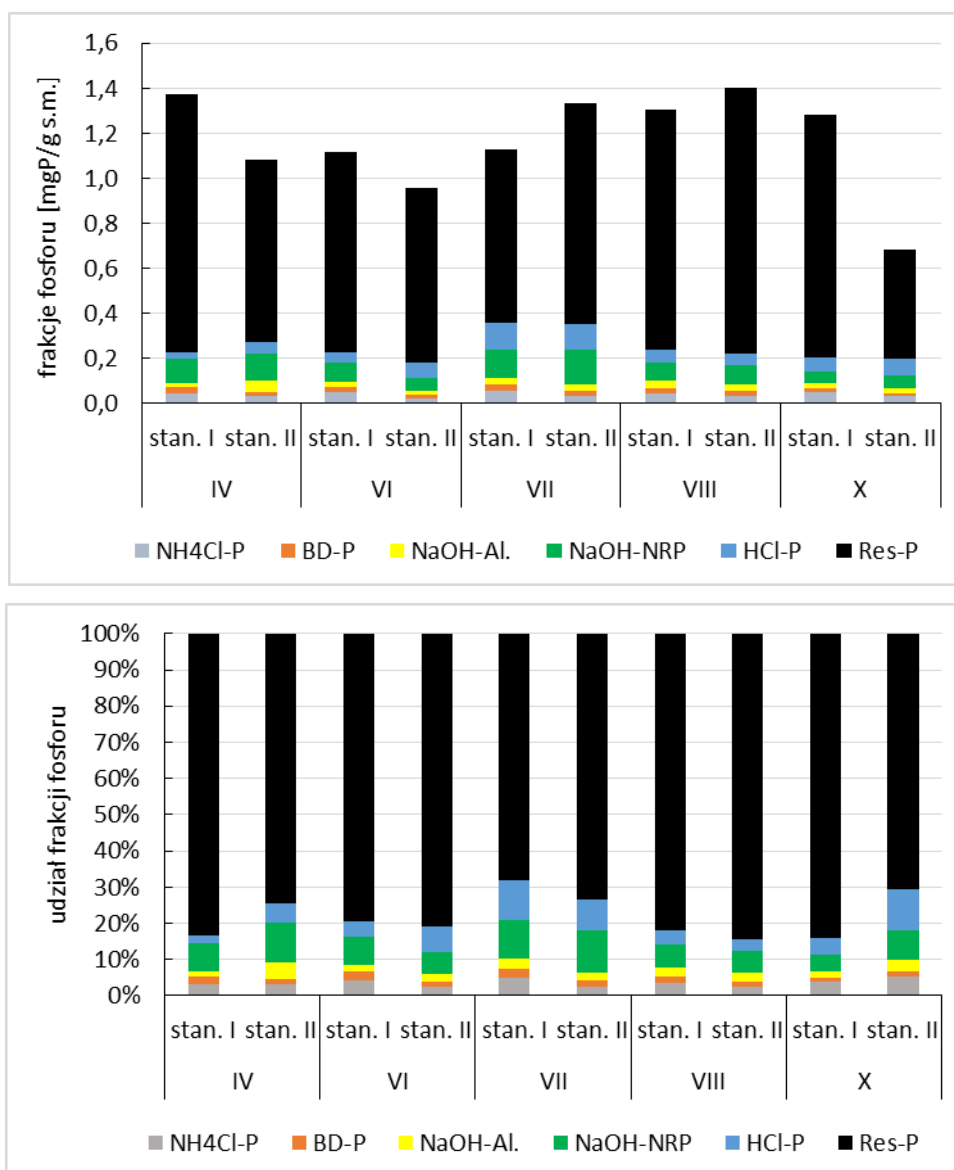
Na stanowisku II ilość fosforanów w wodzie śródosadowej wahała się od 0,19 do 1,71 mgP/l, a fosforu ogólnego – od 0,49 do 1,90 mgP/l. Średnie koncentracje wyniosły zatem 1,01 mgP/l (ortofosforany) i 1,36 mgP/l (fosfor ogólny) (Rys. 78). Były to wartości niższe niż w latach wcześniejszych.



RYS. 78. ZAWARTOŚĆ ZWIĄZKÓW FOSFORU W WODZIE INTERSTYCJALNEJ OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

Wyraźnie dominującą frakcją fosforu w osadach jeziora Rogoźno była Res-P, czyli fosfor trwale związany w osadzie (Rys. 79). Jego ilość wyniosła średnio 0,99 mgP/g

s.m. na stanowisku I i 0,85 mgP/g s.m. na stanowisku II, co stanowiło odpowiednio 80% i 77% ogólnej puli fosforu obecnej w osadzie dennym.

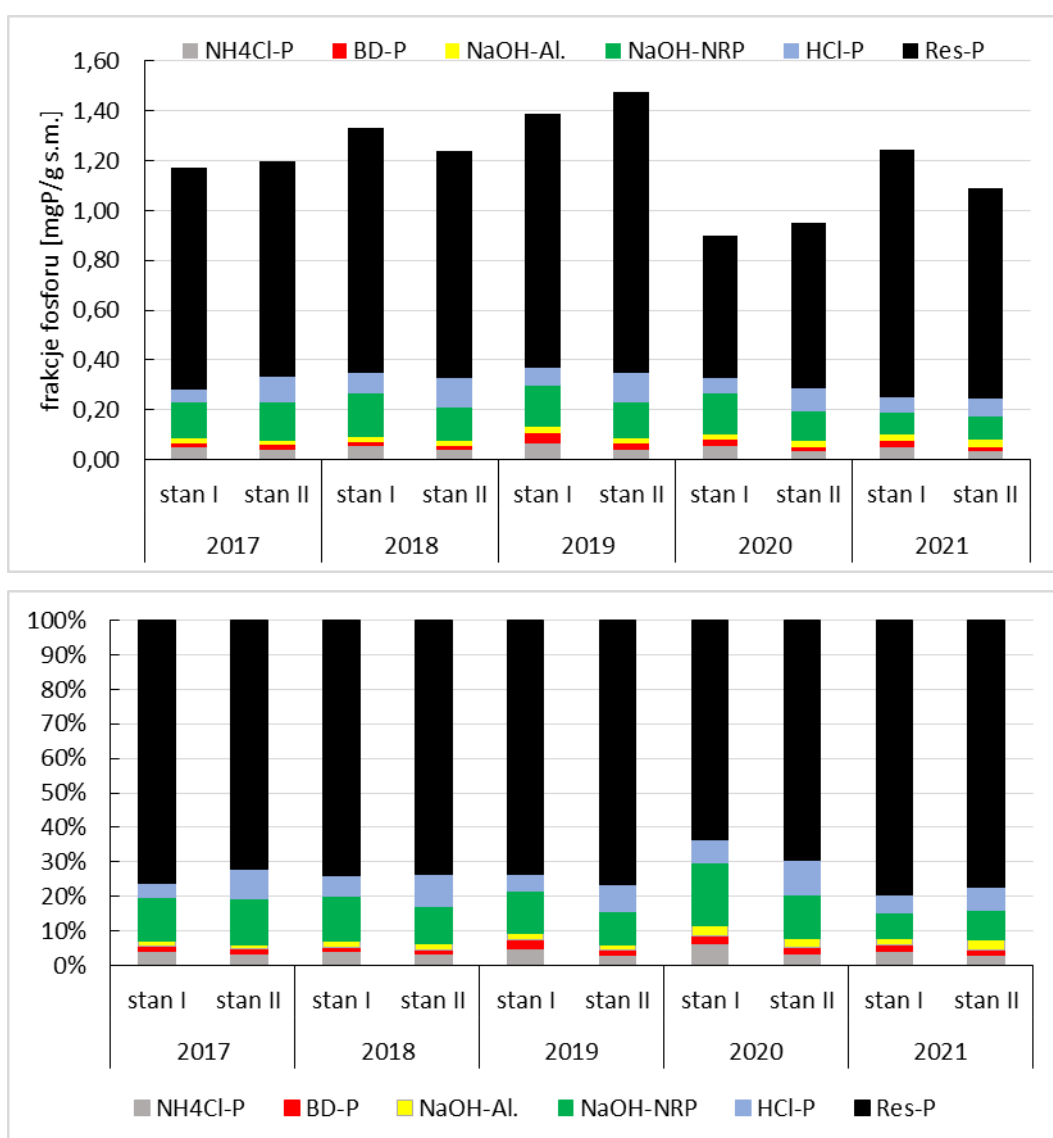


RYS. 79. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

Drugą pod względem ilości fosforu była frakcja powiązana z materią organiczną, czyli frakcja NaOH-nRP. Jej ilość sięgała średnio 0,09 mgP/g s.m. na obu stanowiskach, przekładając się na udział procentowy w puli fosforu w osadzie na poziomie odpowiednio 7% na stanowisku I i 9% na stanowisku II. Niższymi zawartościami wykazywała się frakcja HCl-P, czyli fosfor związany z wapniem. Jego ilość była niższa w osadzie pobranym na głęboczku (średnio 0,06 mgP/g s.m., czyli 5%) w porównaniu do płytszego stanowiska (średnio 0,07 mgP/g s.m., czyli 7%). Najniższym udziałem wśród frakcji fosforu wykazywał się fosfor labilny (NH₄Cl-P) oraz fosfor związany z żelazem (BD-P)

i glinem (NaOH-Al). Średnie zawartości nie przekraczały 0,05 mgP/g s.m., co stanowiło maksymalnie 4% fosforu w osadzie.

We wszystkich badanych latach osad denny jeziora Rogoźno cechował się podobnym składem pod względem frakcji fosforu (Rys. 80), tj. dominowała frakcja Res-P, czyli fosfor trwale związany w osadzie (średnio 0,57-1,13 mgP/g s.m., czyli 64-80%). Drugą w kolejności była frakcja NaOH-nRP, czyli fosfor związany z materią organiczną (średnio 0,09-0,18 mgP/g s.m., czyli 7-18%). Udział pozostałych frakcji nie przekraczał średnio 0,10 mgP/g s.m., co stanowiło maksymalnie 10% udziału w całkowitej puli fosforu w osadzie dennym.



RYS. 80. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOŹNO – PORÓWNANIE WARTOŚCI ŚREDNICH W LATACH 2017-2021

Koncentracja innych pierwiastków w osadzie dennym

Zawartość azotu w osadach jeziornych wahała się w przedziale od 3,5 do 5,1 gN/kg. Nieco wyższe ilości tego pierwiastka notowano z reguły na stanowisku II, co przełożyło się na wartości średnie (Tab. 16). Koncentracje siarczanów na obu stanowiskach nie przekraczały 1,6 gSO₄/kg, a wartości średnie były prawie takie same na obu stanowiskach. Zawartości żelaza były niskie w obu punktach badawczych, wynosząc od 0,6 do 1,0 gFe/kg, przy czym stanowisko II cechowały nieco wyższe koncentracje, jak i wyższa wartość średnia. Także zawartość wapnia osiągała wyższe wartości na stanowisku II, przy średniej na poziomie nieco ponad 294 gCa/kg, podczas gdy na stanowisku I średnia sięgnęła 242 gCa/kg. Koncentracje magnezu były niewielkie na obu stanowiskach, kształtując się w zakresie 1,1 – 2,2 gMg/kg, a wartość średnia była wyższa na stanowisku II.

TABELA 16. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W ROKU 2021

	stanowisko I					stanowisko II				
	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]
IV	3,55	1,59	0,67	245,5	1,28	3,56	1,37	1,00	308,3	1,65
VI	3,67	1,29	0,73	262,9	1,12	4,16	1,36	0,85	304,0	1,73
VIII	4,59	1,41	0,60	231,0	1,86	5,13	1,45	0,97	279,3	2,16
X	3,45	1,39	0,63	228,2	1,66	4,25	1,55	0,84	285,4	1,88
śr.	3,82	1,42	0,66	241,9	1,48	4,28	1,43	0,92	294,3	1,86

Analiza średnich zawartości metali w osadzie dennym w latach 2017-2021 wykazała odmienne tendencje zmian na dwóch badanych stanowiskach. Na stanowisku I stwierdzono występowanie najniższych koncentracji siarczanów, żelaza i magnezu w roku 2021. Zawartość azotu była niższa tylko w roku 2017 a wapnia w 2020 (Tab. 17).

TABELA 17. ŚREDNIE ZAWARTOŚCI WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2021

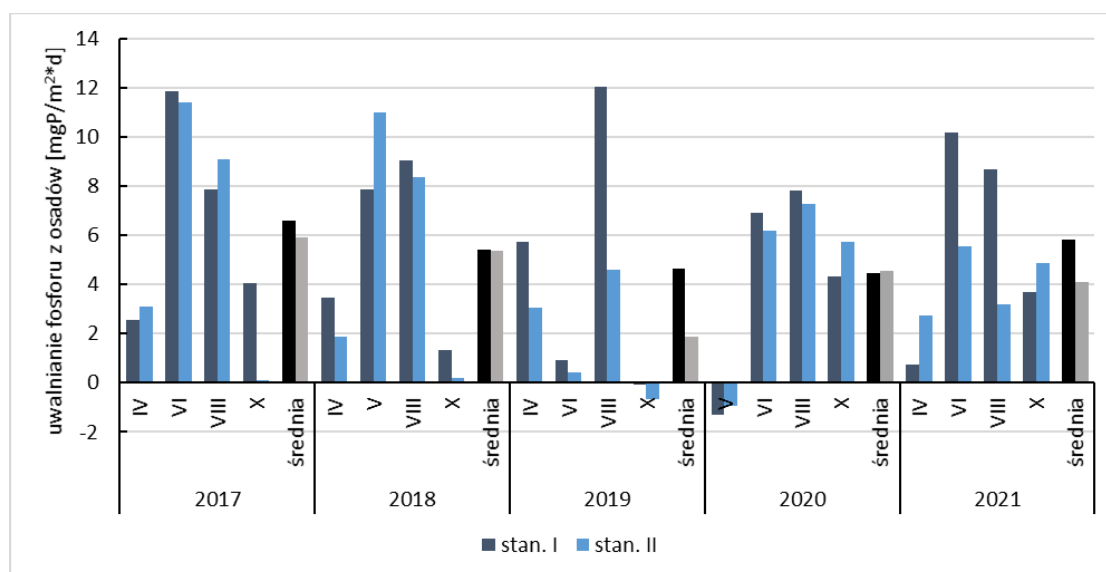
	stanowisko I					stanowisko II				
	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]
2017	2,16	2,37	0,92	276,0	1,92	1,78	2,39	1,03	279,5	1,99
2018	4,53	2,64	1,09	291,2	1,83	4,50	2,24	0,87	264,2	1,60
2019	9,50	2,33	0,94	260,6	1,95	9,70	2,62	1,20	287,4	2,29
2020	4,76	1,66	0,71	221,5	1,57	4,22	1,79	1,05	230,6	1,78
2021	3,82	1,42	0,66	241,9	1,48	4,28	1,43	0,92	294,3	1,86

Na stanowisku II jedynie siarczany osiągnęły w roku 2021 najniższą średnią ze wszystkich lat. Koncentracja azotu była zbliżona do odnotowanej w 2018 i 2020. Ilość

żelaza zmniejszyła się w porównaniu do 2019-2020, lecz była wyższa niż w roku 2018. Zawartość wapnia była najwyższa z dotychczas notowanych, a koncentracja magnezu podobna do odnotowanej rok wcześniej.

Zasilanie wewnętrzne z osadów dennych

Osady denne jeziora Rogoźno stanowiły ważne źródło fosforu dla toni wodnej jeziora przez cały okres badawczy w roku 2021. Najniższe ilości fosforu były uwalniane z osadów w kwietniu – 0,8 mgP/m²*d na stanowisku I i 2,8 mgP/m²*d na stanowisku II. Proces ten zachodził w warunkach tlenowych w temperaturze około 5°C. W czerwcu i sierpniu znacznie wyższe ilości fosforu były uwalniane z osadów dennych stanowiska I (odpowiednio ponad 10 i ponad 8 mgP/m²*d), zawsze w warunkach beztlenowych i przy temperaturze około 18°C. Na stanowisku II więcej fosforu zostało wydzielone z osadów w czerwcu (5,6 mgP/m²*d) z uwagi na warunki beztlenowe w porównaniu do sierpnia (ponad 3 mgP/m²*d), gdy tlen był obecny w wodzie nadosadowej. Warunki termiczne były takie same w obu letnich miesiącach. W październiku ponownie więcej fosforu zostało uwolnione na stanowisku II, przy czym dla rdzeni pobranych z obu stanowisk utrzymywano warunki tlenowe przy temperaturze około 5°C (Rys. 81). Średnio z osadów dennych pochodzących ze stanowiska I uległo uwolnieniu 5,8 mgP/m²*d, nieco mniej niż w przypadku stanowiska II (4,1 mgP/m²*d). Jednostkowe uwalnianie fosforu z osadów dennych było zatem wyższe niż w latach 2019-2020, lecz niższe niż w roku 2017. W porównaniu do roku 2018 wyższa średnia dotyczyła tylko stanowiska I, niższa zaś II.



RYS. 81. ZMIANY INTENSYWNOŚCI UWALNIANIA FOSFORU Z OSADÓW DENNYCH NA DWÓCH STANOWISKACH W JEZIORZE ROGOZIŃSKIM

W oparciu o wyniki badań laboratoryjnych nad uwalnianiem fosforu z osadów dennych oraz powierzchnię dna, z którego to zasilanie wewnętrzne następowało, obliczono wielkość ładunków fosforu dopływających do toni wodnej w poszczególnych miesiącach oraz średnio w badanym okresie. W jeziorze Rogoźno rdzenie osadów pobierane były z głęboczek (ponad 5 m głębokości) oraz z płytszej części (około 3-4 m głębokości), co pozwoliło oszacować wielkość zasilania wewnętrznego dla obydwu części jeziora. Strefa dna położona głębiej (poniżej izobaty 5 m) zajmuje 8,7 ha, zaś pozostała część akwenu 117,1 ha. Z pierwszej z nich – z uwagi na mniejszy areal – uwalnianiu ulegało średnio 0,5 kgP/d (około 186 kg fosforu rocznie), z drugiej zaś – 4,80 kgP/d (czyli blisko 1,8 tys. kgP/rok, Tab. 18). Łączne obciążenie wewnętrzne w roku 2021 wynosiło więc 1938 kg/rok.

TABELA 18. OBCIĄŻENIE WEWNĘTRZNE Z OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W BADANYM OKRESIE [kgP/d]

rok	miesiąc	< 5 m głębokości	>5 m głębokości
2017	IV	3,63	0,22
	VI	13,35	1,03
	VIII	10,63	0,69
	X	0,14	0,35
	średnia	6,94	0,57
2018	IV	2,20	0,30
	VI	12,86	0,68
	VIII	9,80	0,79
	X	0,22	0,12
	średnia	6,27	0,47
2019	IV	3,58	0,50
	VI	0,52	0,08
	VIII	5,39	1,05
	X	-0,76	-0,01
	średnia	2,18	0,41
2020	V	-1,10	-0,11
	VI	7,24	0,60
	VIII	8,54	0,68
	IX	6,70	0,38
	średnia	5,34	0,39
2021	IV	3,22	0,07
	VI	6,52	0,88
	VIII	3,71	0,76
	X	5,73	0,32
	średnia	4,80	0,51

W latach 2018-2020 odnotowano zatem stopniowe obniżanie się ilości fosforu uwalnianego do toni wodnej ze strefy dna położonej na głębokości powyżej 5 m, reprezentowanej przez głębozeczek (stan. I) w odniesieniu do roku wyjściowego 2017. W roku bieżącym intensywność zasilania niestety zwiększyła się, niemal do poziomu z roku 2017. W przypadku płytszej części jeziora rok 2021 przyniósł obniżenie ilości uwalnianego fosforu w odniesieniu do lat 2017, 2018 i 2020.

5. Aktualny stan eutrofizacji Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno

5.1 Stan troficzny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno

Oceny stanu troficznego wód obu jezior dokonano w oparciu o indeks stanu trofii (TSI) (Carlson 1977) na podstawie średniej z dwu stanowisk dla wyników przezroczystości wody, chlorofilu-a i fosforu całkowitego z epilimnionu w okresie letnim.

W przypadku Jeziora Budziszewskiego średnie indeksy stanu trofii przekraczały wartość 70, graniczną dla stanu hipertrofii, w przypadku zawartości chlorofilu-a oraz fosforu ogólnego. Nieco niższe wartości wskaźnika uzyskano dla przezroczystości wody (TSI_{SD}). Niestety, ostateczny wynik będący średnią z trzech indeksów jednostkowych wskazał na pozostawanie jeziora w stanie hipertrofii (Tab. 19). Warto jednak podkreślić, że w roku 2021 cząstkowe wskaźniki TSI dla przezroczystości wody oraz koncentracji fosforu wykazywały najniższe wartości spośród wszystkich badanych lat, podobnie jak wynik ostateczny.

TABELA 19. OCENA STANU TROFII WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2021

Rok	Miesiąc	Przezroczystość SD [m]	TSI (SD)	TP [µg/l]	TSI (TP)	Chlorofil-a [mg/m ³]	TSI (chl-a)	TSI
2017	VII	0,53	69,30	122	73,40	53,2	69,55	72,9
	VIII	0,43	72,34	130	74,37	114,0	77,03	
	średnia	0,48	70,74	126	73,89	83,6	73,99	
2018	VII	0,70	65,15	202	80,73	136,8	78,82	75,7
	VIII	0,40	73,22	169	78,16	128,7	78,22	
	średnia	0,55	69,19	186	79,45	132,8	78,52	
2019	VII	0,55	68,62	134	74,81	94,0	75,14	73,8
	VIII	0,45	71,52	129	74,26	132,4	78,50	
	średnia	0,50	70,07	132	74,54	113,2	76,82	
2020	VII	0,50	70,00	132	74,59	79,4	73,48	71,5
	VIII	0,63	66,67	108	71,70	71,8	72,50	
	średnia	0,57	68,34	120	73,15	75,6	72,99	
2021	VII	0,63	66,67	84	68,07	76,3	73,09	71,0
	VIII	0,60	67,37	136	75,03	101,2	75,86	
	średnia	0,62	67,02	110	71,55	88,75	74,48	

W przypadku jeziora Rogoźno także średnie cząstkowe TSI dla fosforu ogólnego i chlorofilu-a przyjmowały wartości wskazujące na warunki hipertroficzne, zaś dla przezroczystości były najniższe (Tab. 20). Wartość średnia wyniosła 72,7, wskazując także na wysoki stan trofii wód jeziora. Uległa ona zwiększeniu w porównaniu do wyniku z roku 2020, lecz była niższa niż w latach 2017 i 2019.

TABELA 20. OCENA STANU TROFII WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2021

Rok	Miesiąc	Przezroczystość SD [m]	TSI (SD)	TP [$\mu\text{g/l}$]	TSI (TP)	Chlorofil-a [mg/m^3]	TSI (chl-a)	TSI
2017	VII	0,60	67,37	125	73,75	64,0	71,37	73,2
	VIII	0,45	71,52	185	79,43	95,9	75,34	
	średnia	0,53	69,30	155	76,87	80,0	73,55	
2018	VII	0,88	61,84	127	74,04	58,7	70,52	70,3
	VIII	0,63	66,67	107	71,57	115,3	77,17	
	średnia	0,75	64,26	117	72,81	87,0	73,83	
2019	VII	0,55	68,62	126	73,92	123,0	77,78	74,3
	VIII	0,53	69,16	147	46,15	157,5	80,2	
	średnia	0,54	68,89	137	75,04	140,3	78,99	
2020	VII	0,50	70,00	182	79,23	94,5	75,19	72,1
	VIII	0,60	67,37	83	67,90	74,5	72,86	
	średnia	0,55	68,69	133	73,57	84,5	74,03	
2021	VII	0,73	64,54	158	77,19	61,1	70,92	72,7
	VIII	0,48	70,59	140	74,44	134,5	78,65	
	średnia	0,61	67,57	149	75,82	97,82	74,79	

5.2 Stan ekologiczny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno

Oceny stanu ekologicznego wód obu jezior dokonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 roku 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. RP z dnia 13 sierpnia 2021 r., poz. 1475). Została ona oparta o wskaźnik biologiczny, jakim był PMPL, czyli Indeks Fitoplanktonowy dla Polskich Jezior. Uzyskany wynik został wsparty wynikami wskaźników fizyczno-chemicznych.

Wskaźnik PMPL wykazał zły stan ekologiczny wód obu jezior. W przypadku Jeziora Budziszewskiego był on zbliżony do lat wcześniejszych, zwłaszcza do lat 2018 i 2020. Pozostałe wskaźniki, poza przewodnością, potwierdziły zły stan wód tego jeziora (Tab. 21). W Jeziorze Rogozińskim wartość PMPL była niemal taka sama jak rok wcześniej. Większość elementów fizyczno-chemicznych potwierdziła zły stan wód tego akwenu, jedynie przewodność elektrolityczna wód mieściła się w granicach dla klasy II (Tab. 22)

TABELA 21. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2021

wskaźniki		ELEMENTY BIOLOGICZNE	ELEMENTY FIZYKOCHEMICZNE (WSPIERAJĄCE BIOLOGICZNE)			
lata	średnie	PMPL	SDV	PRZEW.	TN	TP
jedm.		-	m	mS/cm	mgN/l	mgP/l
2017	wartość	4,92	0,69	734	4,98	0,186
	klasa	V	>II	II	>II	>II
2018	wartość	4,88	0,86	727	4,76	0,300
	klasa	V	>II	II	>II	>II
2019	wartość	4,93	0,60	554	3,24	0,289
	klasa	V	>II	II	>II	>II
2020	wartość	4,90	0,59	654	3,36	0,310
	klasa	V	>II	II	>II	>II
2021	wartość	4,89	0,67	709	3,79	0,273
	klasa	V	>II	II	>II	>II

TABELA 22. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2021

wskaźniki		ELEMENTY BIOLOGICZNE	ELEMENTY FIZYKOCHEMICZNE (WSPIERAJĄCE BIOLOGICZNE)			
lata	średnie	PMPL	SDV	PRZEW.	TN	TP
jedm.		-	m	mS/cm	mgN/l	mgP/l
2017	wartość	4,31	0,74	687	3,87	0,162
	klasa	V	>II	II	>II	>II
2018	wartość	4,01	0,93	680	3,55	0,138
	klasa	V	>II	II	>II	>II
2019	wartość	4,85	0,55	528	2,43	0,141
	klasa	V	>II	II	>II	>II
2020	wartość	4,40	0,57	588	1,82	0,146
	klasa	V	>II	II	II	>II
2021	wartość	4,41	0,67	663	2,54	0,121
	klasa	V	>II	II	>II	>II

6. Ocena skuteczności działań rekultywacyjnych i propozycje na przyszłość

Z uwagi na brak zabiegów rekultywacyjnych w roku 2021, jakość wód obu jezior kształtowała się zarówno pod wpływem czynników zewnętrznych, jak i wewnętrznych. Do czynników zewnętrznych należy jakość wód Małej Wełny i innych dopływów oraz zanieczyszczenia docierające ze zlewni bezpośrednio. Zarówno Mała Wełna, jak i oba jeziora pozostawały pod wpływem czynników pogodowych, oddziałujących na sezonową zmienność jakości wód. Czynniki wewnętrzne wpływające na jakość wód to przede wszystkim zasilanie z osadów dennych oraz oddziaływanie organizmów w ramach sieci troficznej. Ważne znaczenie ma tutaj wpływ zabiegów rekultywacyjnych przeprowadzonych w latach ubiegłych, nadal oddziałujących na procesy zachodzące w ekosystemach badanych jezior.

Wpływ warunków pogodowych odnotowano już w kwietniu, który był w roku 2021 dość chłodny i mokry. W rezultacie wody obu jezior były wymieszane w przekroju pionowym, a ich przezroczystość była wyraźnie wyższa niż rok wcześniej w związku z niższą liczebnością fitoplanktonu. Dopływające ze zlewni azotany, wpływające na wyraźne zwiększenie ich koncentracji w wodach obu jezior, stymulowały rozwój planktonu eukariotycznego, lecz niestety występujące już wiosną wysokie stężenia fosforu w wodzie sprzyjały rozwojowi sinic, stanowiących znaczny udział w biomacie fitoplanktonu. Na wynik ten wpłynęło zasilanie ze zlewni w związku z większymi niż w latach wcześniejszych opadami atmosferycznymi, ale także zasilanie w fosfor z osadów, co wskazuje na potrzebę dalszego wzmocnienia ich kompleksu sorpcyjnego celem zwiększania możliwości wiązania w nich fosforu, zwłaszcza w miesiącach chłodnych, podczas których wody jeziorne są dobrze natlenione. Służy temu natlenianie wód naddennych oraz prowadzenie zabiegów inaktywacji fosforu przy użyciu siarczanu żelaza.

W czerwcu w obu jeziorach produkcja pierwotna fitoplanktonu wyraźnie zwiększyła się na skutek wzrostu temperatury, ale także dalszego dopływu związków biogennych. Koncentracje związków azotu i fosforu uległy zwiększeniu na skutek dopływu z zewnątrz jako rezultat wyższej sumy opadów, ale głównie pod wpływem zasilania w fosfor z osadów dennych, które wyraźnie zwiększyło się, zwłaszcza w płytszych strefach obu jezior, co wiązać należy z wysokimi temperaturami wód. W konsekwencji sinice stały się dominującą grupą w fitoplanktonie, a niewielkie liczebności

wioślarek, głównie z gatunków o mniejszych rozmiarach, nie były w stanie kontrolować ich namnażania się. Asymilacja fosforanów z toni wodnej była tak intensywna, że spowodowała wyczerpanie ich zasobów z wód epilimnionu (strefy przy powierzchniowej) na głęboczkach obu jezior. Na płytszych stanowiskach były one jednak notowane, co wskazuje zarówno na wydzielanie ich z osadów dennych, jak i na oddziaływanie zlewni – Małej Wełny w przypadku Jeziora Budziszewskiego oraz zlewni bezpośredniej (wody deszczowe) w przypadku jeziora Rogoźno.

W kolejnych letnich miesiącach jakość wody ulegała pewnym fluktuacjom, co wynikało m.in. z wybitnie niskiej sumy opadów podczas ciepłego lipca, czy większych opadów wraz z niższą temperaturą w sierpniu. Wysokie stężenia biogenów powodowały, że sinice wciąż przeważały w składzie fitoplanktonu, słabo eliminowane przez zooplankton, zdominowany przez niewielkie wrotki, z małą liczebnością wioślarek. Pożywki dla sinic dostarczały w tym okresie głównie osady denne – w jeziorze Rogoźno zwłaszcza w czerwcu i sierpniu, gdy strefa naddenna była odtleniona a osady nagrzane, a w Jeziorze Budziszewskim przede wszystkim w czerwcu, także w związku z niedoborami tlenu przy dość wysokiej temperaturze wody i osadów. Co ciekawe, najwyższe, rekordowe wręcz zasilanie wewnętrzne stwierdzono w J. Budziszewskim w październiku, co wiązać należy z wciąż utrzymującą się stratyfikacją termiczną wód, a co za tym idzie silnymi warunkami redukcyjnymi w osadach. Zastosowanie natleniania wód naddennych przy użyciu aeratora mogłoby zapobiec tak silnemu odtlenieniu tej strefy jeziora, co zmniejszyłoby ładunki fosforu powracające do toni wodnej.

Utrzymujące się w październiku uwalnianie fosforu z osadów dennych było odpowiedzialne za występowanie wciąż intensywnych zakwitów sinic, pomimo obniżonej temperatury wody. Ich biomasa nawet zwiększyła się w porównaniu do lata a przezroczystość wód na wszystkich stanowiskach osiągnęła wartości minimalne. Potwierdzeniem roli zasilania wewnętrznego z osadów dennych były sumy opadów atmosferycznych we wrześniu i październiku, znacznie niższe niż z lat wcześniejszych, co przekładało się na mniejszy wpływ zlewni. Intensywne zakwity z lata, zwiększały pulę materii organicznej rozkładanej w powierzchniowej warstwie osadów dennych, tym bardziej, że na płytkich stanowiskach już uległy poprawie warunki tlenowe.

Analiza wyników z roku 2021 na tle lat wcześniejszych (2017 – przed rekultywacją oraz 2018-2020 – trzy lata rekultywacji) wskazuje, że część wskaźników jakości wody ulegała dalszej poprawie, mimo zaprzestania rekultywacji (azot azotynowy, odczyn pH, liczebność i biomasa fitoplanktonu, w tym sinic, liczebność wrotków,

zawartość materii organicznej, azotu i siarczanów w osadach dennych). Wiele wskaźników ulegało jeszcze poprawie w pierwszej połowie roku, natomiast pogorszeniu w lecie i jesienią (przezroczystość, zawartość fosforanów i fosforu w toni wodnej, wartości sestonu i chlorofilu a, fosfor w wodzie interstycjalnej). Większość badanych wskaźników uległa jednak częściowemu pogorszeniu – niektóre z nich do wartości notowanych w roku 2019, inne jeszcze bardziej, do wartości typowych dla lat wcześniejszych. Wskazuje to na konieczność kontynuowania rekultywacji jezior, gdyż uzyskane dotąd efekty nie osiągnęły poziomu typowego dla ekosystemów zrównoważonych.

Pomimo dalszej poprawy niektórych parametrów jakości wody, obydwa jeziora cechują się nadal złym stanem ekologicznym, na co wpływa zarówno struktura fitoplanktonu, wyrażona wskaźnikiem PMPL jak i chemizm, wyrażony zawartością azotu i fosforu. Utrzymywanie się efektów rekultywacji z poprzednich lat w przypadku niektórych wskaźników jakości wody wskazuje na słuszność podjętych metod rekultywacji nakierowanych na redukcję koncentracji fosforu jako najważniejszego czynnika limitującego rozwój fitoplanktonu, zwłaszcza sinicowego.

W zakresie zaleceń co do dalszej rekultywacji obu jezior za kluczowe uważa się więc powrót do zabiegów prowadzonych dotychczas, jak i ich dalsze poszerzanie. Konieczne jest strącanie fosforu z toni wodnej do osadów dennych za pomocą siarczanu żelaza oraz chlorku magnezu w minimalnej ilości 10 zabiegów rocznie. Badania składu osadów wykazały niskie zawartości żelaza, co wskazuje na konieczność zwiększenia liczby zabiegów z użyciem siarczanu żelaza do strącania fosforu. Zabiegi inaktywacji fosforu powinny być kontynuowane w sposób zrównoważony (przy użyciu małych dawek związków chemicznych), ze zwiększeniem ich dotychczasowej częstotliwości, z uwagi na ciągły dopływ związków fosforu ze zlewni i osadów dennych. Dla skutecznego wiązania fosforu z żelazem kluczowa jest nieprzerwana praca aeratorów, natleniających wody naddenne w okresie stratyfikacji termicznej jezior. Z uwagi na występowanie odtlenienia stref naddennych aeratory powinny zostać zainstalowane przynajmniej na głęboczkach obydwu jezior.

Wsparciem dla tego procesu powinno być strącanie fosforu także na rzece Mała Wełna, optymalnie powyżej obu jezior, lecz przede wszystkim na dopływie do jeziora Rogoźno, z uwagi na jego polimiktyczny charakter oraz silne wykorzystanie rekreacyjne.

Konieczna jest także kontynuacja zarybiania narybkiem gatunków drapieżnych wiosną i jesienią. Obniżenie udziału zooplanktonu skorupiakowego w zbiorowisku

zooplanktonu obu jezior w porównaniu do lat wcześniejszych potwierdza, że notowane wcześniej zmiany nie mają charakteru stałego. Wskazuje to na zwiększanie się populacji ryb karpiowatych, wywierających silną presję pokarmową na duży zooplankton skorupiakowy. Ponowne zarybienia jezior podchowanim narybkiem szczupaka wzmocni jego populację, pozwalając na silniejsze oddziaływanie na liczebność ryb karpiowatych. Ponieważ narybek gatunków drapieżnych redukuje głównie liczebność narybku ryb karpiowatych, konieczne byłoby przeprowadzenie odłowów selekcyjnych, usuwających nadmiar dorosłych ryb karpiowatych. Wzmocnieniu efektywności oddziaływania ryb na jakość wody służyć może dodatkowe zarybienie jezior narybkiem sandacza, gdyż szczupak żeruje głównie w strefie przybrzeżnej, natomiast sandacz w śródziejerzu.

Dodatkowo, w przypadku Jeziora Budziszewskiego bardzo pomocne w ograniczeniu zasilania w biogeny z dna położonego w obrębie odtlenionego hypolimnionu byłoby doprowadzenie wód w strefę naddenną z dwu dopływów, wnoszących wodę z systemów melioracyjnych okolicznych pól. Ponieważ dopływy te uchodzą do jeziora w obrębie lasów administrowanych przez Lasy Państwowe, zabieg ten powinien być wykonany przy ich współdziałaniu. Zwiększenie sumy opadów atmosferycznych w roku 2021, w tym znaczne sumy opadów w czerwcu i sierpniu, wskazują na duże szanse pozytywnego wpływu doprowadzanych wód na ograniczenie zasilania wewnętrznego z osadów.

Ponadto, także dla Jeziora Budziszewskiego, ważnym działaniem nieinwestycyjnym byłoby sprawdzenie w strefie nadjeziornej szczelności szamb oraz regularności ich opróżniania. Ponieważ większość zabudowy rekreacyjnej znajduje się wzdłuż brzegu północno-wschodniego należącego do gminy Skoki, kontrola ta powinna być przeprowadzona przez służby należące do tej gminy. Konieczna jest również kontrola opróżniania szamb w ośrodkach wypoczynkowych na południowym brzegu jeziora, należącego do gminy Rogoźno. Duże stężenia azotu amonowego, azotynów i fosforanów w hypolimnionie jeziora świadczą o dopływie ścieków. Optymalnym rozwiązaniem byłoby skanalizowanie miejscowości położonych w sąsiedztwie jeziora, wraz ze skierowaniem ścieków do oczyszczalni.

W przypadku jeziora Rogoźno za dostarczanie dodatkowych ładunków związków biogenych do jeziora mogą być odpowiedzialne wody deszczowe, na co wskazuje okresowe zwiększanie się stężeń azotu i fosforu. Kluczowe byłoby zatem wyeliminowanie ich dopływu, w sytuacji gdy nie ma możliwości dodatkowego ich podczyszczania np. na oczyszczalni hydrobotanicznej.

7. Literatura

- CARLSON R.E. 1977. A TROPHIC STATE INDEX FOR LAKES. LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY 22, 2: 361-369
- DONDAJEWSKA R., GOŁDYN R. (RED.), 2017, OCENA STANU EUTROFIZACJI JEZIOR BUDZISZEWSKIEGO I ROGOZIŃSKIEGO WRAZ Z USTALENIEM METOD OCHRONY I REKULTYWACJI. ZAKŁAD OCHRONY WÓD UAM (MASZYNOPIS)
- DONDAJEWSKA R., GOŁDYN R. (RED.), 2018, MONITORING JAKOŚCI WÓD I OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOŹNO I JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO. ZAKŁAD OCHRONY WÓD UAM (MASZYNOPIS)
- DONDAJEWSKA-PIELKA R., GOŁDYN R. (RED.), 2019, MONITORING JAKOŚCI WÓD I OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOŹNO I JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO. ZAKŁAD OCHRONY WÓD UAM (MASZYNOPIS)
- DONDAJEWSKA-PIELKA R., GOŁDYN R. (RED.), 2020, MONITORING JAKOŚCI WÓD I OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOŹNO I JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO. ZAKŁAD OCHRONY WÓD UAM (MASZYNOPIS)
- ELBANOWSKA H., ZERBE J., SIEPAK J., 1999, FIZYCZNO-CHEMICZNE BADANIA WÓD, WYD. NAUK UAM, POZNAŃ
- JAŃCZAK J. 1996. ATLAS JEZIOR POLSKI. WYD. BOGUCKI, POZNAŃ
- MIKOŁAJCZAK M., PUŁYK M., SZEREMIETIEW M., TYBISZEWSKA E. 1998. STAN CZYSTOŚCI WÓD POWIERZCHNIOWYCH W ZLEWNI RZECI MAŁEJ WEŁNY NA PODSTAWIE BADAŃ MONITORINGOWYCH. PAŃSTWOWA INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA, WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA W POZNANIU, 118 STR.
- MYŚLIŃSKA E., 2001. GRUNTY ORGANICZNE I LABORATORYJNE METODY ICH BADANIA. WYD. NAUK. PWN, WARSZAWA, 208 STR.
- PSENNER R., BOSTRÖM B., DINKA M., PETERSSON K., PUCSKO R., SAGER M., 1988, FRACTIONATION OF PHOSPHORUS IN SUSPENDED MATTER AND SEDIMENT. ARCH. HYDROBIOL. BEIH. ERGEBN. LIMNOL. 30, 83-112
- RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA W WIELKOPOLSCE W ROKU 2003, 2004. WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA W POZNANIU
- ROZPORZĄDZENIE MINISTRA INFRASTRUKTURY Z DNIA 25 CZERWCA 2021 ROKU 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. RP Z DNIA 13 SIERPNI 2021 R., POZ. 1475)
- SZESZYCKI M. 2016. OPERAT RYBACKI DLA OBWODU RYBACKIEGO NR 130 „JEZIORO BUDZISZEWSKIE NA RZECE MAŁA WEŁNA NR 8”, REGION WODNY RZECI WARTY. WĄGROWIE