



**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 2020

Spis treści:

1. Wstęp.....	2
2. Charakterystyka terenu badań	3
2.1 Rzeką Mała Wełna	3
2.2 Jezioro Budziszewskie	4
2.3 Jezioro Rogozińskie	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	13
4. Wyniki badań	14
4.1 Jezioro Budziszewskie	14
4.1.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód	14
4.1.2 Koncentracje związków biogennych	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	38
4.1.6 Właściwości osadów dennych.....	43
4.2 Jezioro Rogozińskie	52
4.2.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód	52
4.2.2 Koncentracje związków biogennych	57
4.2.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej.....	69
4.2.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu.....	72
4.2.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu	76
4.2.6 Właściwości osadów dennych.....	80
5. Aktualny stan eutrofizacji Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno.....	88
5.1 Stan troficzny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno	88
5.2 Stan ekologiczny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno	89
6. Ocena skuteczności działań rekultywacyjnych i propozycje na przyszłość.....	91
6.1 Jezioro Budziszewskie	91
6.2 Jezioro Rogoźno	93
7. Literatura	95

1. Wstęp

Opracowanie wykonane zostało w ramach umowy nr INTZ.272.18.2020, zawartej w dniu 30.04.2020 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. Celem prowadzonego monitoringu było zatem prześledzenie czasowych i przestrzennych zmian jakości wód i osadów dennych Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno w roku 2020 oraz na tej podstawie ocena zmian w ekosystemach badanych jezior, zachodzących pod wpływem działań rekultywacyjnych.

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)

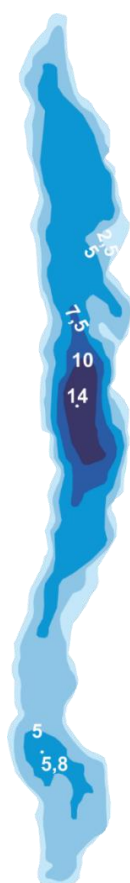
Całkowita powierzchnia dorzecza Małej Wełny wynosi 688 km², przy czym większą część pokrywają obszary wykorzystywane rolniczo. Lasy zajmują niewielkie powierzchnie, z reguły od 5-8% obszaru gmin znajdujących się w obrębie dorzecza, a jedynie w gminie Skoki lesistość wzrasta do 35%. W dolnym i środkowym 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 Rogozińskim. 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 Grzybowo 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 (05.03, 07.05, 19.05, 23.07). Wiosną na głęboczku uruchomiono aerator hypolimnionu o napędzie fotowoltaicznym.

2.3 Jezioro Rogozińskie

Jezioro Rogoźno (zwane Rogozińskim) także zasilane jest 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.

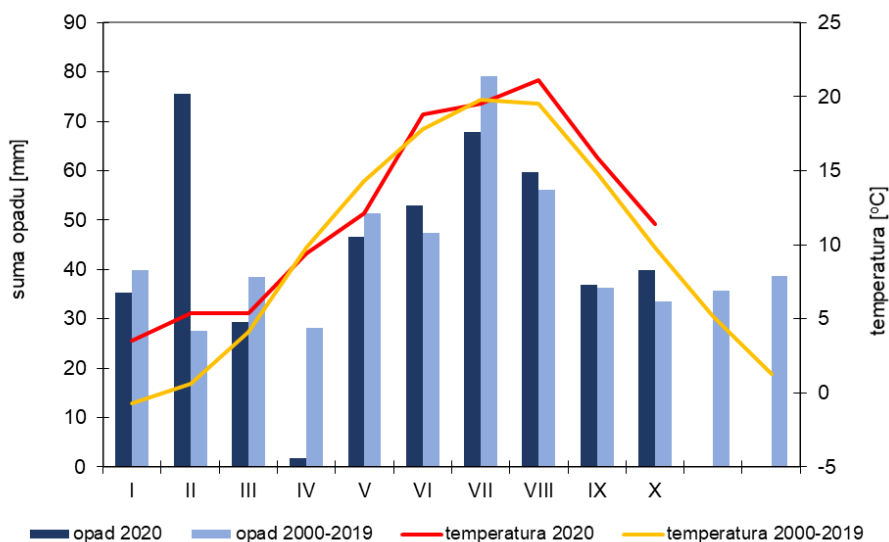
Działania rekultywacyjne rozpoczęte w roku 2018 obejmowały inaktywację fosforu chlorkiem magnezu i siarczanem żelaza. W roku 2019 strącanie fosforu przeprowadzono 5-krotnie: 29.04, 17.05, 7.06, 10.07 oraz 28.08, obejmując zabiegami cały akwen. W roku 2020 strącanie fosforu przeprowadzono 9-krotnie (04.03, 29.04,

07.05, 15.05, 04.06, 14.07, 22.07, 21.08, 15.10). Zabiegi biomanipulacyjne polegały na zarybieniu jeziora w maju 2018 r. letnim narybkiem szczupaka w ilości około 35000 sztuk. Zarybienia powtórzono 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) dawkowano w obu latach w okresie kwiecień-październik dwa razy w tygodniu około 175 kg chlorku magnezu.

2.4 Warunki pogodowe w trakcie prowadzenia badań

Na tle danych z wielolecia 2000-2019 temperatura powietrza w roku 2020 była wyższa, szczególnie w styczniu i lutym (różnice ponad 4°C) oraz od sierpnia do października (różnica 1,1-1,6°C, Rys. 4). Przełożyło się to na wartość średnią z okresu I-X, która w wieloleciu wyniosła 11,0°C, zaś w roku 2020 - 12,3°C.

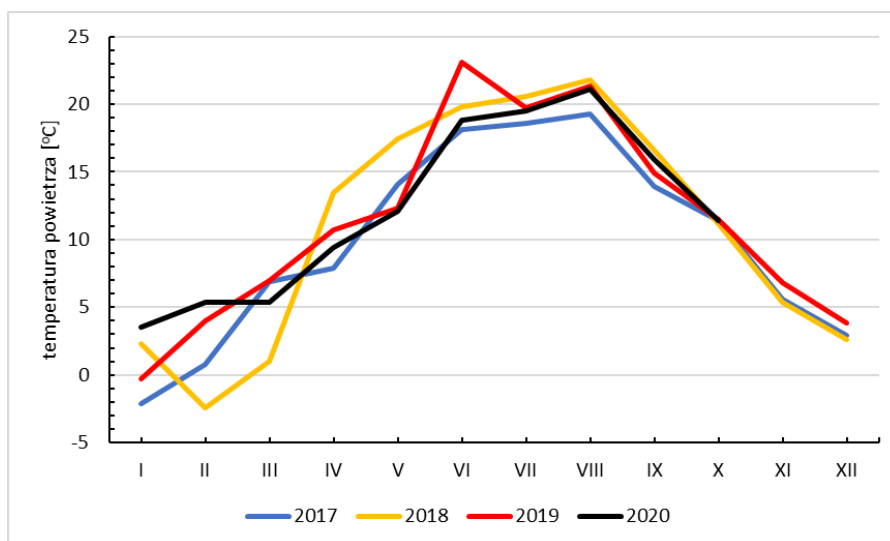
Pod względem opadów atmosferycznych z reguły notowano w roku 2020 miesięczne sumy zbliżone do wartości średnich z wielolecia (Rys. 4). Na tym tle wyróżnił się kwiecień – znacznie bardziej suchy (poniżej 2 mm, przy blisko 30 mm średniej z wielolecia), ale także luty – z wyraźnie wyższymi opadami (ponad 70 mm w porównaniu do niecałych 30 mm w wieloleciu). Suma opadów z okresu I-X roku 2020 wyniosła 445,5 mm, zaś w wieloleciu 437,7 mm.



RYS. 4. MIESIĘCZNE SUMY OPADÓW ORAZ ŚREDNIE MIESIĘCZNE TEMPERATURY W OKRESIE OD STYCZNIA DO PAŹDZIERNIKA 2020R. NA TLE DANYCH Z WIELOLECIA 2000-2019 (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)

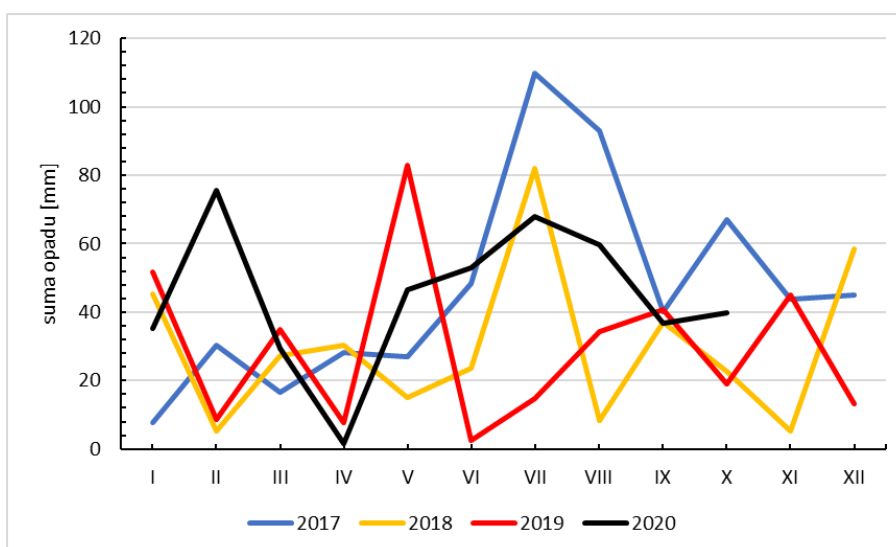
Porównanie warunków atmosferycznych panujących w ciągu czterech lat badań wykazało, że rok 2020 przez większość miesięcy nie wyróżniał się na tle lat

wcześniejszych (Rys. 5). Warto jednak zauważyć wyższe temperatury w okresie zimy oraz dość niską średnią temperaturę w maju.



RYS. 5. PORÓWNANIE MIESIĘCZNYCH ŚREDNIH TEMPERATUR POWIETRZA W CZTERECH LATACH PROWADZENIA BADAŃ (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)

W przypadku opadów atmosferycznych rok 2020 wyróżnił się natomiast wybitnie niskimi wartościami w kwietniu oraz wysokimi opadami w lutym (Rys. 6). W porównaniu do roku 2019 zaznaczyło się jeszcze silniejsze pogłębienie zjawiska niskich opadów wiosną, zaś w okresie VI-VIII opady były wyraźnie wyższe. W rezultacie suma opadów w okresie I-X roku 2020 wyniosła 445,5 mm, a więc nieco mniej niż w roku 2017 (467,7 mm), lecz wyraźnie więcej niż w latach 2018 i 2019 (297,8 mm i 297,4 mm, odpowiednio).



RYS. 6. PORÓWNANIE MIESIĘCZNYCH SUM OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH W CZTERECH LATACH 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 Rogozińskiego przeprowadzono w okresie od maja do października 2020 roku. Próbkę 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 ROGOZIŃSKIEGO (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 utrwalanie 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(4) 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 czerpacza osadu dokonywano poboru trzech niezaburzonych rdzeni osadu dennego na potrzeby doświadczalnych 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 (amonowy, 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.

W przypadku azotu Kjeldahla zastosowano metodę Kjeldahla z destylacją próbek w aparacie firmy Velp UDK 132 w przypadku próbek pobranych w maju i czerwcu, zaś próbki pobrane w okresie lipiec-październik zbadano na zawartość azotu ogólnego 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 eksponowano 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 eksperymentalnych wyliczono miesięczne 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, ilość wapnia oraz twardość metodą wersenianową, zaś zawartość magnezu obliczono na podstawie różnicy pomiędzy twardością a zawartością jonów wapnia. Koncentrację żelaza zbadano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (F-AAS).

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 Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 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 11 października 2019 r., poz. 2149).

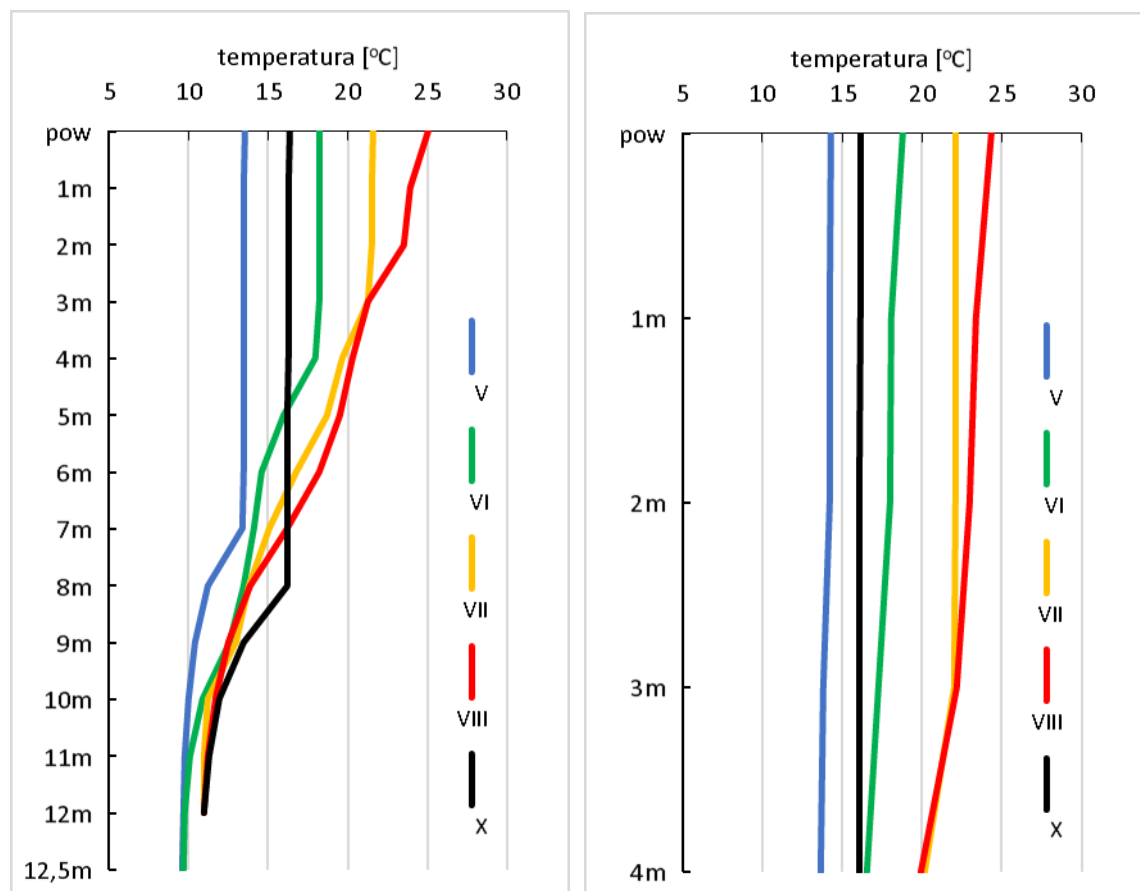
Wyniki uzyskane w roku 2020 porównano do wyników badań z lat 2017-2019 zawartych we wcześniejszych ekspertyzach, wykonanych na zlecenie gminy Rogoźno (Dondajewska i Gołdyn 2017, 2018, Dondajewska-Pielka i Gołdyn 2019).

4. Wyniki badań

4.1 Jezioro Budziszewskie

4.1.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód

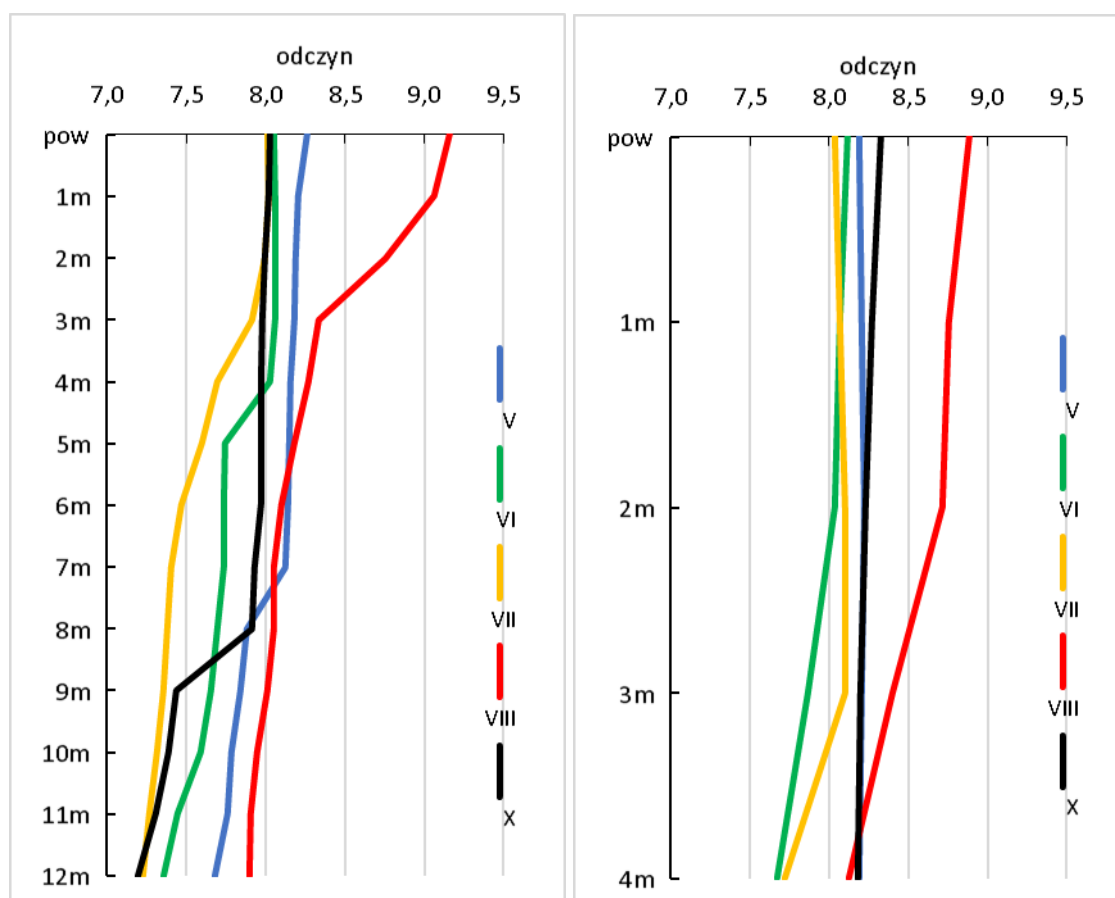
Temperatura wód na stanowisku I zmieniała się w ciągu roku wraz z temperaturą powietrza. W każdym z terminów badań stwierdzono obniżanie się temperatury wraz ze wzrostem głębokości. Zjawisko to było nieco słabiej zarysowane w maju i październiku, gdy temperatura wód była wyrównana od powierzchni do głębokości 7-8 m, po czym obniżała się o 4-5,4°C nad dnem (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 4 m w czerwcu, ulegając zmniejszeniu do 3 m w lipcu i 2 m sierpniu. Wykazywała ona temperaturę od 18,0°C do 25,1°C. Zasięg i miąższość metalimnionu były zmienne, a granica pomiędzy tą warstwą a naddenym hypolimnionem nie była wyraźnie zarysowana. Na głębokości poniżej 11 m temperatura wody wahała się od 9,6°C do 11,3°C.



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

Na stanowisku II, z uwagi na jego mniejszą głębokość, nie notowano wyraźnych różnic temperatury w przekroju pionowym. Zaznaczyły się one nieco silniej jedynie w sierpniu (4,5°C pomiędzy strefą powierzchniową a naddenną), zaś w pozostałych miesiącach występowała homotermia (poniżej 2,2°C różnicy). Temperatura wód dochodziła maksymalnie do ponad 24°C w strefie powierzchniowej w sierpniu, a minimalnie do około 14°C w kwietniu nad dnem (Rys. 8).

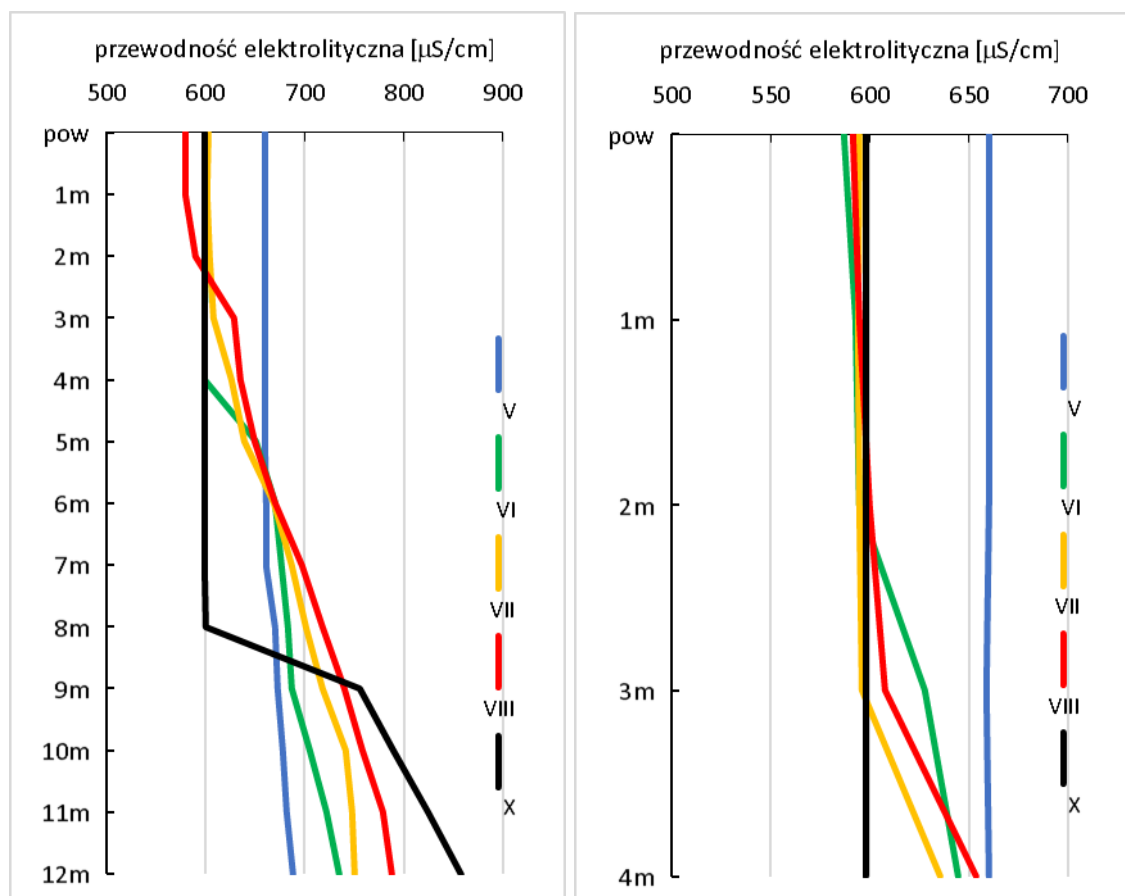
Odczyn wód na stanowisku I wahał się od 7,2 nad dnem w październiku do 9,2 w strefie powierzchniowej w sierpniu. (Rys. 9). W maju i październiku odczyn wód był wyrównany do głębokości 7-8 m na poziomie około 8,0-8,2, zmniejszając się w głębszych strefach jeziora do minimalnie 7,2. W czerwcu wyraźne obniżenie odczynu odnotowano na głębokości 5m, zaś w lipcu od głębokości 4m, a w obu tych miesiącach wartości minimalne nad dnem sięgnęły 7,2-7,3. W sierpniu stwierdzono wyraźny wzrost pH w wodach powierzchniowych do maksymalnie ponad 9, zaś od głębokości 3 m do dna jego wartości były bardziej wyrównane na poziomie 7,9-8,4.



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

Na stanowisku II wartości odczynu zmieniały się w granicach 7,7-8,9. We wszystkich miesiącach odczyn ulegał zmniejszeniu wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 9), przy czym różnice między warstwą powierzchniową a naddenną nie przekraczały 0,5 jednostki pH. Maksymalny odczyn stwierdzono na powierzchni w sierpniu (8,9), podobnie jak na stanowisku I.

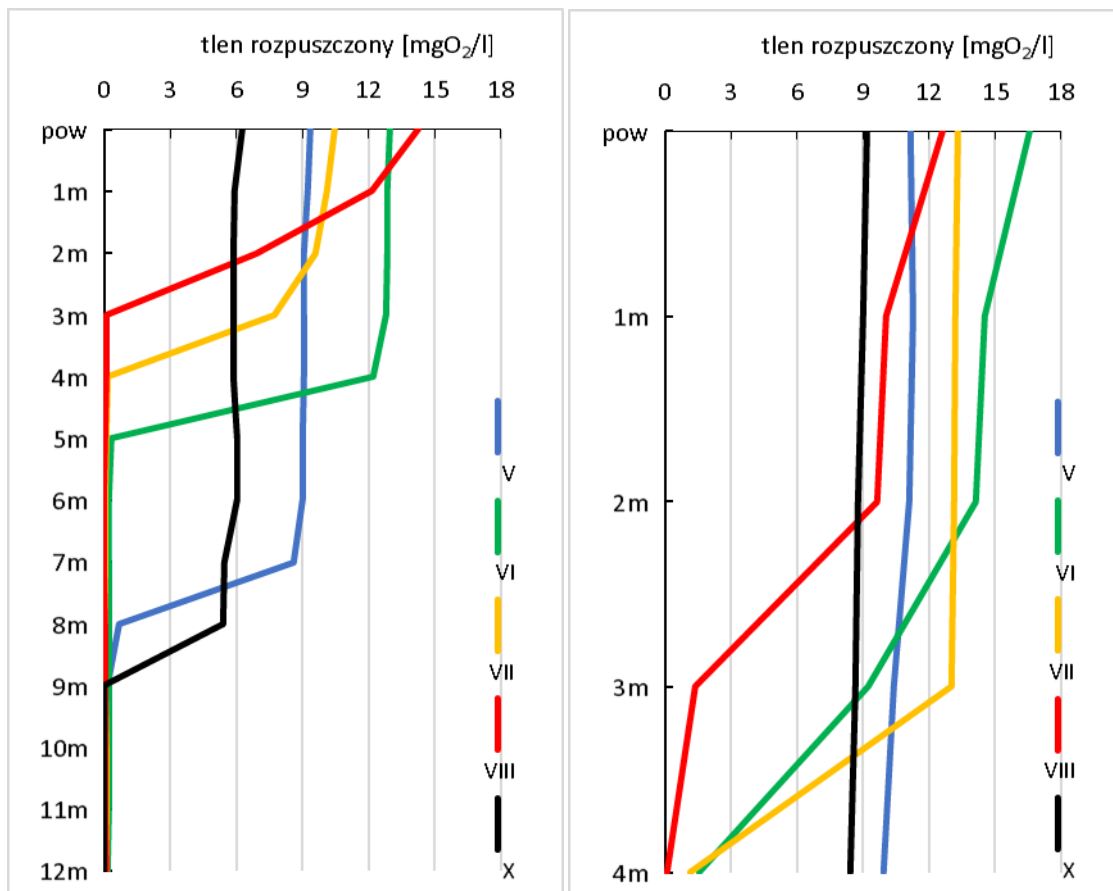
Przewodność elektrolityczna zmieniało się w wodach Jeziora Budziszewskiego w dość szerokich granicach. Na stanowisku I wiosną przewodność wód była w miarę wyrównana w pionie na poziomie 660-694 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rys. 10). W kolejnych miesiącach wartości notowane w płytszych warstwach uległy obniżeniu do około 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lecz wyraźnie zwiększyły się nad dnem. W czerwcu wzrost ten zarysowywał się od głębokości 5 m, w lipcu od 4 m, a w sierpniu od 3 m. Jednocześnie nad dnem stopniowo zwiększała się przewodność wód od 740 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w czerwcu do blisko 790 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w sierpniu. W październiku przewodność była wyrównana do głębokości 8 m na poziomie 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lecz wyraźnie wzrosło nad dnem – do maksymalnie 858 $\mu\text{S}/\text{cm}$.



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 maju na poziomie 660 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i w październiku na poziomie 598 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rys. 10). W pozostałych miesiącach wody powierzchniowe cechowały się podobną przewodnością (około 590-600 $\mu\text{S}/\text{cm}$), zwiększającą się nad dnem (do 635-654 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Koncentracje *tlenu rozpuszczonego* zmieniały się na stanowisku I w szerokich granicach – od wartości bliskich zeru w strefie naddennej do maksymalnie 14,3 mgO_2/l w warstwie powierzchniowej. W każdym z badanych miesięcy obserwowano wyraźne zmniejszanie się ilości tlenu wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 11). Dobrymi warunkami tlenowymi cechowały się wody do głębokości 7 m w maju, do 4 m w czerwcu, 3 m w lipcu, 2 m w sierpniu i ponownie do 8 m w październiku. Największe deficyty tlenu w jeziorze stwierdzono zatem w sierpniu – już od 3 m głębokości. W tym samym czasie wody powierzchniowe były przetlenione, lecz zawartość tlenu szybko zmniejszała się z każdym metrem głębokości. Trwale odtleniona przez cały okres badań była część wód położona poniżej 9 m głębokości.



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

W przypadku stanowiska II zawartość tlenu w wodzie wahała się od zera do 16,6 mgO₂/l (Rys. 11). W maju i październiku ilość tlenu była wyrównana w przekroju pionowym, wynosząc odpowiednio 9,9-11,2 mgO₂/l i 8,5-9,2 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 0,1 mgO₂/l nad dnem w sierpniu.

Nasylenie wód tlenem wahało się na stanowisku I od zera do 136%. (Tab. 3). We wszystkich miesiącach obserwowano wyraźne obniżanie się saturacji wód tlenem wraz ze wzrostem głębokości. Wody powierzchniowe cechowały się niższym nasyceniem w maju i październiku – poniżej 100%, wyższym w czerwcu i lipcu – ponad 110%, a najwyższym w sierpniu – nawet ponad 170%. Strefa o bardzo niskiej saturacji rozpoczynała się w maju na głębokości 8 m, zwiększając swoją miąższość w kolejnych miesiącach z maksimum w sierpniu (poniżej 2% nasycenia na głębokości 3 m) i ponownie zmniejszając w październiku (brak tlenu od 9 m głębokości). Interesujące jest pojawienie się strefy anoksycznej w hypolimnionie w lecie (lipiec, sierpień), jako wynik działania aeratora z napędem fotowoltaicznym. Efekt ten ustąpił w październiku, w wyniku awarii aeratora (Tab. 3).

TABELA 3. NASYCENIE TLENEM WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA OBU STANOWISKACH

stanowisko	głębokość	V	VI	VII	VIII	X
I	pow.	90,5	138,0	119,2	172,8	63,9
	1m	88,9	136,3	114,9	144,1	60,3
	2m	87,0	136,7	109,0	82,3	59,7
	3m	87,2	135,8	88,2	1,4	59,6
	4m	86,9	128,8	1,8	1,0	59,6
	5m	86,6	3,5	1,2	0,6	61,5
	6m	86,4	2,3	0,4	0	61,5
	7m	82,2	2,2	0,2	0	55,8
	8m	6,3	2,2	0,5	0,3	55,0
	9m	1,7	2,4	0,8	0,3	0
	10m	1,6	2,2	0,7	0,6	0
	11m	1,5	1,7	0,7	0,7	0
12m	1,4	1,7	0,7	0,8	0	
II	pow.	109,3	178,1	153,0	151,3	93,6
	1m	110,5	154,2	152,3	118,4	91,8
	2m	108,8	149,8	150,4	112,4	88,9
	3m	100,8	96,2	148,8	16,8	87,8
	4m	95,7	15,4	12,5	0,9	85,7

Na stanowisku II saturacja wody tlenem także zmniejszała się wraz ze wzrostem głębokości, lecz w maju i październiku nie odnotowano warunków beztlenowych –

minimalne nasycenie nad dnem wyniosło 86%. Latem nasycenie wysokie wartości przyjmowało w wodach powierzchniowych, przekraczając 150%, zaś nad dnem zmniejszało się poniżej 16% w czerwcu i lipcu, i poniżej 1% w sierpniu (Tab. 7).

W roku 2020 odnotowano wyższe niż w latach wcześniejszych wartości temperatury, szczególnie w odniesieniu do wyników minimalnych oraz średnich, co związane jest z późniejszym rozpoczęciem badań w sezonie wiosennym, spowodowanym pandemią COVID-19 (Tab. 4). Pewnemu zwiększeniu uległ także odczyn wody, przy czym wynika to głównie z wystąpienia wysokich wartości w wodach powierzchniowych w sierpniu. Przewodność wód wpisywała się w wartości notowane w latach wcześniejszych, podobnie jak koncentracje tlenu na stanowisku II. W przypadku głęboczek obniżeniu uległa wartość średnia, co wiązać należy z długotrwałym odtlenieniem strefy naddennej.

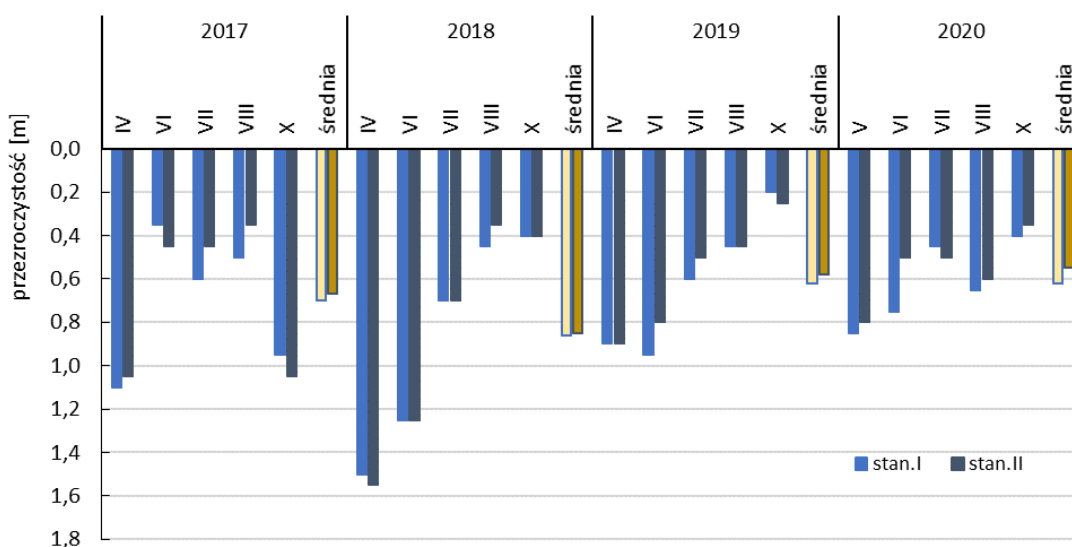
TABELA 4. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH PODSTAWOWYCH WŁAŚCIWOŚCI WÓD JEZIORA W LATACH 2017-2020

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
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
przewodność elektr. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	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
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

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.

W roku 2020 przezroczystość wód na obu stanowiskach zmniejszała się od 0,80-0,85 m w maju do 0,45-0,55 m w lipcu, po czym zwiększyła się w sierpniu do 0,60-0,65 m i ponownie spadła w październiku do wartości minimalnych 0,35-0,40 m (Rys. 12). Średnio była zbliżona na obu stanowiskach i wyniosła 0,62 m (stan. I) i 0,56 m (stan. II). Była zatem zbliżona do wartości odnotowanych w roku 2019 i niższa niż w latach 2017-2018. Uwzględniając jednak tylko wyniki letnie (z okresu czerwiec-sierpień) wynika, że średnia przezroczystość w roku 2020 była wyraźnie wyższa niż w roku wyjściowym 2017 (0,68 m, w stosunku do 0,45 m w 2017 r.).

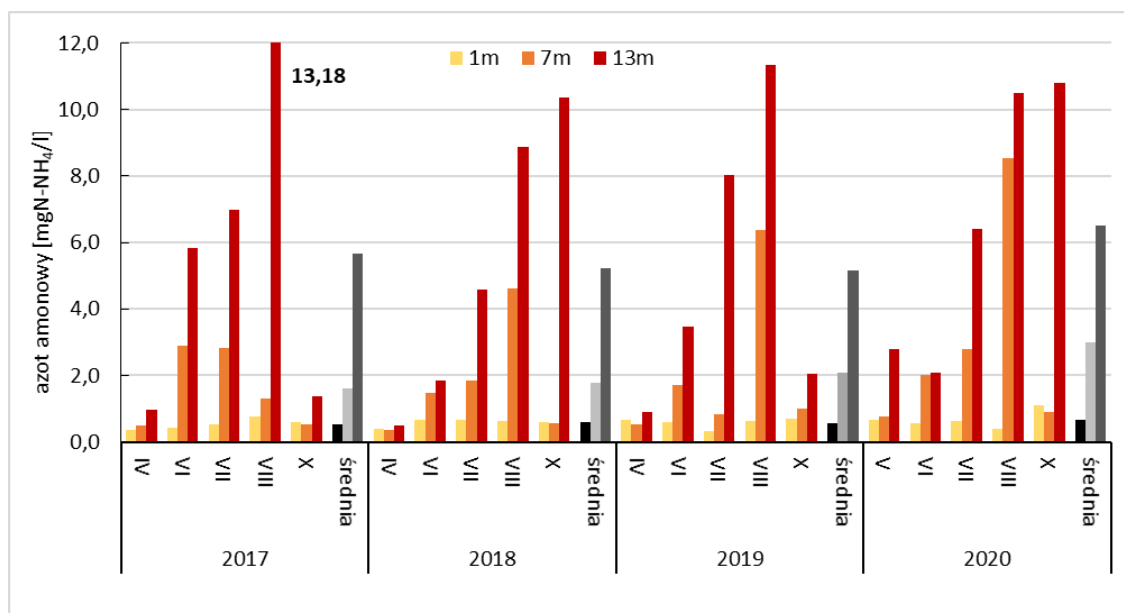


RYS. 12. ZMIANY PRZEZROCZYSTOŚCI WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W LATACH 2017-2019

4.1.2 Koncentracje związków biogenych

Stężenia azotu amonowego na stanowisku I wahały się w roku 2020 w zakresie od 0,41 mgN-NH₄/l na głębokości 1 m w sierpniu do 10,80 mgN-NH₄/l nad dnem jeziora w październiku (Rys. 13). Na głębokości 1 m zawartość azotu amonowego była dość wyrównana w okresie od maja do sierpnia, wynosząc średnio 0,57 mgN-NH₄/l i zwiększając się w październiku do 1,11 mgN-NH₄/l. Na głębokości 7 m wzrastała od maja, osiągając maksimum na poziomie 8,52 mgN-NH₄/l w sierpniu, po czym uległa obniżeniu do 0,88 mgN-NH₄/l w październiku. Średnia koncentracja w tej warstwie wody wyniosła zatem 2,99 mgN-NH₄/l. Najwyższe stężenia tej formy azotu stwierdzano nad dnem, szczególnie w sierpniu i październiku (ponad 10 mgN-NH₄/l), zaś średnia wyniosła 6,51 mgN-NH₄/l.

W porównaniu do lat wcześniejszych ilości azotu amonowego w wodach powierzchniowych zwiększyły się we wszystkich warstwach (Tab. 5).



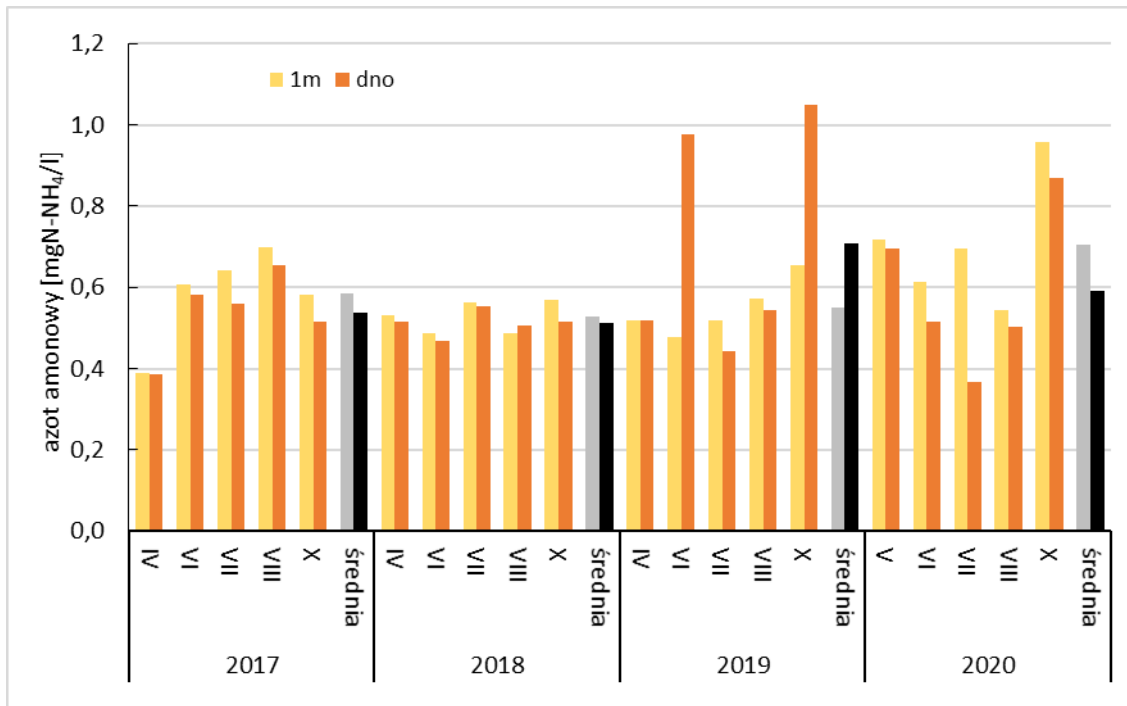
RYS. 13. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020

W przypadku stanowiska II zawartość azotu amonowego wynosiła od 0,37 mgN-NH₄/l nad dnem w lipcu do 0,96 mgN-NH₄/l na głębokości 1 m w październiku (Rys. 14). Na głębokości 1 m ilość azotu zmniejszała się od maja do sierpnia, po czym zwiększyła się w październiku, wynosząc średnio 0,71 mgN-NH₄/l (Tab. 5). Średnia koncentracja azotu amonowego nad dnem ukształtowała się na poziomie 0,59 mgN-NH₄/l, przy czym wyższe wartości stwierdzono w maju i październiku (powyżej 0,69 mgN-NH₄/l). W porównaniu do lat wcześniejszych odnotowano występowanie wyższych stężeń azotu amonowego, w szczególności na głębokości 1 m.

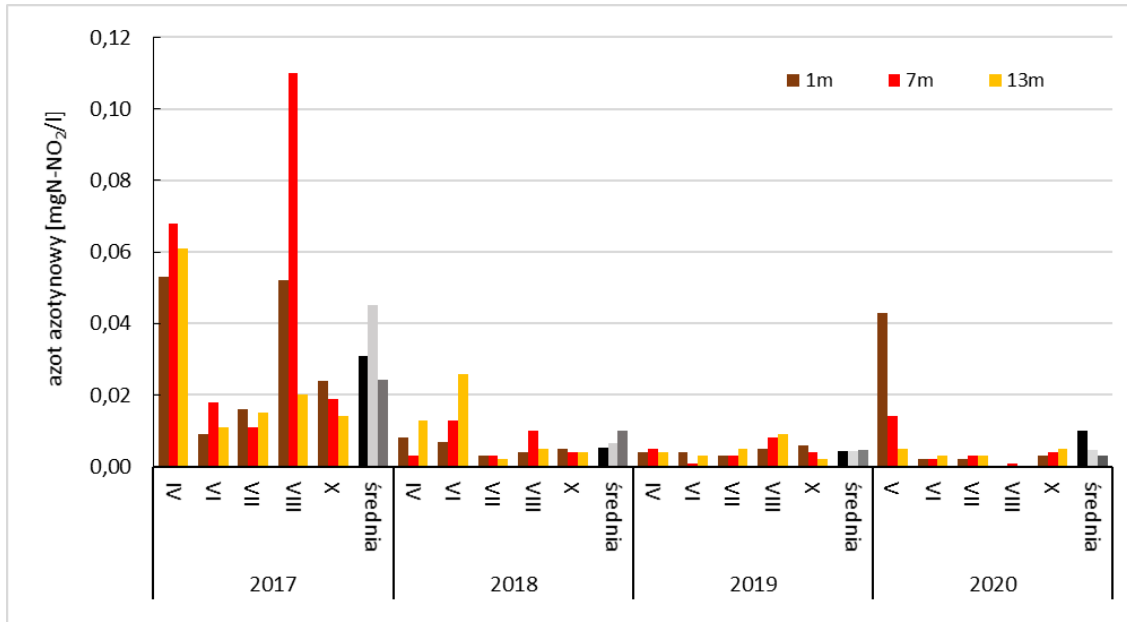
Stężenia *azotynów* na stanowisku I nie przekraczały przez większość okresu badawczego 0,01 mgN-NO₂/l (Rys. 15). Jedynie w maju ich koncentracja zwiększyła się, zwłaszcza na głębokości 1 m i 7 m. Średnia ilość azotu azotynowego wahała się od 0,003 mgN-NO₂/l na głębokości 13 m, przez 0,005 mgN-NO₂/l na głębokości 7 m do 0,01 mgN-NO₂/l na głębokości 1 m. Przez większość roku były one zbliżone do notowanych w latach 2018-2019 i niższe niż w roku 2017 (Tab. 5).

Na stanowisku II koncentracje azotynów również nie przekraczały 0,01 mgN-NO₂/l przez większość badanych miesięcy, zwiększając się jedynie w maju do maksymalnie 0,03 mgN-NO₂/l (Rys. 16). Średnie stężenie na głębokości 1 m wyniosło 0,008 mgN-NO₂/l i było dwukrotnie wyższe niż nad dnem. W porównaniu do lat

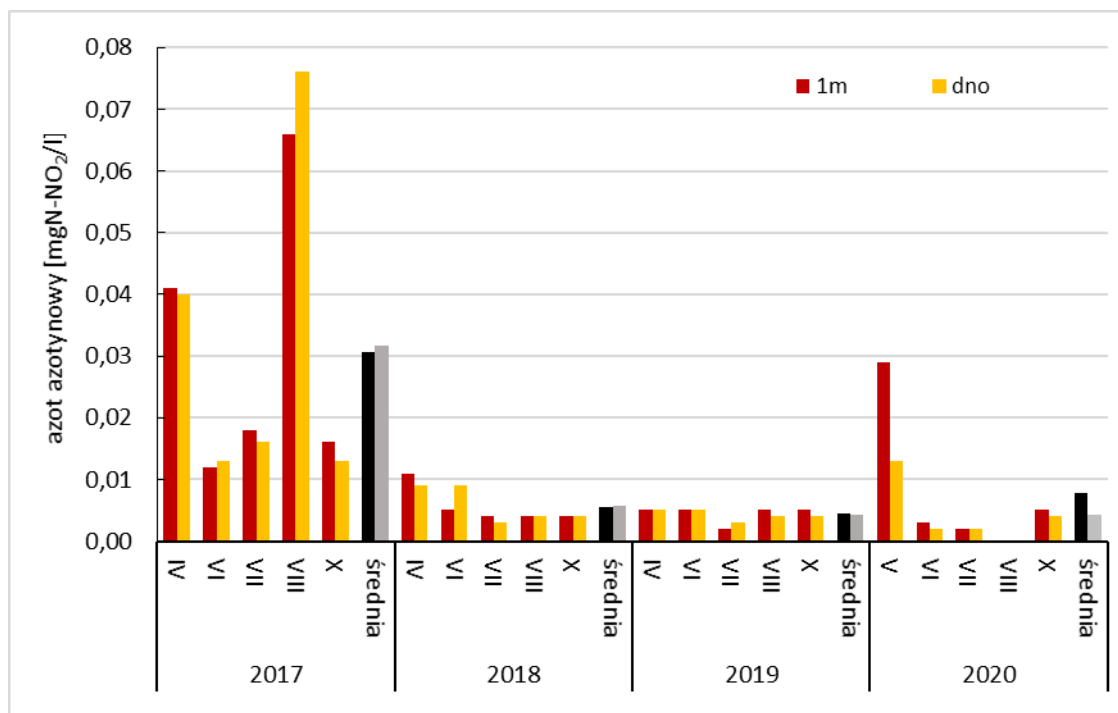
wcześniejszych wartości te były zbliżone do wyników z lat 2018-2019 i niższe niż w roku 2017 (Tab. 5).



RYS. 14. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020



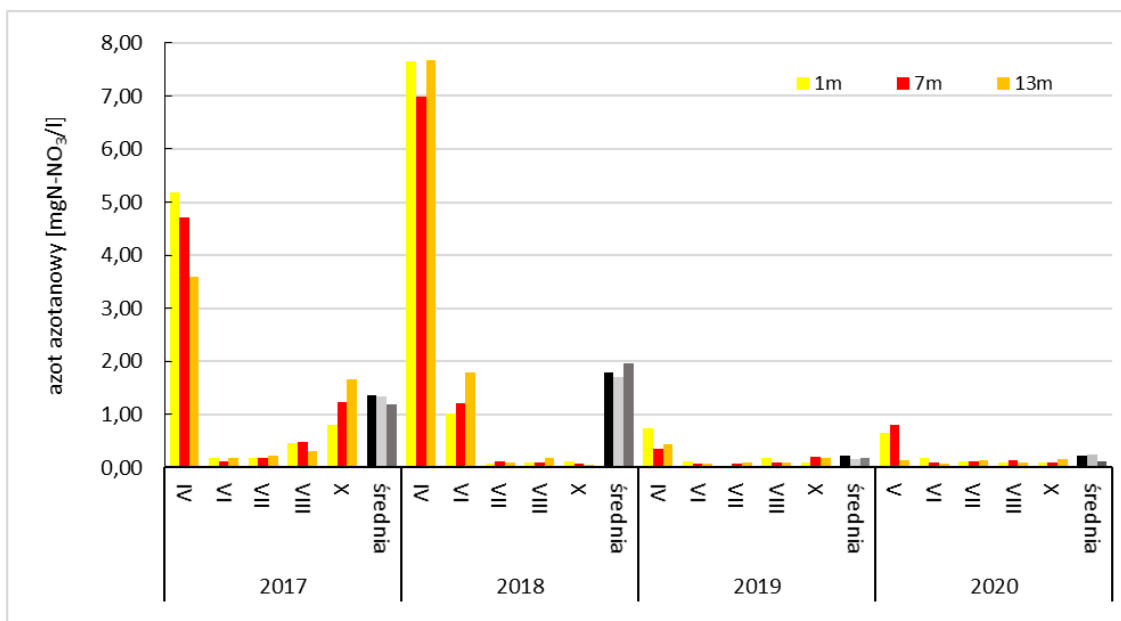
RYS. 15. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020



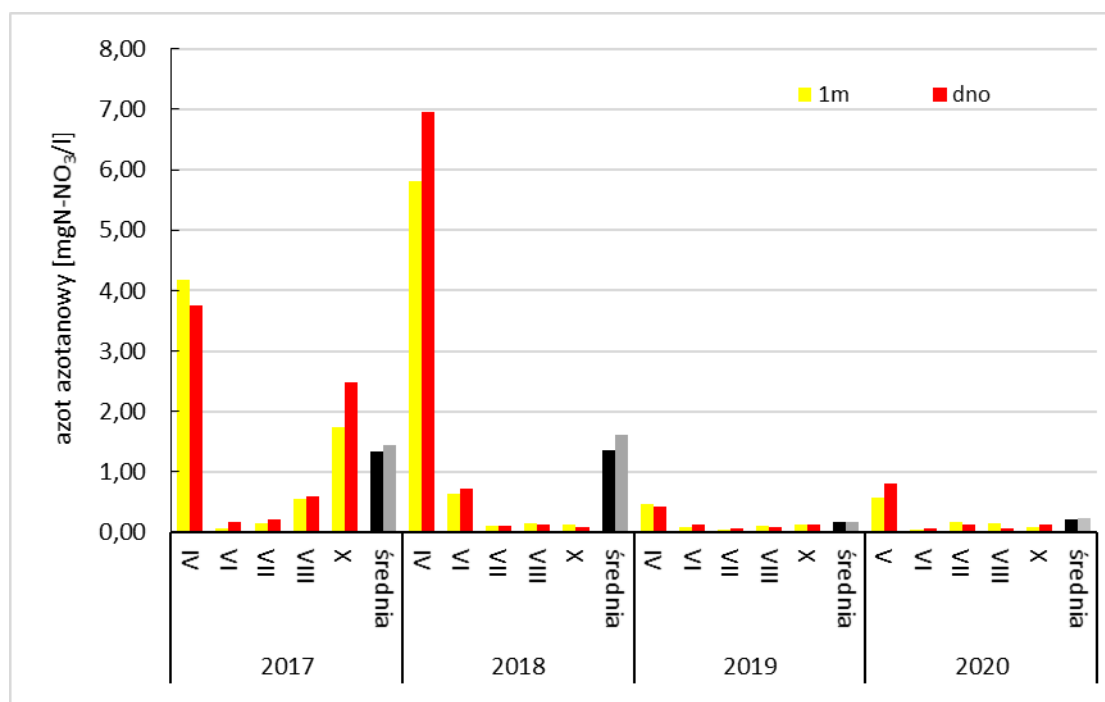
RYS. 16. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

Zawartości *azotanów* na stanowisku I najwyższe wartości przyjmowały w maju, nie przekraczając jednak 1,0 mgN-NO₃/l. W kolejnych miesiącach uległy zmniejszeniu do poziomu poniżej 0,2 mgN-NO₃/l. Średnie stężenie azotu azotanowego wahało się w roku 2020 od 0,13 mgN-NO₃/l na głębokości 13 m, przez 0,22 mgN-NO₃/l na głębokości 1 m do 0,25 mgN-NO₃/l na głębokości 7 m (Rys. 17). Były one zbliżone do stężeń odnotowanych w roku 2019 i niższe niż wartości obserwowane w latach 2017-2018 (Tab. 5), z uwagi na niższe koncentracje w okresie wiosennym.

Na stanowisku II stężenia azotanów także najwyższe wartości przyjmowały w maju (0,57-0,81 mgN-NO₃/l), zmniejszając się w kolejnych miesiącach do poziomu poniżej 0,17 mgN-NO₃/l (Rys. 18). Średnia koncentracja azotanów na głębokości 1 m wyniosła 0,21 mgN-NO₃/l, zwiększając się do 0,24 mgN-NO₃/l nad dnem. Notowane koncentracje były zbliżone do stwierdzonych w roku 2019 i niższe, szczególnie wiosną, w porównaniu do lat 2017-2018 (Tab. 5).



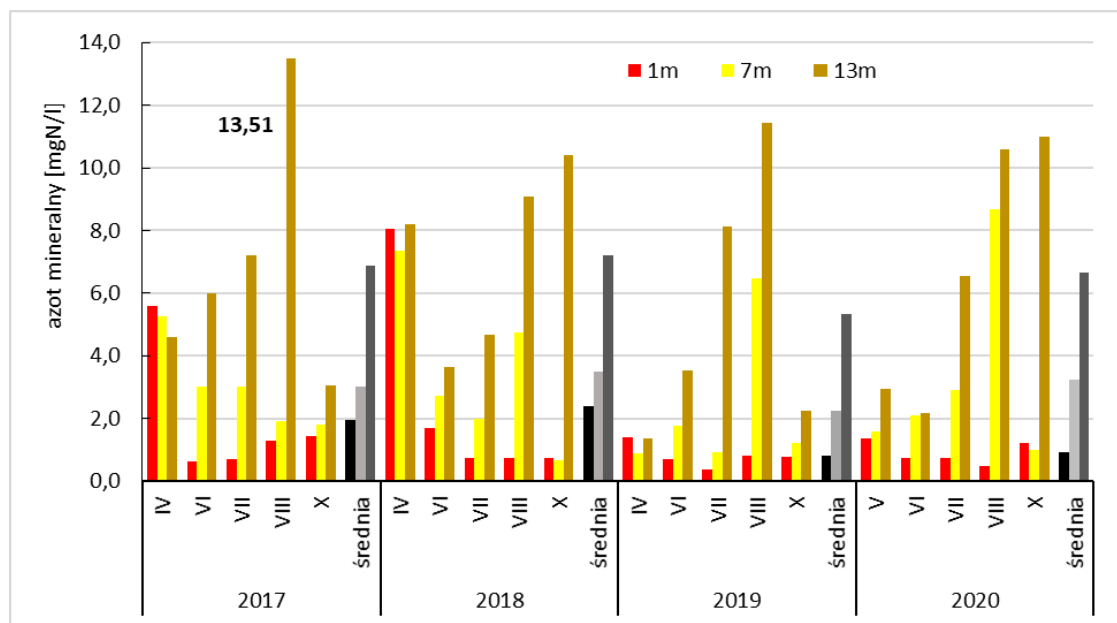
RYS. 17. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020



RYS. 18. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

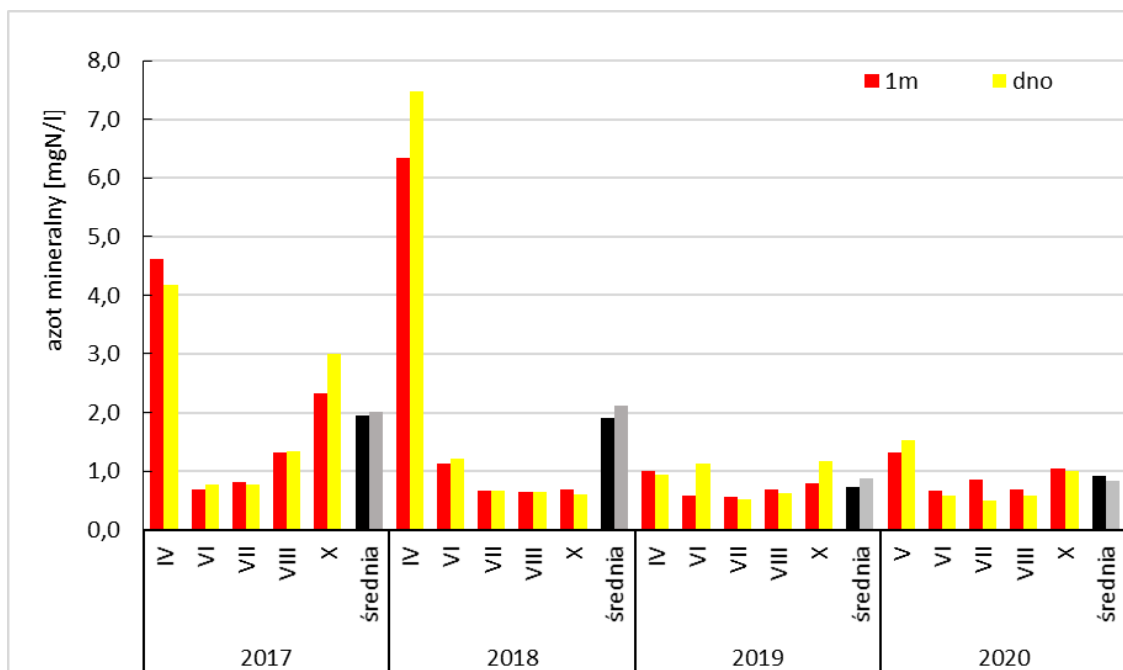
Stężenia *azotu mineralnego* na stanowisku I wahały się w granicach od 0,49 mgN/l na głębokości 1 m w sierpniu do 11,98 mgN/l na głębokości 13 m w październiku (Rys. 19). Na głębokości 1 m wyższe koncentracje odnotowano w maju i październiku (średnio 0,91 mgN/l). Na głębokości 7 m najwyższą zawartość azotu mineralnego stwierdzono w sierpniu – ponad 8,6 mgN/l, przy średniej 3,25 mgN/l. W strefie naddennej natomiast zawartość azotu mineralnego najwyższe wartości, przekraczające 6,5 mgN/l,

obserwowano od czerwca do października. Średnia koncentracja wyniosła 6,64 mgN/l. We wszystkich warstwach wody stężenia azotu mineralnego były w roku 2020 nieco wyższe niż w roku 2019, lecz niższe niż w latach 2017-2018, co przełożyło się także na wartości średnie (Tab. 5).



RYS. 19. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020

Na stanowisku II sumaryczna zawartość mineralnych form azotu wahała się w zakresie od 0,49 do 1,52 mgN/l. Nieco wyższe stężenia stwierdzono w maju i październiku (0,99-1,52 mgN/l) w porównaniu do miesięcy letnich (0,49-0,86 mgN/l). Średnia zawartość azotu mineralnego na głębokości 1 m wyniosła 0,92 mgN/l, a nad dnem – 0,83 mgN/l. Były to koncentracje zbliżone do obserwowanych rok wcześniej i niższe niż w latach 2017-2018 (Tab. 5).

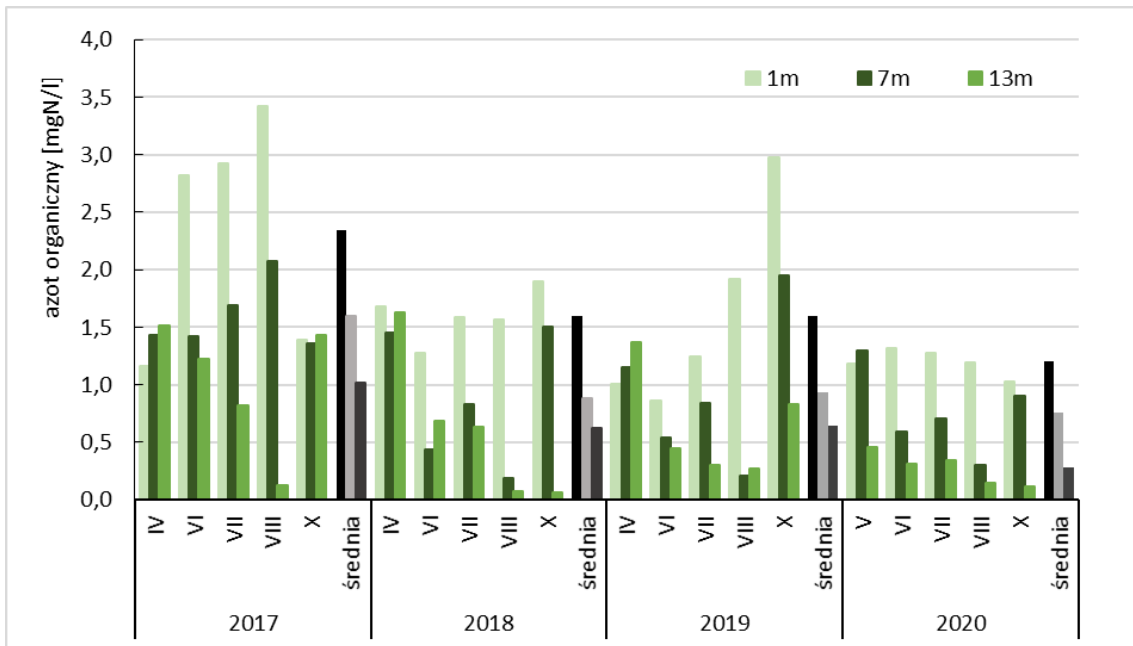


RYS. 20. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

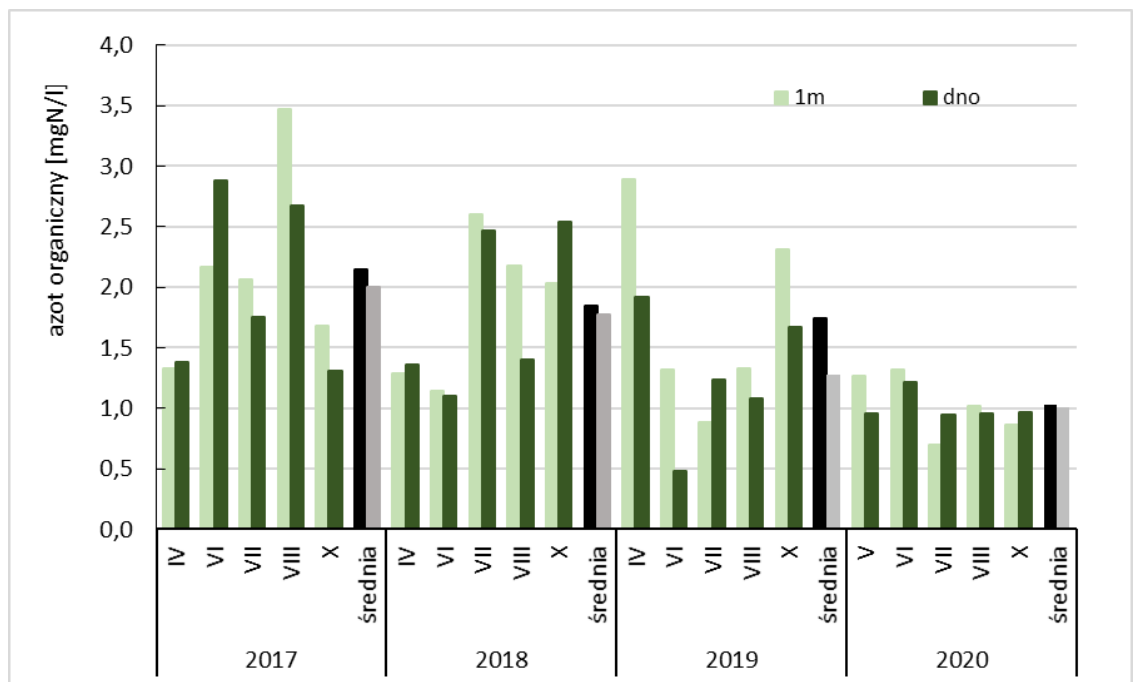
Koncentracje *azotu organicznego* na stanowisku I wahały się od 0,12 mgN/l w sierpniu na głębokości 7 m do 1,32 mgN/l w czerwcu na głębokości 1 m. W najpłytszej badanej warstwie wody koncentracje azotu organicznego wyższe wartości przyjmowały w czerwcu i lipcu, a średnia wyniosła 1,2 mgN/l (Rys. 21). Na głębokości 7 m naprzemiennie zwiększały się i obniżały, osiągając najwyższe wartości w maju i październiku, przy średniej na poziomie 0,76 mgN/l. Wody naddenne cechowały się najniższymi ilościami azotu organicznego, ze średnią 0,28 mgN/l. W porównaniu do lat wcześniejszych zawartość organicznych związków azotu była niższa, co potwierdzają wartości średnie dla poszczególnych warstw wody (Tab. 5).

W przypadku stanowiska II stężenia azotu organicznego wahały się od 0,70 do 1,31 mgN/l (Rys. 22). Nieco wyższe wartości odnotowano w maju i czerwcu. Na tle lat wcześniejszych ilość azotu organicznego w roku 2020 była wyraźnie niższa (Tab. 5).

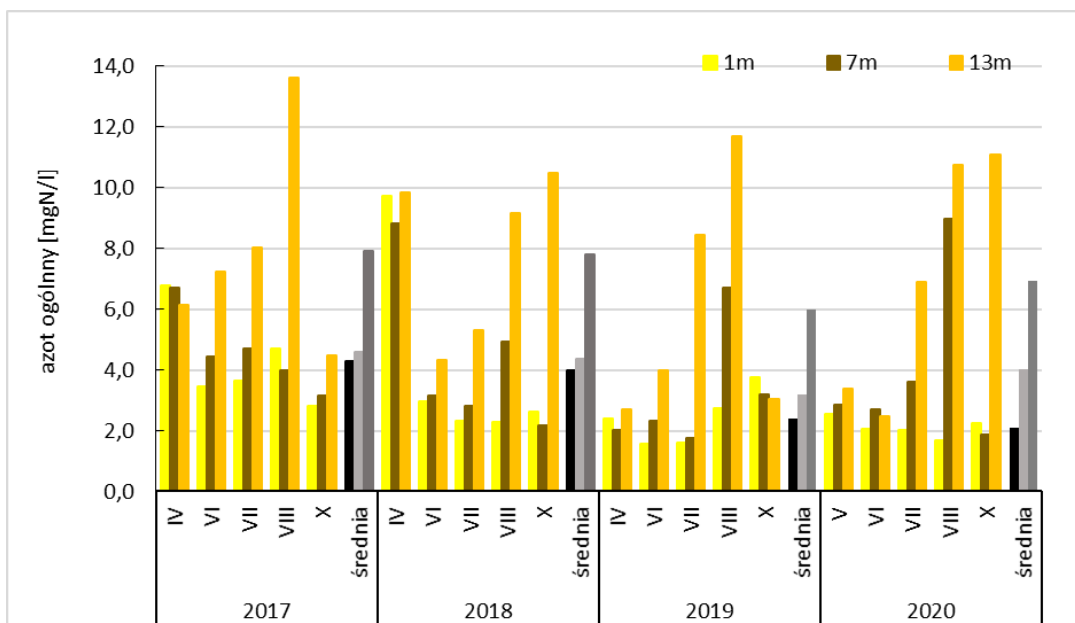
Zawartość *azotu ogólnego* zmieniała się w granicach od 1,69 mgN/l w sierpniu do 11,09 mgN/l w październiku. Niższe wartości, nie przekraczające 3,5 mgN/l, stwierdzano w maju i czerwcu, natomiast latem i jesienią wyraźne następowało ich zwiększenie w strefie naddennej (Rys. 23). Średnia zawartość azotu ogólnego na głębokości 1 m wyniosła 2,11 mgN/l, była zatem niższa o ponad 1,1 mgN/l od wartości notowanych w latach 2017 i 2018 (Tab. 5). Na głębokości 7 m średnia ilość azotu sięgnęła 4,00 mgN/l, wzrastając w stosunku do średniej z roku 2019. Także nad dnem wartość średnia (6,92 mgN/l) była wyższa niż w roku wcześniejszym, lecz niższa niż w latach 2018-2019.



RYS. 21. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020

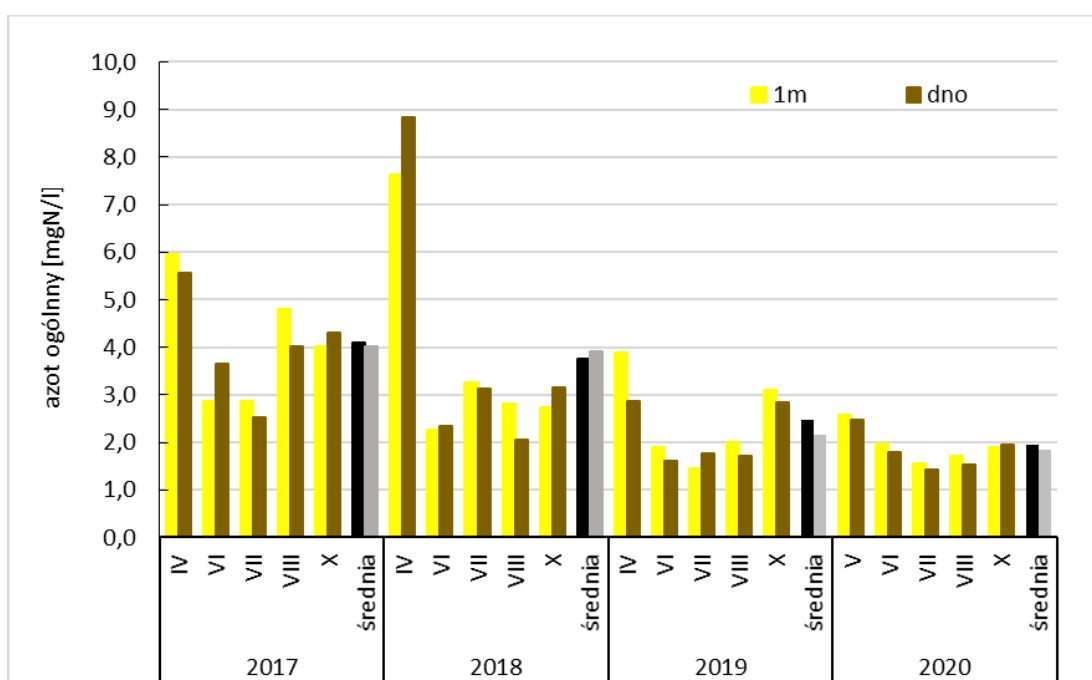


RYS. 22. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020



RYS. 23. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020

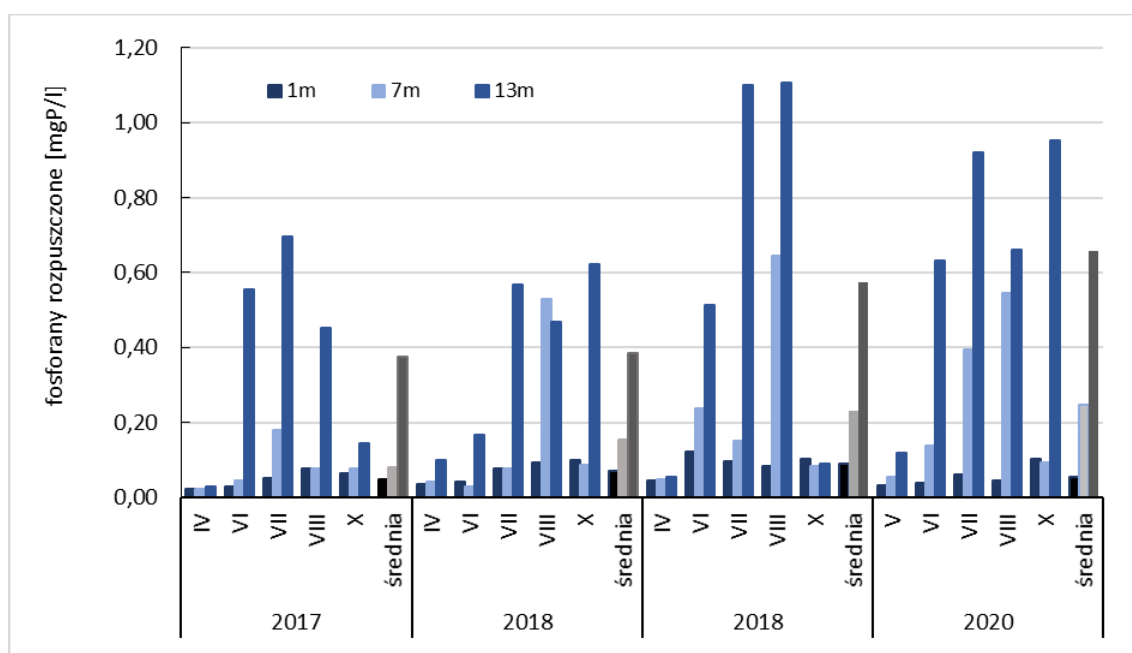
Na stanowisku II koncentracje azotu ogólnego wahały się od 1,43 do 2,59 mgN/l. Wyższe ilości tego pierwiastka odnotowano w maju – ponad 2,4 mgN/l, podczas gdy w okresie od czerwca do października maksymalna ilość azotu ogólnego sięgnęła 1,98 mgN/l (Rys. 24). W obu warstwach wody średnie stężenia azotu były w roku 2020 niższe niż w latach wcześniejszych (Tab. 5), wynosząc 1,95 mgN/l na głębokości 1 m i 1,84 mgN/l nad dnem.



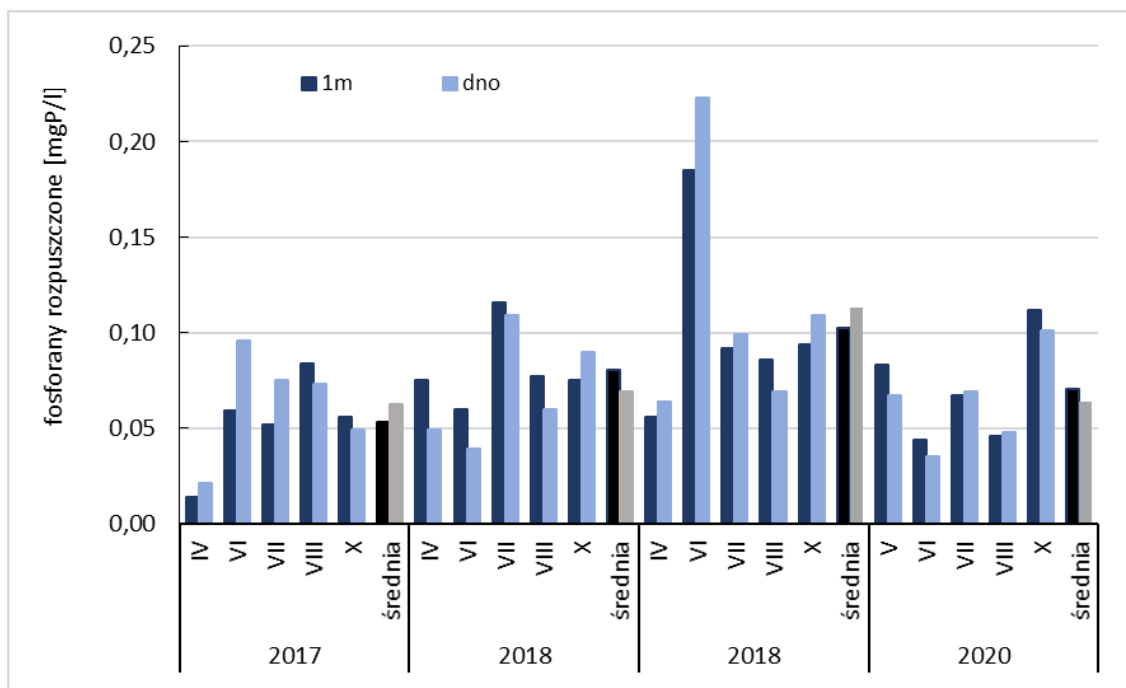
RYS. 24. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

Na stanowisku I stężenia *ortofosforanów* najniższe wartości przyjmowały na głębokości 1 m, gdzie wynosiły średnio 0,06 mgP/l, a maksymalnie sięgnęły 0,10 mgP/l w październiku (Rys. 25). Wyższe ilości fosforanów cechowały wody jeziora na głębokości 7 m, zwłaszcza w lipcu i sierpniu, a średnia koncentracja sięgnęła tutaj 0,25 mgP/l. Nad dnem w okresie od czerwca do października zawartość ortofosforanów nie spadała poniżej 0,6 mgP/l, sięgając maksymalnie 0,95 mgP/l, a średnio – 0,66 mgP/l. W porównaniu do roku 2019 niższe stężenia cechowały wody na głębokości 1m, wyższe zaś w głębszych warstwach wody (Tab. 5).

Na stanowisku II stężenia fosforanów rozpuszczonych wahały się od 0,04 mgP/l w czerwcu do 0,11 mgP/l w październiku (Rys. 26). Wyższe koncentracje notowano w maju i październiku, niższe w miesiącach letnich. Średnia zawartość ortofosforanów na głębokości 1 m wyniosła 0,07 mgP/l, zaś nad dnem – 0,06 mgP/l. Były one niższe niż w latach 2018-2019, lecz wyższe niż w roku 2017 (Tab. 5). Obecność fosforanów rozpuszczonych we wszystkich terminach badań świadczy o hipertroficznym charakterze jeziora (brak limitacji produkcji pierwotnej przez związki fosforu).



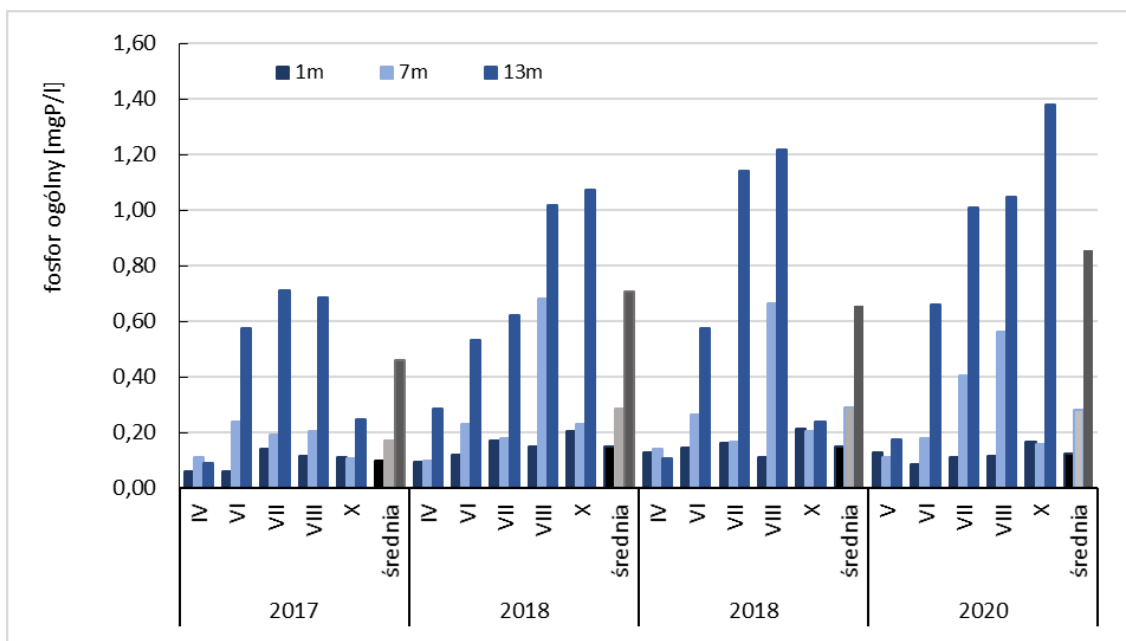
RYS. 25. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020



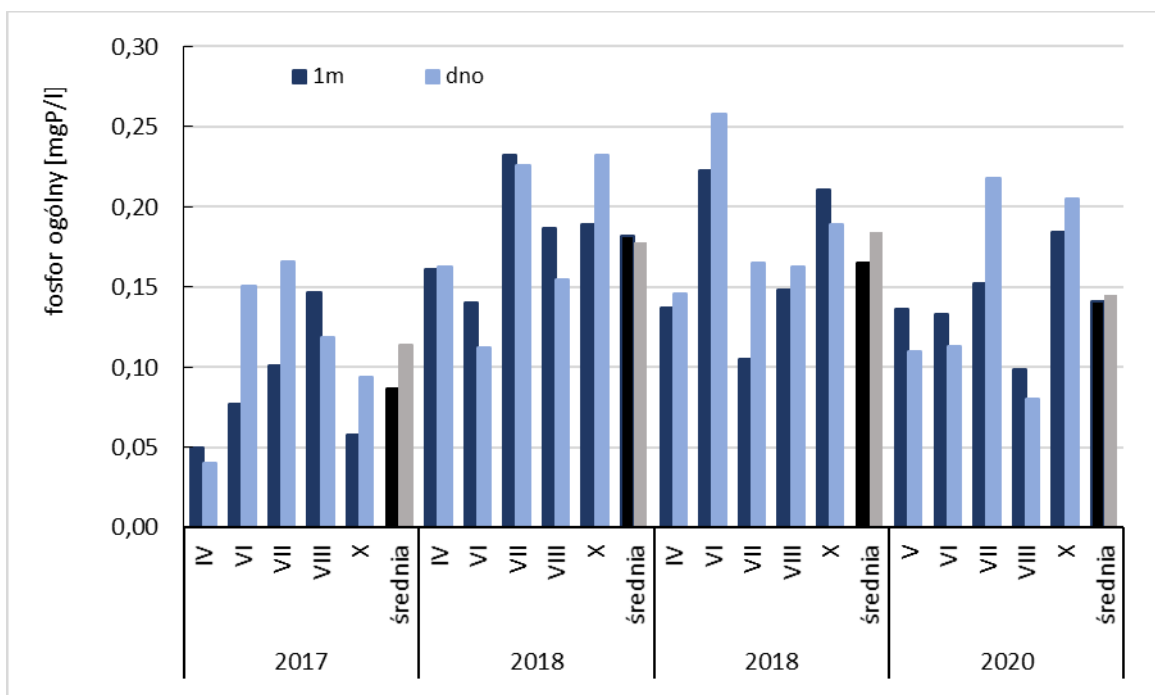
RYS. 26. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSTWIONYCH W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

Koncentracje *fosforu ogólnego* na stanowisku I wahały się w zakresie od 0,09 do 1,38 mgP/l. W maju były one dość wyrównane w przekroju pionowym, zaś w pozostałych miesiącach wyraźnie zwiększały się wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 27). Pod powierzchnią wody średnie stężenie fosforu wyniosło 0,12 mgP/l, zwiększając się na głębokości 7 m do 0,28 mgP/l, a nad dnem do 0,85 mgP/l. Wartości te dla płytszych warstw wody były zbliżone do stwierdzonych w roku 2019 (Tab. 5). Odnotowano jednak wyraźny wzrost koncentracji fosforu w hypolimnionie jeziora.

Na stanowisku II stężenia fosforu ogólnego zmieniały się w granicach od 0,08 mgP/l w sierpniu do 0,22 mgP/l w lipcu. W maju, czerwcu i sierpniu zawartość fosforu na tym stanowisku nie przekraczała 0,15 mgP/l, zwiększając się w lipcu i październiku, zwłaszcza nad dnem (Rys. 28). Średnie stężenie było zbliżone w obu warstwach wody wynosząc 0,14 mgP/l na głębokości 1 m i 0,15 mgP/l nad dnem. Wartości te były niższe niż notowane w latach 2018-2019 (Tab. 5).



RYS. 27. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020



RYS. 28. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

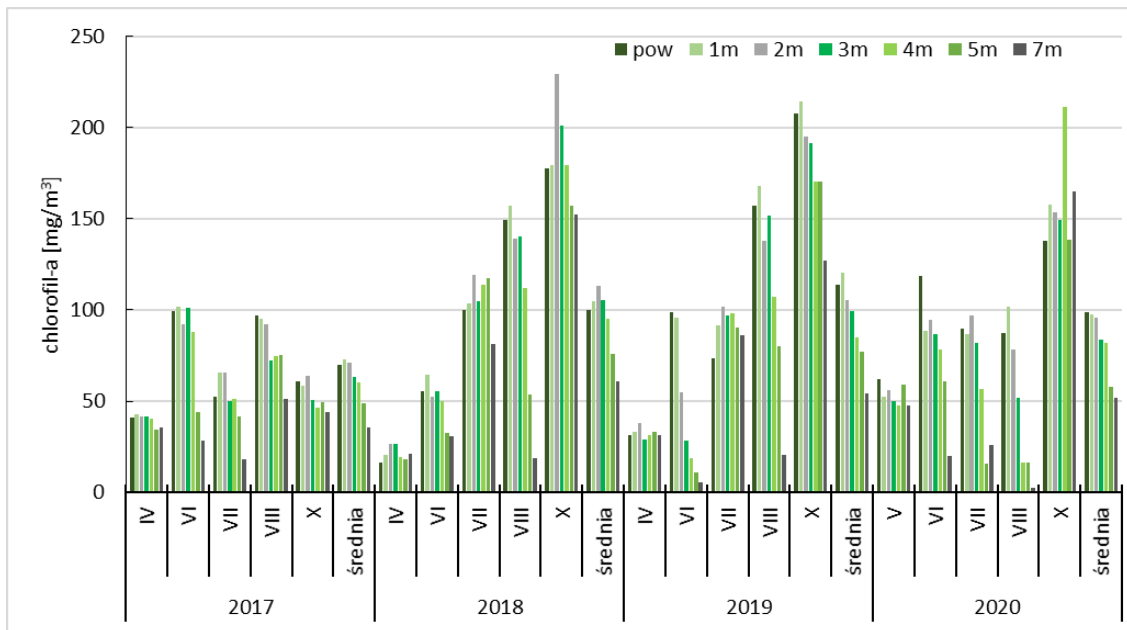
TABELA 5. PORÓWNANIE ŚREDNICH KONCENTRACJI ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W WODACH JEZIORA W LATACH 2017-2020 (WYTLUSZCZONO WARTOŚCI MAKSYMALNE)

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
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
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
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
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
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
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
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

4.1.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej

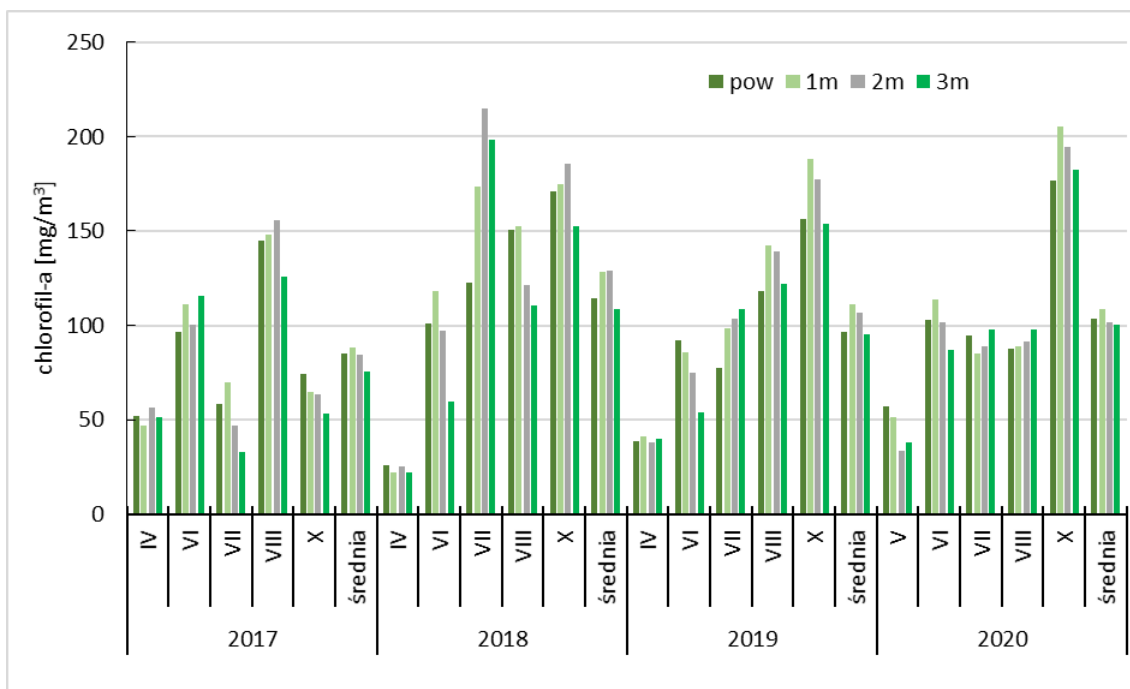
Koncentracje *chlorofilu-a* na stanowisku I najniższe wartości w całym przekroju pionowym przyjmowały w maju – średnio 53 mg/m³. W czerwcu nastąpiło ich wyraźne zwiększenie do blisko 120 mg/m³ w warstwie powierzchniowej i 60 mg/m³ na głębokości 5 m. W lipcu i sierpniu nieznacznie się obniżyły, nie przekraczały bowiem 105 mg/m³ w wodach powierzchniowych i 26 mg/m³ na głębokości 5-7 m (Rys. 29). W październiku stwierdzono występowanie najwyższych ilości barwnika w całym przekroju pionowym, z maksymalną koncentracją 211 mg/m³ na głębokości 4 m i średnią (od powierzchni do 7 m głębokości) blisko 160 mg/m³. Średnie koncentracje chlorofilu-a w poszczególnych

warstwach wody były nieco niższe niż w latach 2018-2019, lecz wyższe niż w roku 2017 (Tab. 6).



RYS. 29. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020

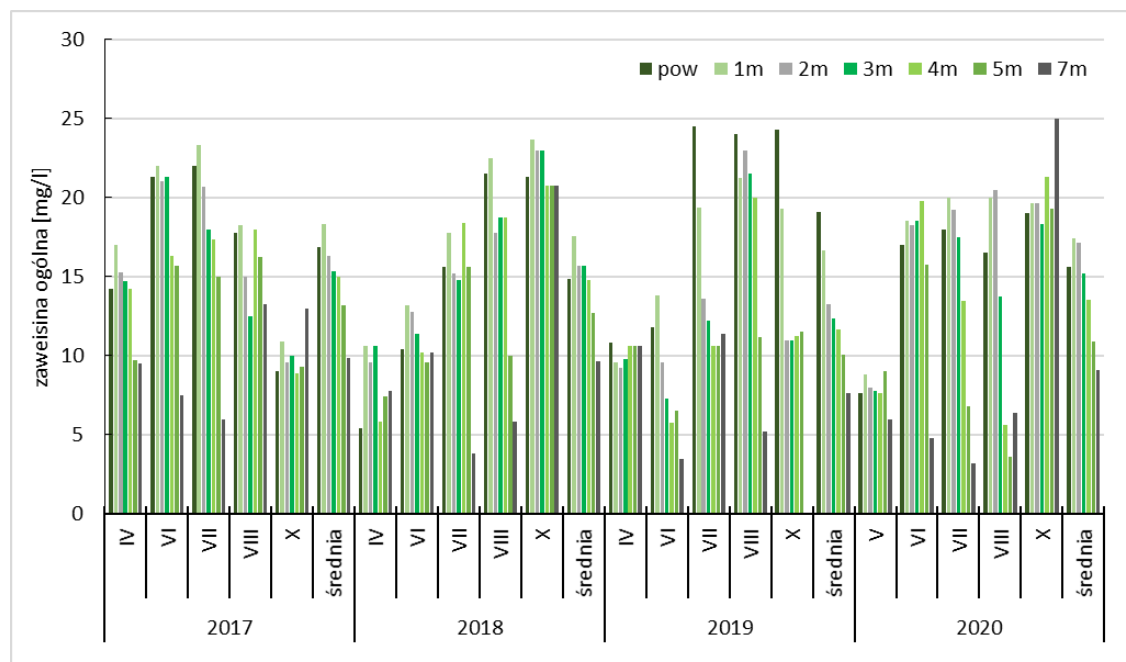
Na stanowisku II zawartość chlorofilu-a również była najniższa w maju, wynosząc średnio w przekroju pionowym 45 mg/m³. Jego ilość zwiększyła się w czerwcu, sięgając maksymalnie blisko 114 mg/m³, a średnio 100 mg/m³ (Rys. 30).



RYS. 30. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

Nieco niższe koncentracje barwnika odnotowano w lipcu i sierpniu – nie przekraczały 100 mg/m³. Podobnie jak na stanowisku I, maksymalne ilości chlorofilu-a wystąpiły w październiku – nawet 205 mg/m³ na głębokości 1 m. Średnie ilości barwnika dla każdej z badanych warstw wody były w roku 2020 zbliżone do notowanych rok wcześniej i niższe niż w roku 2018, lecz wyższe niż w roku 2017 (Tab. 6).

Zawartość zawiesiny ogólnej na stanowisku I wahała się od 3,2 mg/l w lipcu do 25,0 mg/l w październiku. W maju w całym przekroju pionowym nie przekraczała 9 mg/l, zwiększając się latem i jesienią do ponad 18 mg/l, zwłaszcza w wodach powierzchniowych (Rys. 31). Średnia zawartość zawiesiny ogólnej w roku 2020 wyniosła 11,1 mg/l, była zatem nieco wyższa niż w roku 2019 (Tab. 6).

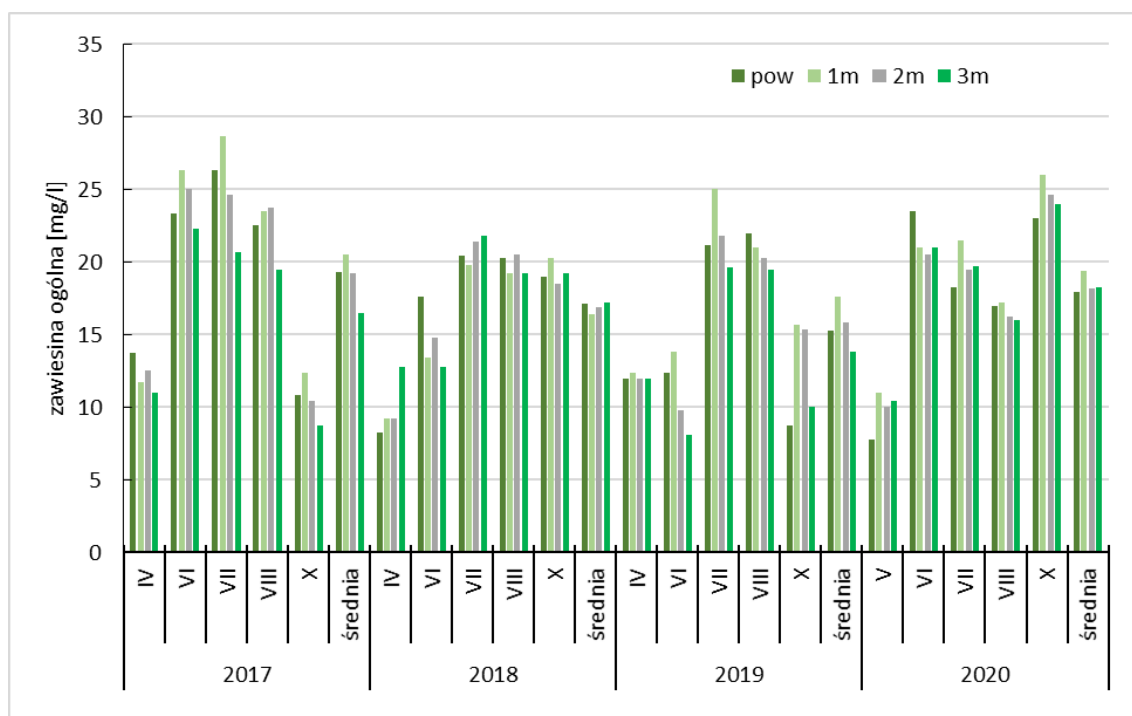


RYS. 31. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020

TABELA 6. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH ZAWARTOŚCI CHLOROFILU-A I ZAWIESINY OGÓLNEJ W LATACH 2017-2020

wskaznik	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
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

Na stanowisku II ilość zawiesiny zawierała się w przedziale 7,8-26,0 mg/l, przy czym z reguły maksymalne wartości w danym miesiącu stwierdzano na głębokości 1 m (Rys. 32). Najwyższe jej zawartości w wodzie obserwowano w czerwcu i październiku (ponad 20 mg/l), najniższe zaś w maju (poniżej 12 mg/l). Średnia ilość zawiesiny wyniosła 18,4 mg/l i była wysza niż w roku 2017-2019 (Tab. 6).

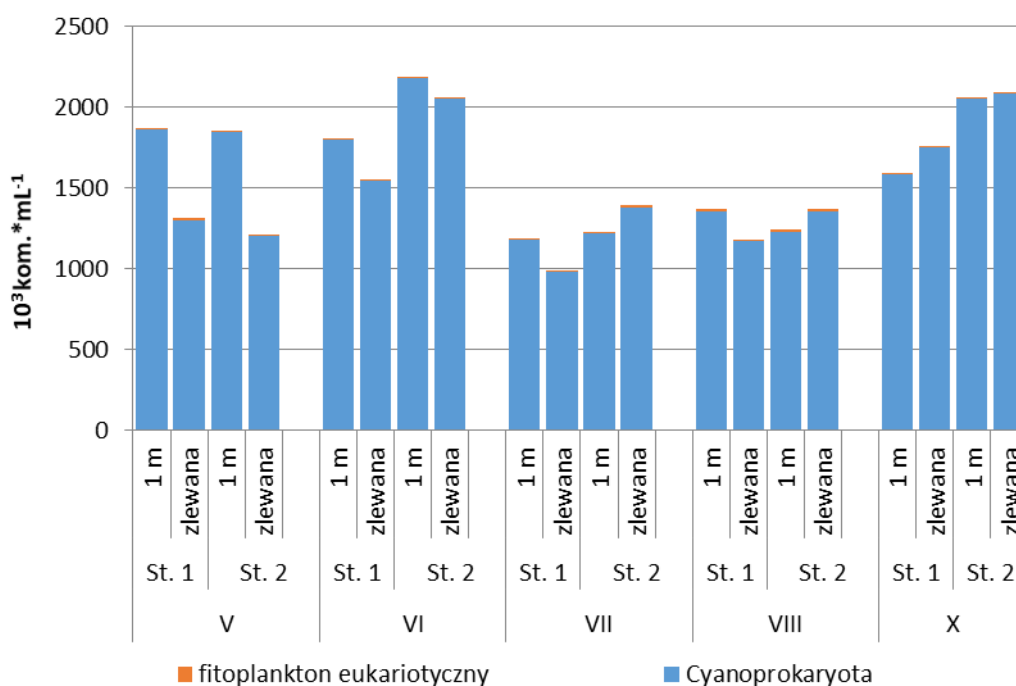


RYS. 32. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

4.1.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu

Liczebność fitoplanktonu w Jeziorze Budziszewskim w 2020 roku wahała się w zakresie od $990 \cdot 10^3$ do $2092 \cdot 10^3$ kom \cdot mL $^{-1}$, a więc tak jak w poprzednich latach badawczych maksymalna wartość liczebności przekroczyła 2 mln komórek w mililitrze. Bardzo wysoka liczebność fitoplanktonu wynikała z licznego rozwoju sinic nitkowatych, które charakteryzują się drobnymi (w porównaniu do fitoplanktonu eukariotycznego), szybko rosnącymi komórkami. Najwyższą liczebność stwierdzono w październiku (Rys. 33), w okresie miksji jesiennej, na stanowisku 2.

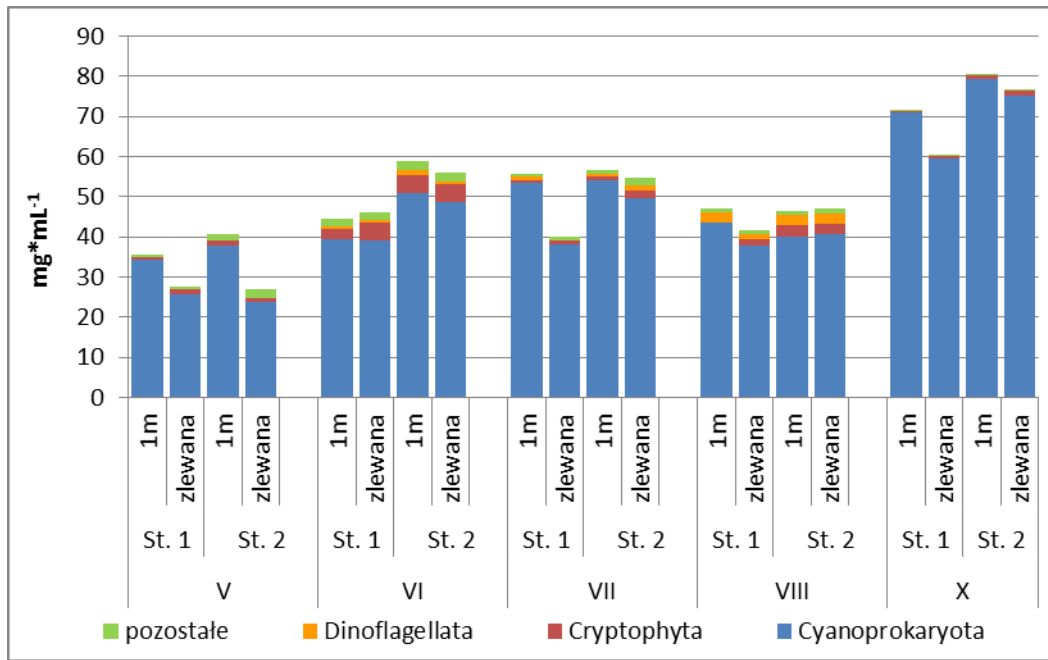
Cyjanobakterie dominowały w liczebności fitoplanktonu przez cały sezon badawczy (Rys. 33). Łączny udział glonów eukariotycznych w liczebności ogólnej nie przekraczał 1,5%. Najliczniej rozwijającymi się gatunkami były nitkowate sinice z rzędu Oscillatoriales (*Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena* spp., *Planktolyngbya limnetica*, *Limnothrix redeckei*), a w sierpniu również *Aphanizomenon gracile* z rzędu Nostocales.



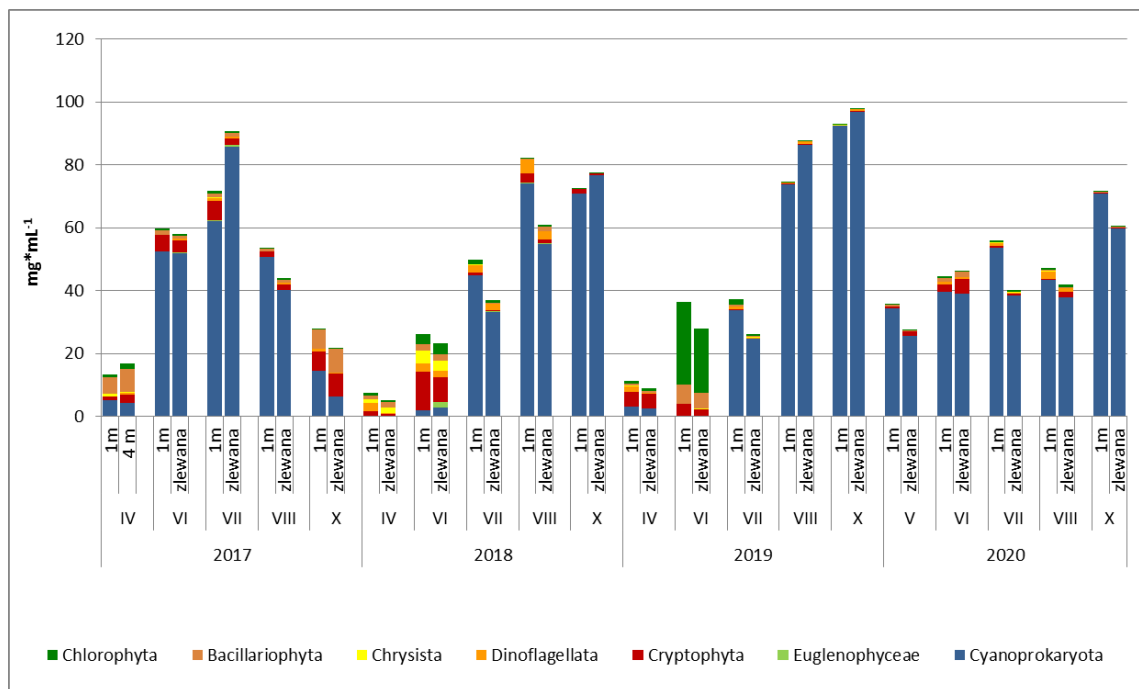
RYS. 33. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2020

Biomasa fitoplanktonu w Jeziorze Budziszewskim w 2020 roku wahała się w zakresie od 27,6 do 80,5 mg*L⁻¹. W całym okresie badawczym w biomacie dominowały sinice (Rys. 34). W lipcu i październiku dominował gatunek *Planktothrix agardhii*, a w kwietniu, maju i sierpniu odnotowano bardziej zróżnicowane zbiorowisko gatunków sinic (Tab. 7). Spośród glonów eukariotycznych, największą biomasę tworzyły kryptofity (w maju) i bruzdnice (w sierpniu; Rys. 34).

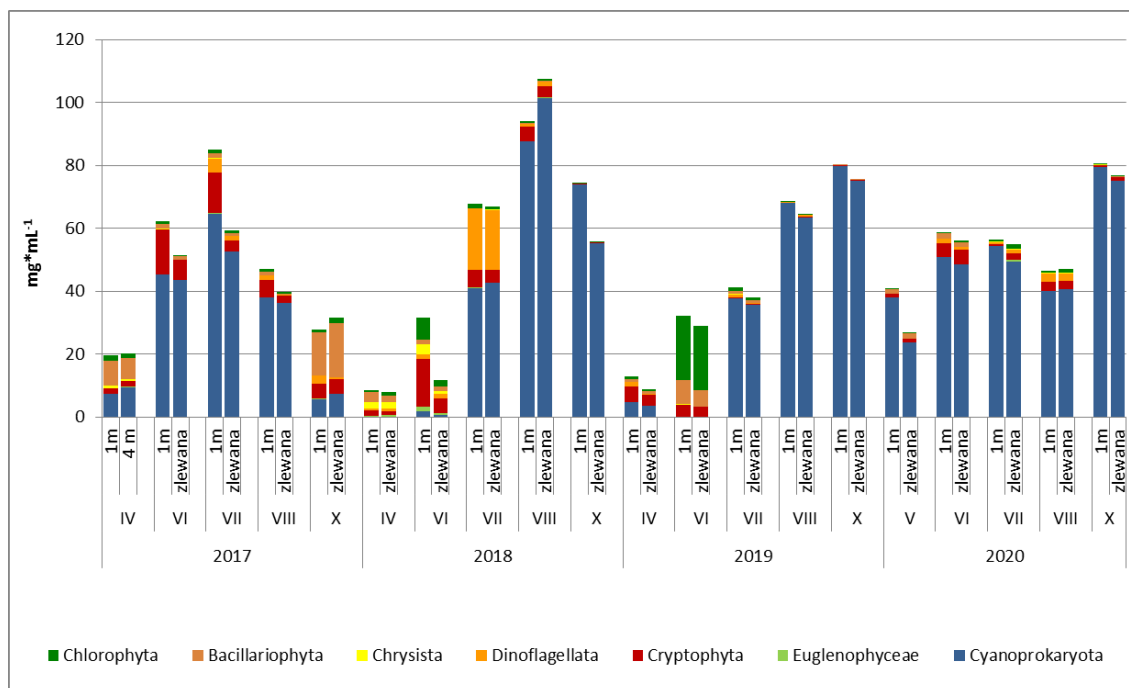
W porównaniu z latami 2017-2019, biomasa fitoplanktonu w 2020 wykazywała bardziej wyrównany rozkład w ciągu sezonu badawczego. Maksymalne wartości były niższe niż w poprzednich latach, a minimalne – wyższe (Rys. 35 i 36). W 2020 roku w biomacie fitoplanktonu dominowały gatunki, które również w latach 2017-2019 miały duży udział w biomacie (Tab. 7).



RYS. 34. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2020



RYS. 35. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019



RYS. 36. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

Stan ekologiczny jeziora Budziszewskiego oceniany na podstawie fitoplanktonu był zły we wszystkich czterech badanych latach. Wartość wskaźnika PMPL nie różniła się znacząco pomiędzy latami badawczymi (Tab. 8). Spośród składowych wskaźnika PMPL, jedynie wskaźnik biomasy ogólnej fitoplanktonu przyjmował wartości poniżej 5.

4.1.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu

Ogólna liczebność zooplanktonu w roku 2020 wahała się na stanowisku I od 112 org/l na głębokości 4-5 m w sierpniu do maksymalnie 6303 org/l na głębokości 2-3m w lipcu. Uległa ona zmniejszeniu od maja do czerwca, po czym nastąpił wyraźny wzrost w lipcu i sierpniu, a ponowne obniżenie ogólnej liczebności stwierdzono w październiku (Rys. 37). W strukturze jakościowej we wszystkich miesiącach dominowały wrotki (Rotifera), których liczebności sięgały maksymalnie blisko 6200 org/l, a średnia wyniosła nieco ponad 2000 org/l. Ich udział procentowy w ogólnej liczebności zooplanktonu wynosił zatem od 63 do 100%, przy średniej na poziomie 80%. Reprezentowane były głównie przez gatunki typowe dla wód żyznych (Tab. 9). W maju zwiększył się udział zooplanktonu skorupiakowego. Liczebność wioślarek (Cladocera) sięgnęła maksymalnie 676 org/l (co przełożyło się na około 25% udział w ogólnej liczebności), a widłonogów (Copepoda) – 269 org/l (13%). Spośród wioślarek najliczniejszą były *Daphnia cucullata*, oraz *Bosmina longirostris*, najliczniej notowane w maju i czerwcu. Zagęszczenie

zooplanktonu skorupiakowego wzrosło także w październiku – w przypadku wioślarek do maksymalnie 180 org/l, a widłonogów – 242 org/l.

TABELA 7. TAKSONY DOMINUJĄCE W FITOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH

miesiąc	2017	2018	2019	2020
IV	<i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Cyclotella</i> sp. <i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i>	<i>Chrysococcus</i> sp. <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Cryptomonas ovata</i> <i>Cryptomonas marssonii</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Pseudanabaena acicularis</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>
VI	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Cryptomonas ovata</i> <i>Rhodomonas lacustris</i> <i>Dinobryon divergens</i>	<i>Coelastrum microporum</i> <i>Lindavia</i> sp.	<i>Pseudanabaena acicularis</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i>
VII	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Ceratium hirundinella</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Dolichospermum flos-aquae</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>
VIII	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Limnothrix redekei</i>
X	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Cryptomonas ovata</i> <i>Cyclotella</i> sp.	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>

TABELA 8. WARTOŚCI WSKAŹNIKA PMPL I JEGO SKŁADOWYCH DLA JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2020

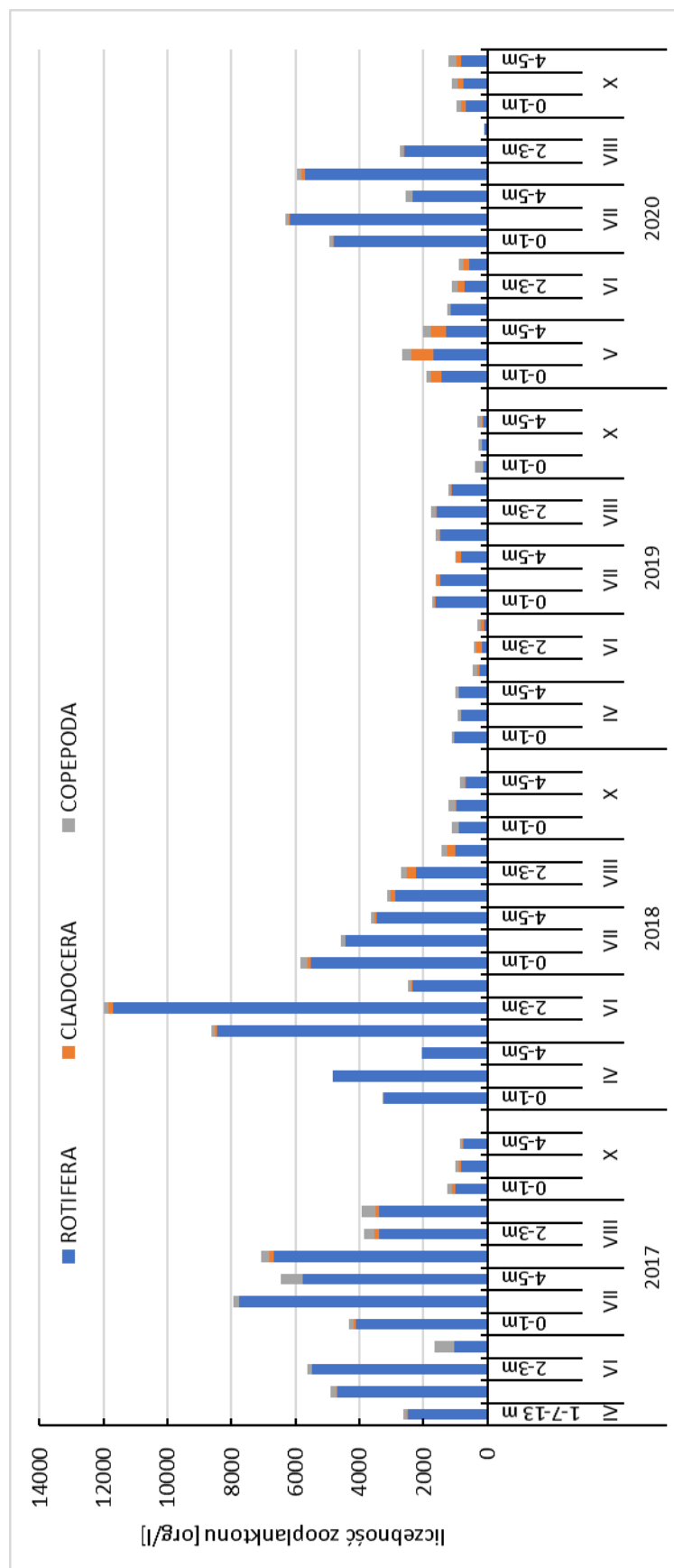
	2017	2018	2019	2020
wskaźnik				
Ychl	6,04	8,18	8,12	7,70
Ybm	4,76	4,64	4,78	4,70
Ycy	6,45	5,61	6,73	5,96
PMPL	4,92	4,88	4,93	4,90

Ogólna liczebność zooplanktonu w roku 2020 była wyraźnie wyższa niż rok wcześniej, lecz nie osiągała wartości maksymalnych obserwowanych w latach 2017-2018

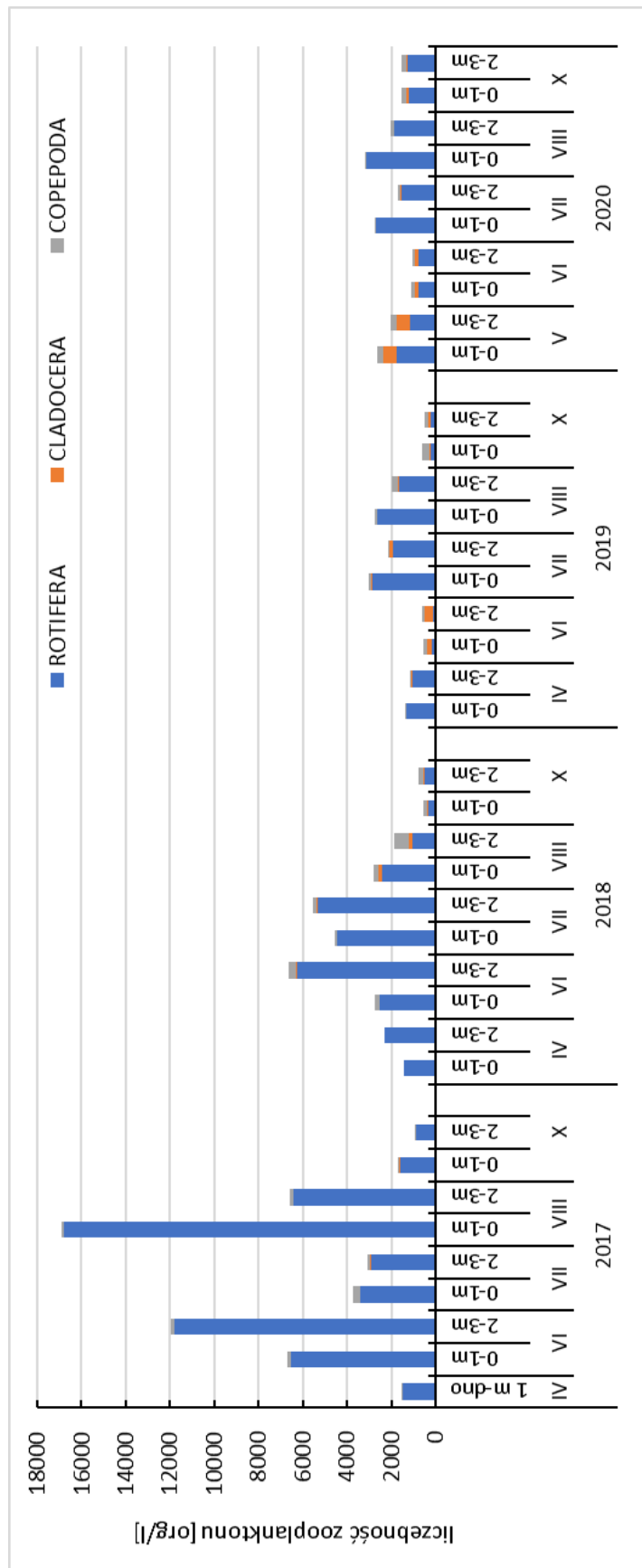
(Rys. 37). W maju, czerwcu i październiku odnotowano większe liczebności zooplanktonu skorupiakowego niż w latach wcześniejszych.

Na stanowisku II ogólna liczebność zooplanktonu zmieniała się w przedziale od 1072 org/l na głębokości 2-3 m w czerwcu do 3205 org/l w sierpniu na głębokości 0-1 m (Rys. 38). Podobnie jak na stanowisku I, uległa ona obniżeniu w czerwcu w porównaniu do maja, po czym niewielkiemu zwiększeniu w lipcu i sierpniu a następnie ponownemu obniżeniu w październiku. Przez cały okres badawczy w ogólnej liczebności dominowały wrotki, których liczebność sięgała od 762 do 3110 org/l, co przekładało się na udział 57-97%. Liczebność wioślarek wzrosła wyraźnie jedynie w maju, wynosząc nieco ponad 600 org/l (ponad 20% ogólnej liczebności), a w pozostałym okresie nie przekraczała 180 org/l. Najliczniejsze były *Daphnia cucullata* oraz *Bosmina longirostris*. W przypadku widłonogów wyższe liczebności stwierdzano w maju (ponad 250 org/l) i październiku (ponad 200 org/l).

W porównaniu do lat 2017-2018 ogólna liczebność zooplanktonu na stanowisku II była wyraźnie niższa, a nieco wyższa niż w roku 2019 (Rys. 38). W miesiącach wiosennych silniej zaznaczył się udział zooplanktonu skorupiakowego, co dotychczas stwierdzono jedynie w czerwcu 2019 roku.



RYS. 37. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020



RYS. 38. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2020

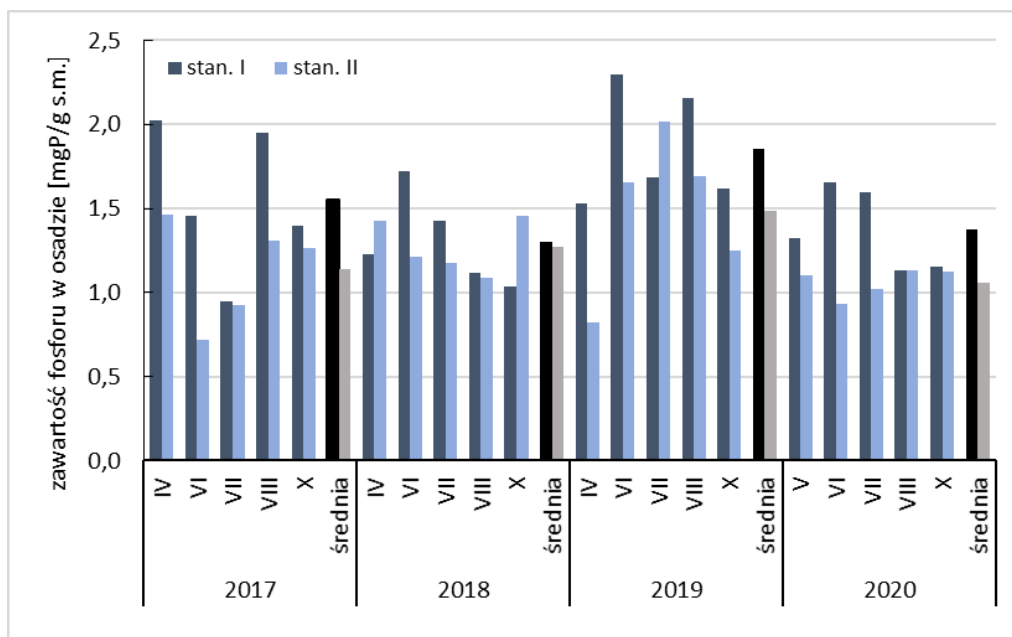
TABELA 9. TAKSONY DOMINUJĄCE W ZOOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH

miesiąc	2017	2018	2019	2020
IV/V	<i>Polyarthra dolichoptera</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Keratella quadrata</i>	<i>Synchaeta</i> sp. <i>Polyarthra dolichoptera</i> <i>Polyarthra</i> sp. <i>Keratella quadrata</i>	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Polyarthra dolichoptera</i> <i>Keratella quadrata</i>	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Conochilus unicornis</i> <i>Bosmina longirostris</i>
VI	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Trichocerca</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>K. cochlearis</i> <i>Pompholyx sulcata</i>	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Daphnia cucullata</i>	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Pompholyx</i> sp.
VII	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Keratella quadrata</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Trichocerca</i> sp. <i>Synchaeta</i> sp.
VIII	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Keratella cochlearis</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx</i> sp. <i>Trichocerca</i> sp.
X	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Keratella cochlearis</i>	<i>Keratella cochlearis</i> <i>K. cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Anuraeopsis fissa</i>	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> <i>K. cochlearis</i> f. <i>tecta</i>

4.1.6 Właściwości osadów dennych

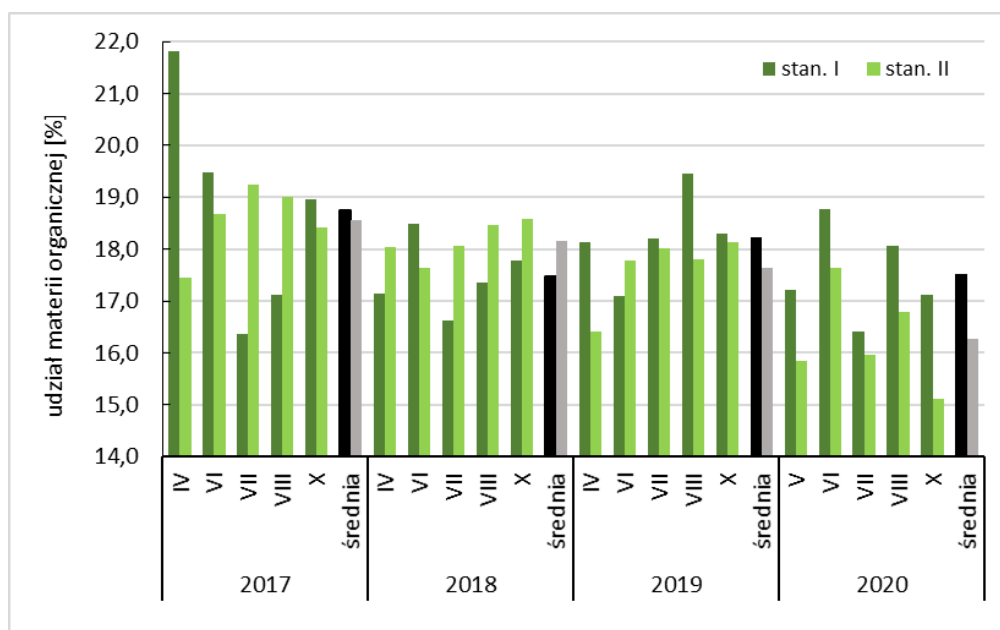
Zawartości fosforu w osadzie dennym notowane na stanowisku I wahały się od 1,13 do 1,65 mgP/g s.m. Większe ilości tego pierwiastka stwierdzono od maja do lipca, kiedy przekraczały 1,3 mgP/g s.m. (Rys. 39). Średnia wartość na głęboczku jeziora sięgnęła 1,37 mgP/g s.m., natomiast niedaleko dopływu Małej Wełny (stanowisko II) wyniosła 1,06 mgP/g s.m. Na stanowisku tym koncentracje wzrastały stopniowo od czerwca, osiągając maksymalne wartości w sierpniu i październiku (1,1 mgP/g s.m.).

W porównaniu do lat wcześniejszych w roku 2020 stwierdzono niższą zawartość fosforu w osadzie na obu stanowiskach w stosunku do wyników z lat 2017 i 2019, a zbliżoną do roku 2018 (Rys. 39).



RYS. 39. ZAWARTOŚĆ FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

Średnia zawartość *materii organicznej* w osadzie dennym była nieco niższa na stanowisku II (16,3%) w porównaniu do głębooczka (17,5%). Na obu stanowiskach udział materii naprzemiennie zwiększał się i zmniejszał w roku 2020, osiągając wyższe wartości w czerwcu i sierpniu (Rys. 40). Notowane wartości nie odbiegały znacząco od stwierdzanych w ciągu dwóch wcześniejszych lat (16,4-21,8%) a były najbardziej zbliżone do wyników z roku 2018. Średnia wartość na stanowisku II była jednak wyraźnie niższa niż w latach wcześniejszych.

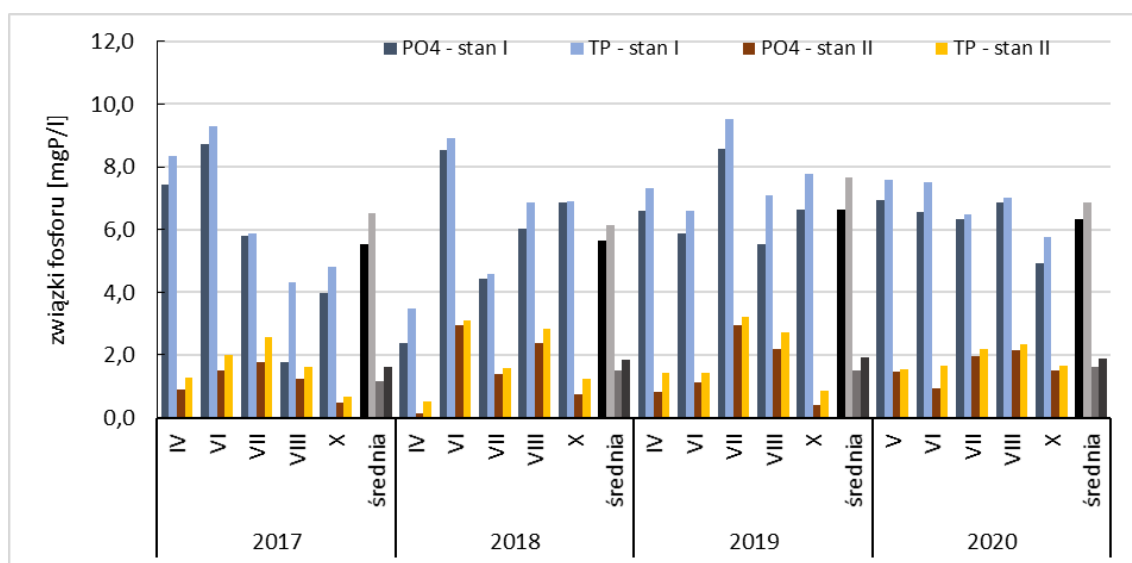


RYS. 40. ZAWARTOŚĆ MATERII ORGANICZNEJ W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

Koncentracja związków fosforu w wodzie interstycjalnej przyjmowała wyraźnie wyższe wartości na stanowisku I, sięgając maksymalnie 7,6 mgP/l dla fosforu ogólnego i 6,9 mgP/l dla ortofosforanów w maju i czerwcu. W pozostałych miesiącach były one nieco niższe, wynosząc 5,8-7,0 mgP/l dla fosforu ogólnego i 4,9-6,5 mgP/l dla fosforanów (Rys. 41). Średnia zawartość fosforu ogólnego w wodzie śródporowej na stanowisku I sięgnęła 6,9 mgP/l, a fosforanów – 6,3 mgP/l. Były one niższe w odniesieniu do średnich z roku 2019, lecz wyższe niż w latach 2017-2018.

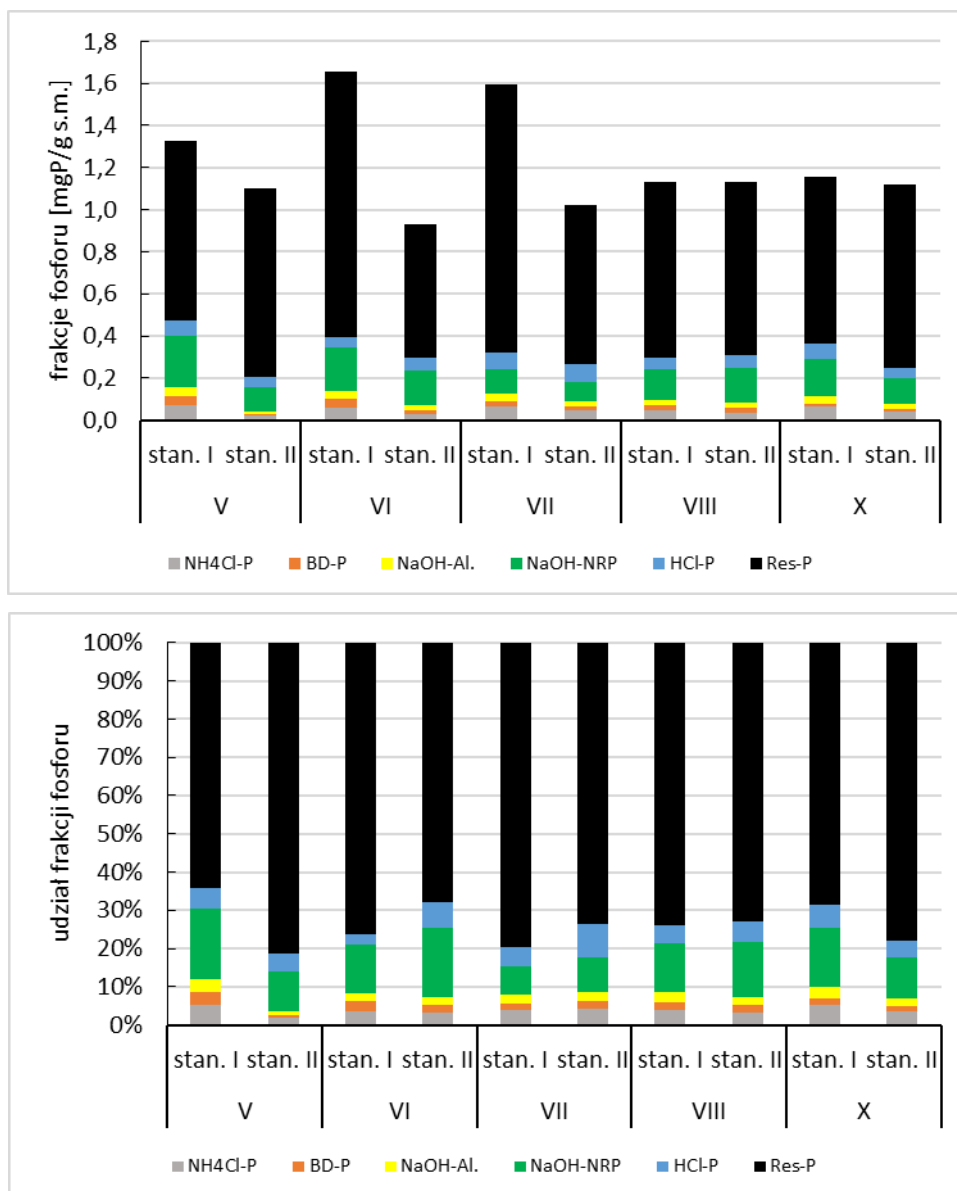
Na stanowisku II koncentracje fosforu ogólnego w wodzie interstycjalnej wynosiły od 1,6 mgP/l w maju do 2,4 mgP/l w sierpniu, natomiast ortofosforanów od 0,9 mgP/l w czerwcu do 2,1 mgP/l w sierpniu (Rys. 41). Średnia zawartość fosforu ogólnego w wodzie śródporowej na stanowisku II wyniosła 1,9 mgP/l, a fosforanów – 1,6 mgP/l. Koncentracje te były zbliżone do stwierdzonych w latach 2018-2019 i nieco wyższe niż w roku 2017.

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. Wyższe stężenia w wodzie interstycjalnej w latach 2018-2020 wskazują na intensywniejszą mineralizację materii organicznej, skutkującą powstawaniem większych ilości rozpuszczonych fosforanów.



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

Spośród *frakcji fosforu* największy udział cechował fosfor trwale związany w osadzie (Res-P). Jej ilość w osadzie na stanowisku I wahała się od 0,79 do 1,27 mgP/g s.m., co przekładało się na udział na poziomie 64-80%, zaś na stanowisku II w przedziale od 0,63 do 0,90 mgP/g s.m., czyli 67-81% (Rys. 42).



RYS. 42. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W ROKU 2020

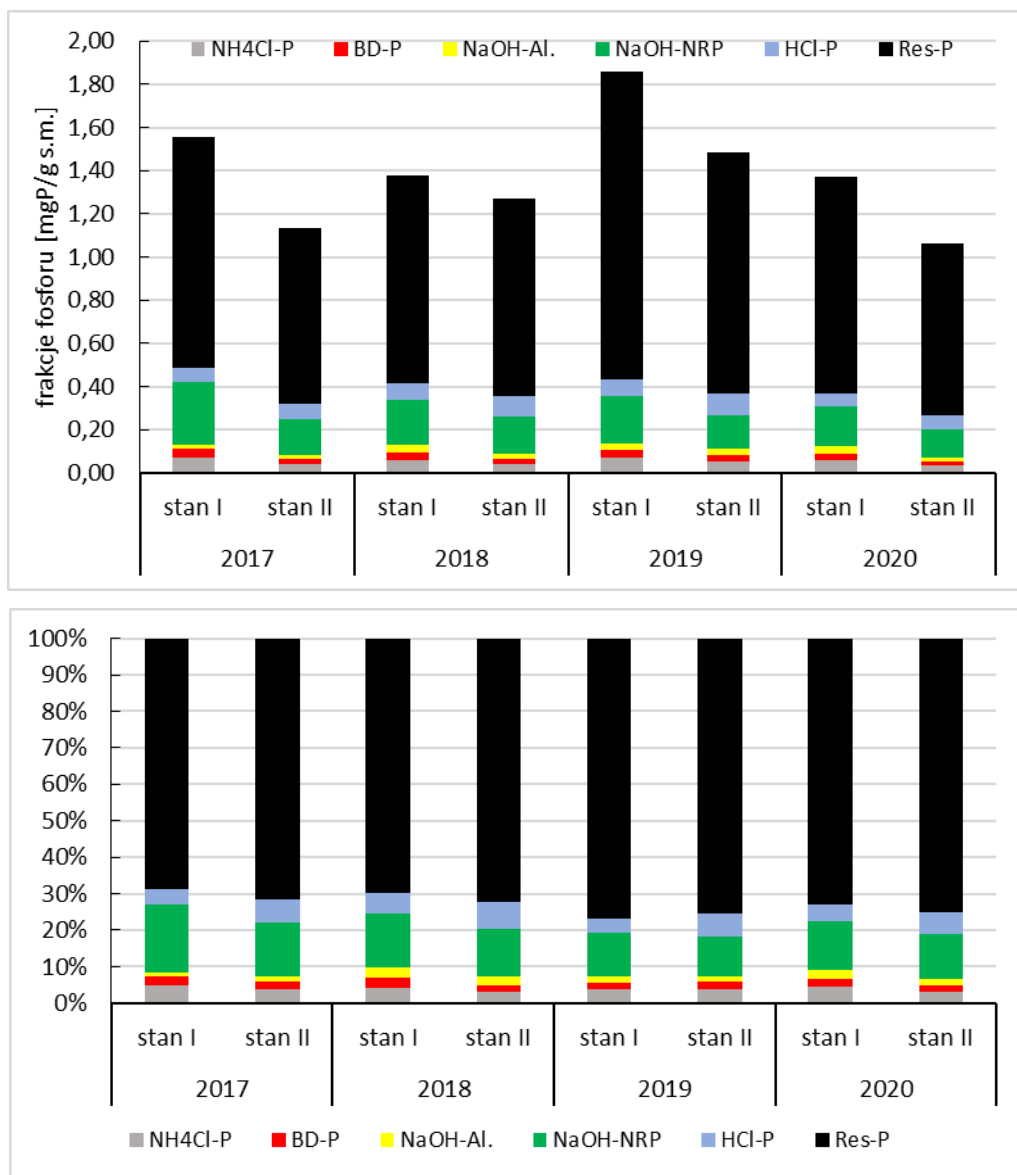
Udział fosforu związanego z materią organiczną (NaOH-nRP) był nieco wyższy na stanowisku I, wynosząc średnio 0,18 mgP/g s.m., czyli 13% całej puli fosforu w osadzie. Na płytszym ze stanowisk średnia ilość tej frakcji sięgnęła 0,13 mgP/g s.m., czyli 12% fosforu w osadzie, wskazując na nieco intensywniejsze 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 obu stanowiskach, przy czym przekładało się to na 5% (stanowisko I) i 6% (stanowisko II) ogólnej puli fosforu w osadzie dennym. Niższymi koncentracjami cechowała się frakcja $\text{NH}_4\text{Cl-P}$, czyli fosfor labilny, łatwo uwalniany z osadu, ze średnim udziałem 0,06 mgP/g s.m. (ponad 4%) na głęboczkach i 0,03 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 (3%), a także fosfor związany z glinem (NaOH-Al) – odpowiednio 0,03 mgP/g s.m. (3%) i 0,02 mgP/g s.m. (2%) na stanowiskach I i II.

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 69-77%). Drugą w kolejności była frakcja NaOH-nRP, czyli fosfor związany z materią organiczną (średnio 0,13-0,29 mgP/g s.m., czyli 11-19%). 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.

Koncentracja innych pierwiastków w osadzie dennym

Zawartość azotu w osadach jeziornych wahała się na obu stanowiskach w zakresie 1,5-10,3 gN/kg. Niższe wartości cechowały stanowisko II, co przełożyło się także na wartości średnie (Tab. 10). Ilości siarczanów nie przekraczały 1,9 gSO₄/kg, przy wartościach średnich zbliżonych na obu stanowiskach. Zawartość żelaza zmieniała się w zakresie od 0,7 do 2,2 gFe/kg. Nieco wyższe wartości cechowały osad na stanowisku II, co znalazło odzwierciedlenie w wartościach średnich (Tab. 10). Pod względem zawartości wapnia osad pobrany na dwóch stanowiskach wykazywał zbliżone wartości w okresie czerwiec – październik, a większa różnica zaznaczyła się w maju. Wartości średnie były jednak zbliżone. 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 2018-2019.



RYS. 43. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO – PORÓWNANIE WARTOŚCI ŚREDNICH W LATACH 2017-2020

TABELA 10. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W ROKU 2020

	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]
V	5,93	1,47	2,09	198,4	1,49	6,81	1,67	1,77	223,9	1,83
VI	4,86	1,75	1,67	240,4	1,9	1,53	1,55	0,71	224,6	1,97
VIII	10,3	1,75	2,23	245,0	1,97	5,00	1,89	1,56	238,6	1,93
X	6,40	1,53	1,68	210,7	1,54	4,92	1,50	1,18	211,7	1,58
śr.	6,87	1,63	1,92	223,6	1,73	4,57	1,65	1,31	224,7	1,83

Porównanie składu osadów dennych w trzech kolejnych latach wskazuje na powrót koncentracji azotu do poziomu odnotowanego w roku 2018 azotu na obu stanowiskach. Podobną tendencję odnotowano w przypadku magnezu. Zawartość

siarczanów uległa wyraźnemu obniżeniu w obu badanych punktach, a koncentracja żelaza – na stanowisku II (Tab. 11). Na stanowisku I ilość żelaza w osadzie była niemal taka sama jak w roku 2019. Koncentracje wapnia wykazały najniższe wartości średnie w dotychczasowym okresie badawczym.

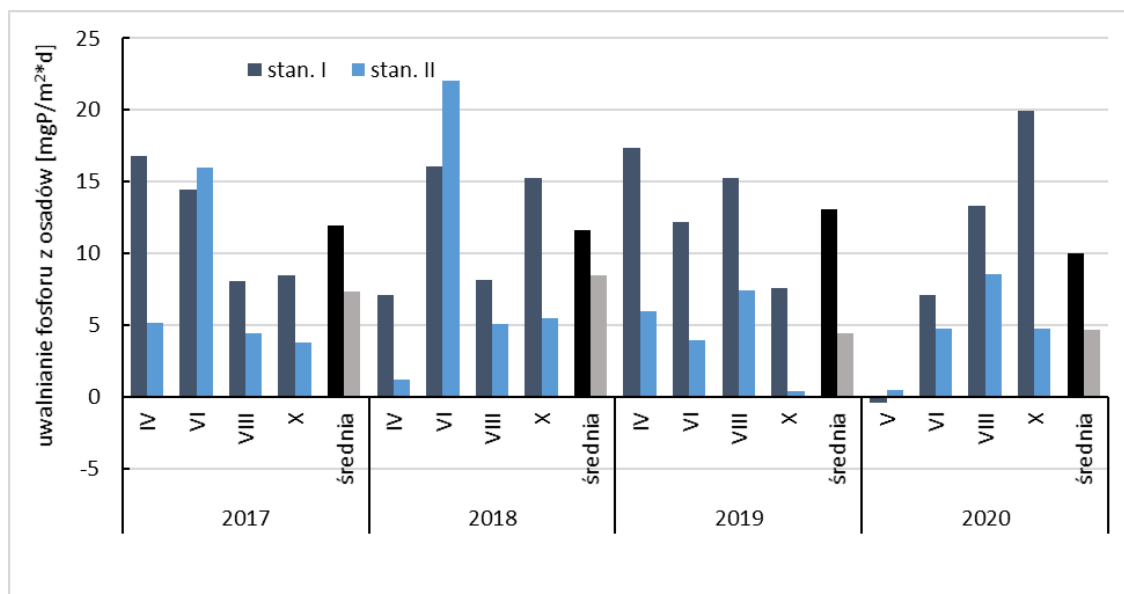
TABELA 11. ŚREDNIE ZAWARTOŚCI WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2020

	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	9,2	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

Zasilanie wewnętrzne z osadów dennych

Wyniki przeprowadzonych 4-krotnie doświadczeń *ex-situ* na niezaburzonych rdzeniach osadów wykazały odmienne kształtowanie się zjawiska zasilania z osadów dennych w fosfor (Rys. 44). Na głęboczku jeziora w maju odnotowano niewielkie wiązanie fosforu w osadzie na poziomie 0,4 mgP/m²*d, zachodzące w niskiej temperaturze i obecności niewielkich ilości tlenu (średnio poniżej 3 mgO₂/l). W kolejnych miesiącach następowało już uwalnianie fosforu z osadów, zwiększające się od 7,1 mgP/m²*d w czerwcu do maksymalnie blisko 20 mgP/m²*d w październiku. W tym czasie wody naddenne pozostawały odtlenione i w takich samych warunkach przeprowadzano doświadczenia. Na stanowisku II przez cały okres badań notowano występowanie zjawiska zasilania w fosfor z osadów na poziomie od 0,5 mgP/m²*d w maju do 8,6 mgP/m²*d w sierpniu, przy czym jedynie w sierpniu przebiegało ono w warunkach beztlenowych.

Średnie zasilanie z osadów w roku 2020 wyniosło 10,0 mgP/m²*d na stanowisku I oraz 4,7 mgP/m²*d na stanowisku II. W przypadku głęboczka uzyskano najniższą średnią wartość w ciągu 4 lat badań, przy czym zaważyło na niej wiązanie fosforu w maju, gdyż zasilanie z osadów w szczycie sezonu letniego było wyższe niż w latach 2017-2019 (Rys. 44). W przypadku stanowiska II średnie zasilanie w roku 2020 było niższe niż w latach 2017-2018, lecz nieco wyższe niż w roku 2019.



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

W oparciu o wyniki badań doświadczalnych 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 2020 roku wydzielano się z niego od blisko 0,4 do 6,4 kgP/d. Średnie wydzielanie wyniosło 3,5 kgP/d, co w skali roku stanowi ok. 1,3 tony fosforu (Tab. 12). Było to nieco więcej niż w roku 2019, lecz wyraźnie mniej niż w latach 2017-2018.

W głębszej, odtleniającej się części dna Jeziora Budziszewskiego obciążenie wewnętrzne wahało się od -0,35 do 17,7 kgP/d, średnio wynosząc 8,9 kgP/d. W skali roku były to więc 3,3 tony fosforu. Wynik ten był najniższym uzyskanym w toku dotychczasowych badań (Tab. 12).

Łączny ładunek pochodzący z zasilania jeziora z osadów dennych wynosił około 4,6 tony P/rok, w porównaniu do 5,4-6,4 tony P/rok szacowanej w latach wcześniejszych.

TABELA 12. OBCIĄŻENIE WEWNĘTRZNE Z DWÓCH STREF GŁĘBOKOŚCIOWYCH OSADÓW DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W BADANYM OKRESIE [w kgP/d]

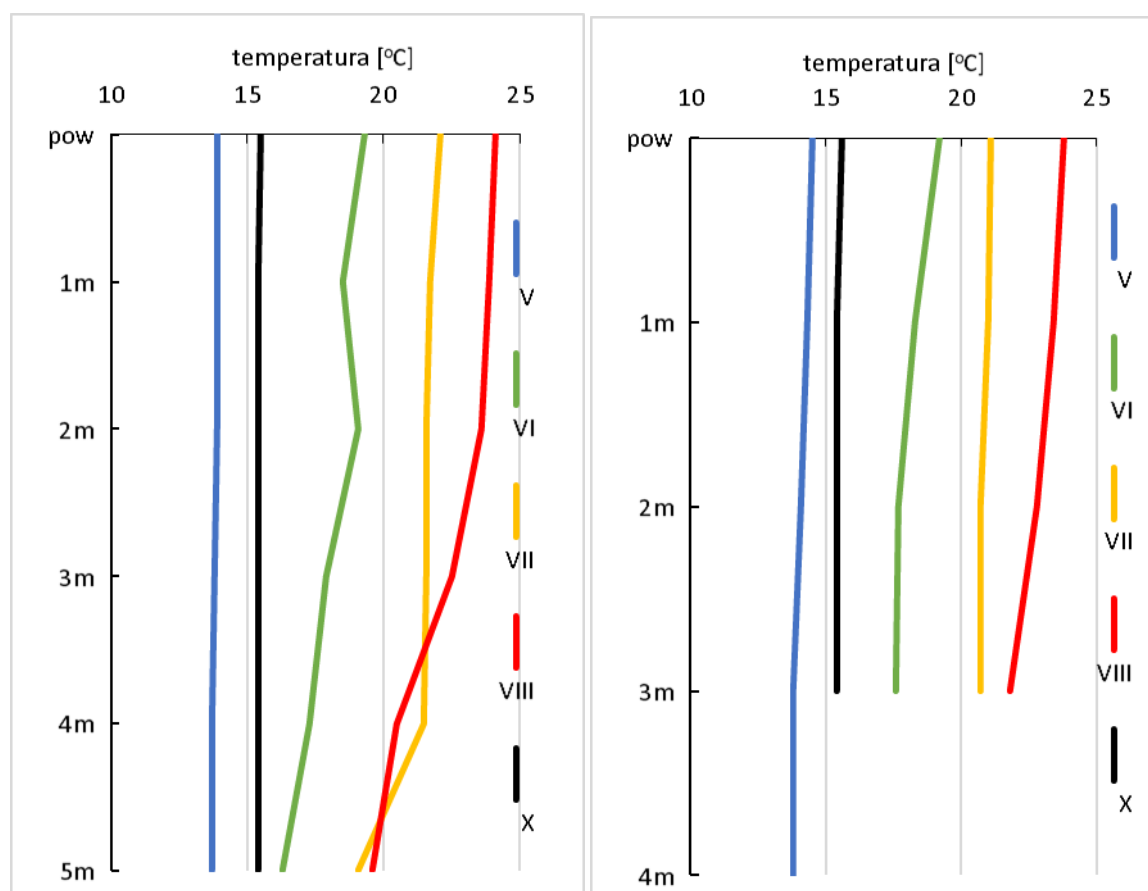
rok	miesiąc	< 5 m głębokości	>5 m głębokości
2017	IV	3,86	14,87
	VI	11,87	12,84
	VIII	3,28	7,18
	X	2,85	7,56
	średnia	5,46	10,62
2018	IV	0,91	6,30
	VI	16,37	14,29
	VIII	3,79	7,23
	X	4,09	13,55
	średnia	6,29	10,34
2019	IV	4,43	15,39
	VI	2,96	10,83
	VIII	5,52	13,54
	X	0,29	6,74
	średnia	3,30	11,63
2020	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

4.2 Jezioro Rogozińskie

4.2.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód

Temperatura wód jeziora Rogoźno na stanowisku I wahała się od około 14°C w maju do maksymalnie 24°C w sierpniu. Najniższe wartości obserwowano wiosną i jesienią – poniżej 16°C, a różnice w przekroju pionowym nie przekraczały wówczas 0,5°C (Rys. 45). W czerwcu uległy one zwiększeniu, gdy wody powierzchniowe wykazywały się temperaturą około 19°C, a naddenne około 16°C. W lipcu i sierpniu temperatura wód wzrosła w całej kolumnie wody do maksymalnie 24,1°C na powierzchni i 19,6°C nad dnem.

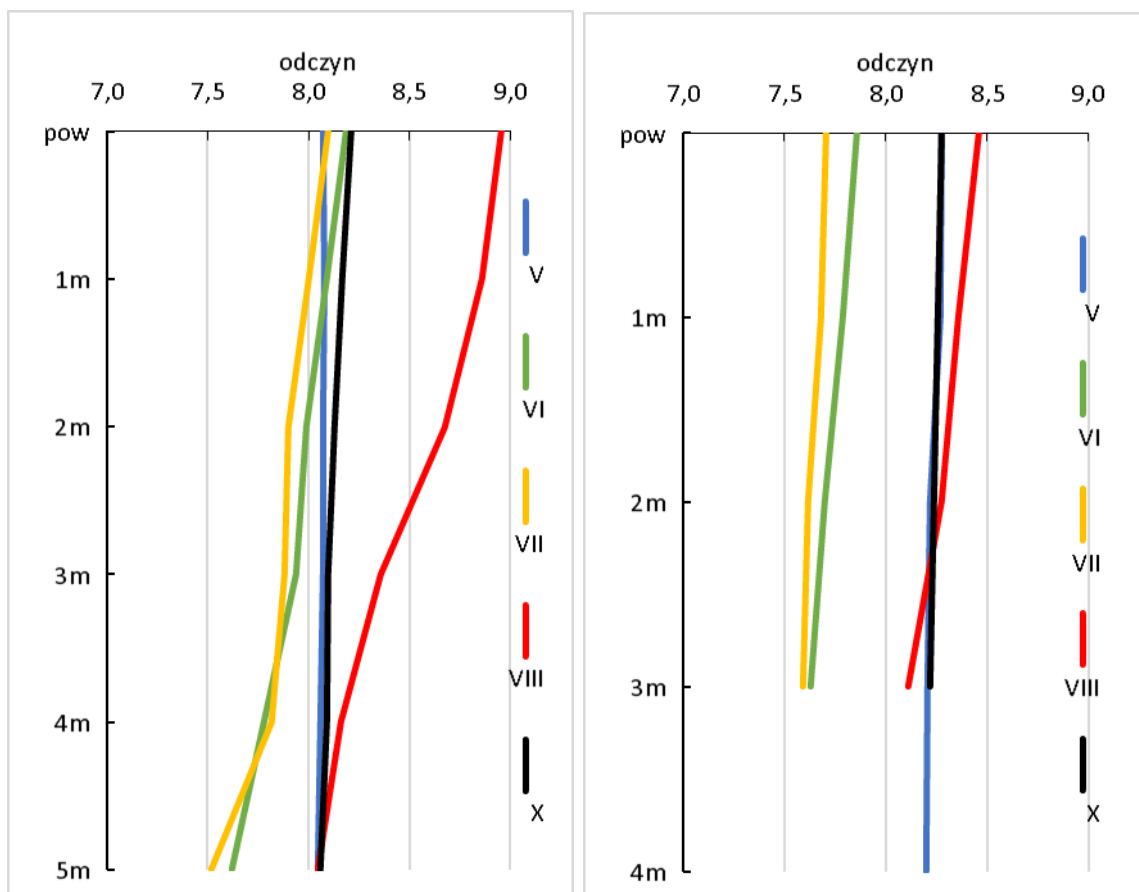
Na stanowisku II zmienność termiki wód kształtowała się podobnie jak na stanowisku I, z niższymi temperaturami wiosną i jesienią (poniżej 16°C), a wyższymi późną wiosną i latem. Wartość maksymalną, sięgającą 23,8°C stwierdzono na tym stanowisku w sierpniu. W przypadku wód naddennych temperatura w 3 najcieplejszych miesiącach roku wynosiła od 17,6 do 21,8°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 7,5 do 9,0. W maju i październiku jego wartości były zbliżone w przekroju pionowym, wynosząc od 8,05 nad dnem do 8,21 na powierzchni. W czerwcu i lipcu wyraźniej zazancyły się różnice w pionie – pH wahało się od 8,1-8,2 na powierzchni do 7,5-7,6 nad dnem (Rys. 46). W sierpniu odczyn wyraźnie zwiększył się, osiągając maksimum na poziomie około 9,0 w wodach powierzchniowych.

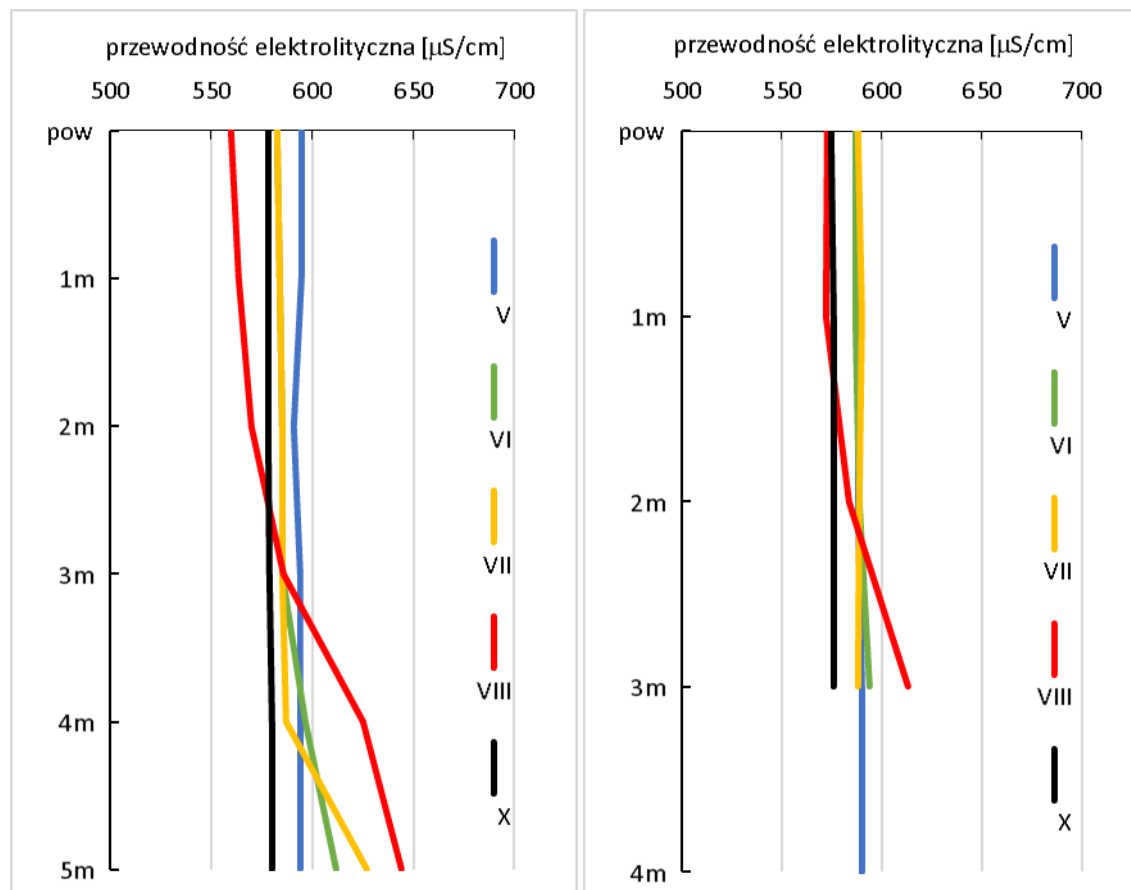
Stanowisko II cechowało się mniejszą zmiennością odczynu w czasie. W maju i październiku był on wyrównany w kolumnie wody na poziomie około 8,2-8,3. W czerwcu i lipcu uległ obniżeniu do 7,6-7,9, zaś wyraźnie wzrósł w sierpniu do maksymalnie 8,5 w wodach powierzchniowych (Rys. 46).



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 560 do 644 $\mu\text{S}/\text{cm}$. W maju 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 sierpniu. W przypadku

stanowiska II jedynie w sierpniu odnotowano wzrost przewodnictwa nad dnem, zaś w pozostałych miesiącach było ono wyrównane. Zakres notowanych wartości był niższy niż w przypadku stanowiska I, wynosząc 572-613 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

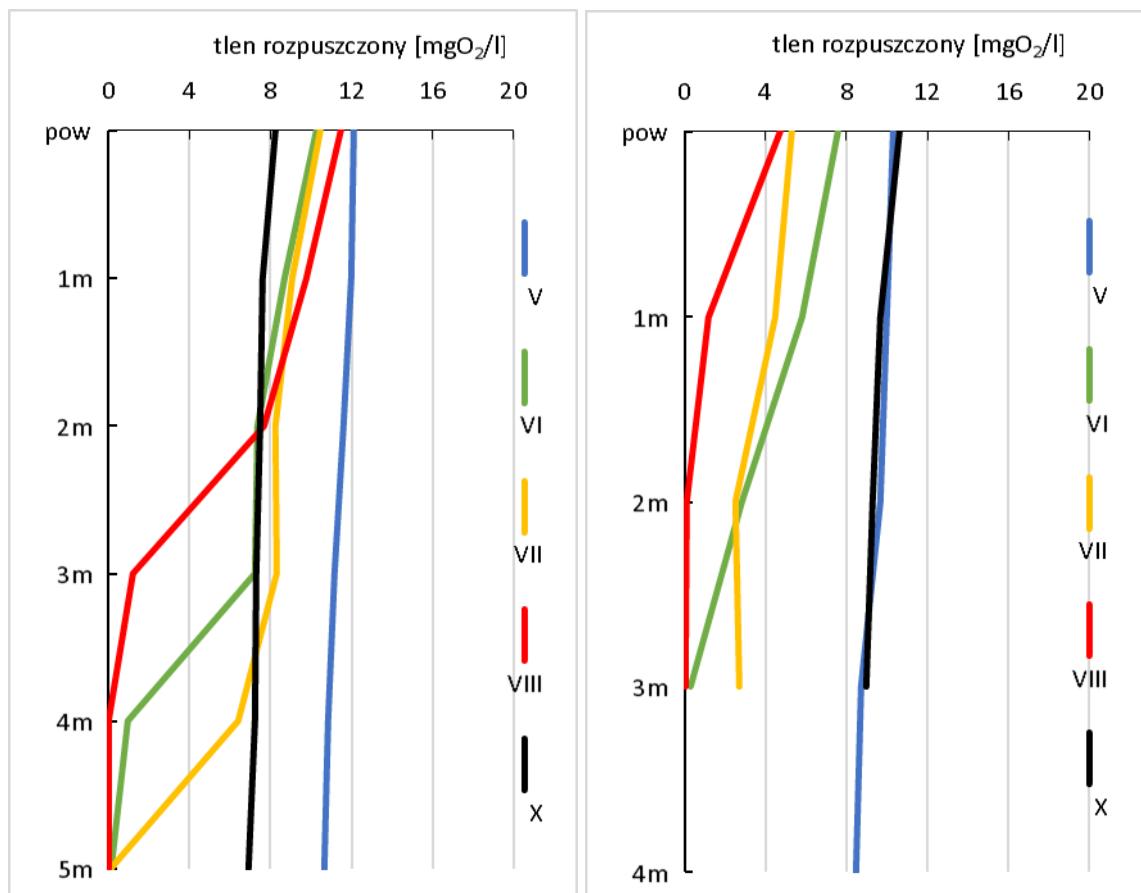


RYS. 47. ZMIANY PRZEWODNOŚCI WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

Stężenia *tlenu* na stanowisku I wahały się w zakresie od zera do 12,1 mgO_2/l . W maju i październiku notowano koncentracje wyrównane w przekroju pionowym – niższe jesienią (7-8,3 mgO_2/l) a wyższe wiosną (10,6-12,1 mgO_2/l). W pozostałych miesiącach ilość tlenu zmniejszała się wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 48). W czerwcu niedobory tlenu stwierdzono na głębokości 4 m, przy około 10 mgO_2/l na powierzchni. W lipcu warunki tlenowe poprawiły się w niemal całej kolumnie wody, a jedynie nad dnem stwierdzono niedobory tego pierwiastka. W sierpniu odtleniona strefa jeziora ponownie uległa powiększeniu, sięgając od 3 m głębokości do dna.

Na stanowisku II dobre warunki tlenowe panowały wiosną i jesienią. Koncentracja tlenu w maju i październiku wynosiła 8,5-10,6 mgO_2/l . W pozostałych

miesiącach nie przekraczała 8 mgO₂/l, zmniejszając się nad dnem do poniżej 1 mgO₂/l w czerwcu i sierpniu (Rys. 48).



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

Nasylenie wód tlenem na stanowisku I wahało się od zera do 138%. Jedynie wiosną i jesienią nie stwierdzono niedoborów tlenu w strefie naddennej, a różnice w nasyceniu tlenem między powierzchnią i dnem nie przekraczały 15% (Tab. 13). Późną wiosną i latem w strefie naddennej saturacja tlenem nie przekraczała 1%, zwiększając się do ponad 100% na powierzchni. Na stanowisku II nasycenie tlenem wahało się od 1% do 109%. Najbardziej wyrównane w kolumnie wody wartości stwierdzono w maju i październiku (84-109%), a w pozostałych miesiącach saturacja tlenem nad dnem była o około 60-80% niższa niż na powierzchni (Tab. 13).

Średnia temperatura wód jeziornych była w roku 2020 wyższa niż w latach wcześniejszych z uwagi na wystąpienie wyższych wartości minimalnych, co wynikało z późniejszego rozpoczęcia okresu badawczego niż w latach wcześniejszych (Tab. 14). Pod względem wartości maksymalnych, rok 2020 nie był najcieplejszy, zwłaszcza na stanowisku II. Odczyn wód był zbliżony do wartości notowanych w latach 2018-2019 i

wyższy niż w roku 2017. W porównaniu do roku 2019, nie stwierdzono występowania pH powyżej 9,0. Obserwowane wartości przewodnictwa z roku 2020 mieściły się w zakresach notowanych w latach wcześniejszych, natomiast wartości średnie dla obu stanowisk były wyższe niż w roku 2019, lecz niższe niż w latach 2017-2018. W zakresie natlenienia wód, w roku 2020 odnotowano niekorzystne zjawisko występowania deficytów tlenu w strefie naddennej, zwłaszcza na stanowisku II. Za pozytywne zjawisko należy natomiast uznać niższe wartości maksymalne, wskazujące na nie tak intensywne przetlenienie wód powierzchniowych, jak notowano w latach 2017 i 2019.

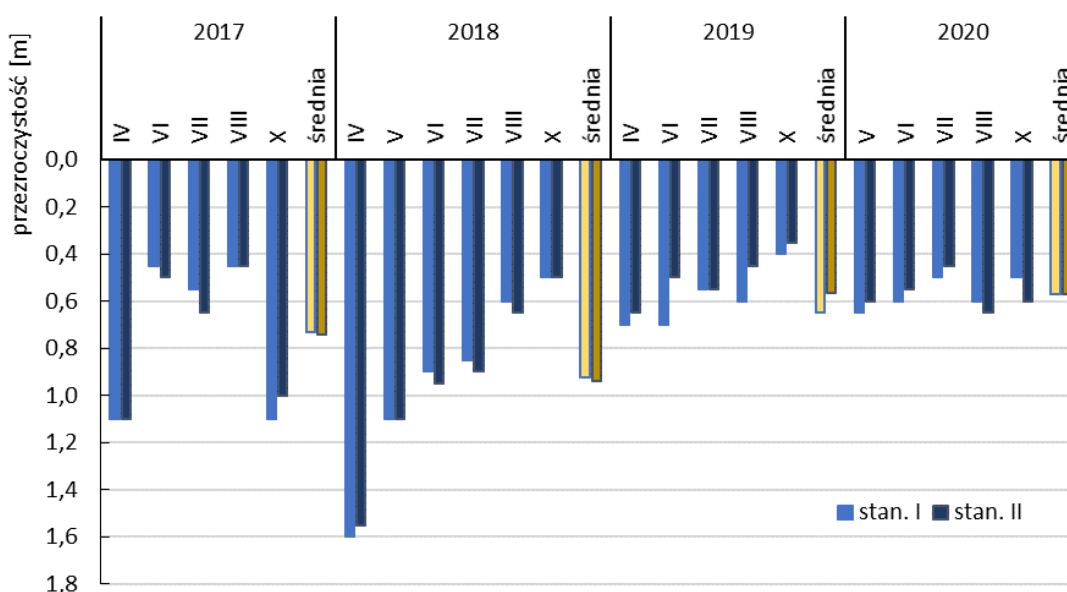
TABELA 13. NASYCENIE TLENEM WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA OBU STANOWISKACH

stanowisko	głębokość	V	VI	VII	VIII	X
I	pow.	118	112	120	138	84
	1m	117	92	103	116	76
	2m	113	78	93	91	75
	3m	109	77	94	14	73
	4m	105	10	73	1	72
	5m	103	1	1	0	69
II	pow.	102	82	60	56	109
	1m	98	62	50	15	97
	2m	94	30	29	1	93
	3m	84	3	30	1	90
	4m	82	nb	nb	nb	nb

TABELA 14. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH PODSTAWOWYCH WŁAŚCIWOŚCI WÓD JEZIORA W LATACH 2017-2020

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
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
przewodność elektr. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	2017	604-793	689	621-792	684
	2018	579-484	682	568-838	678
	2019	394-682	535	396-568	517
	2020	560-644	589	573-613	586
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

Przezroczystość wód jeziora Rogoźno ulegała stopniowemu zmniejszaniu od około 0,6 m w maju do minimalnie 0,45 m w lipcu, po czym ponownie odnotowano jej zwiększenie do około 0,6 m (Rys. 49). Wyższe wartości notowano na stanowisku I w pierwszej połowie okresu badawczego, a na stanowisku II w drugiej połowie. Wartości średnie były takie same, wynosząc 0,57 m na obu stanowiskach. Były one zbliżone do stwierdzonych rok wcześniej i niższe niż w latach 2017-2018 z uwagi na niższe wartości w okresie wiosny.



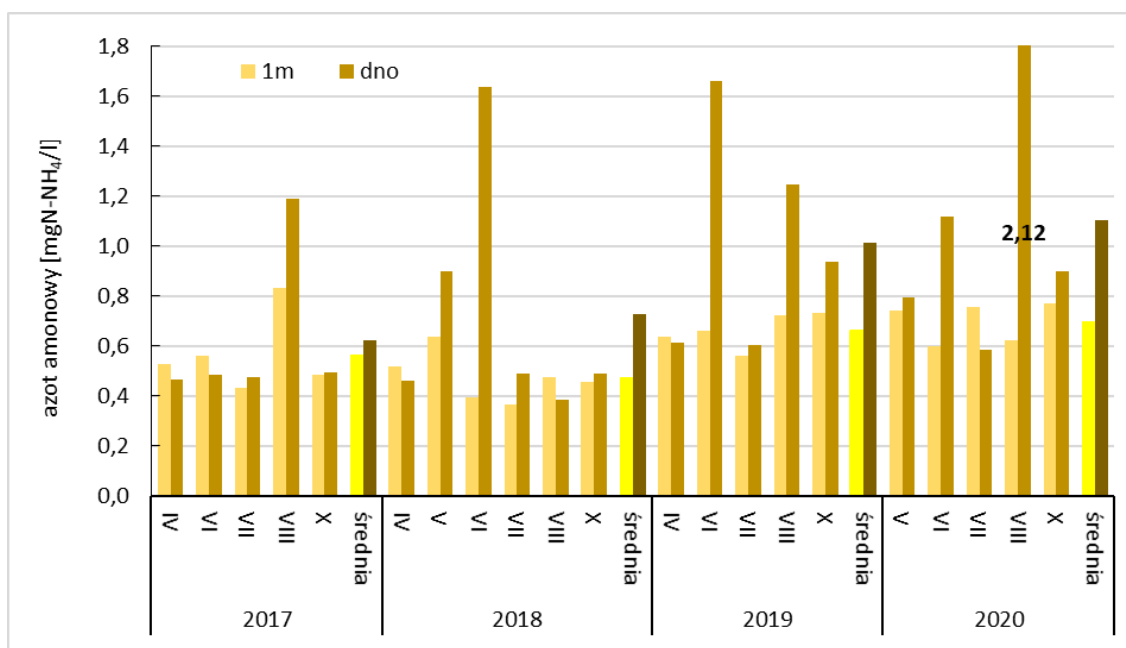
RYS. 49. ZMIANY PRZEZROCZYŚCI WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA DWÓCH BADANYCH STANOWISKACH

4.2.2 Koncentracje związków biogenych

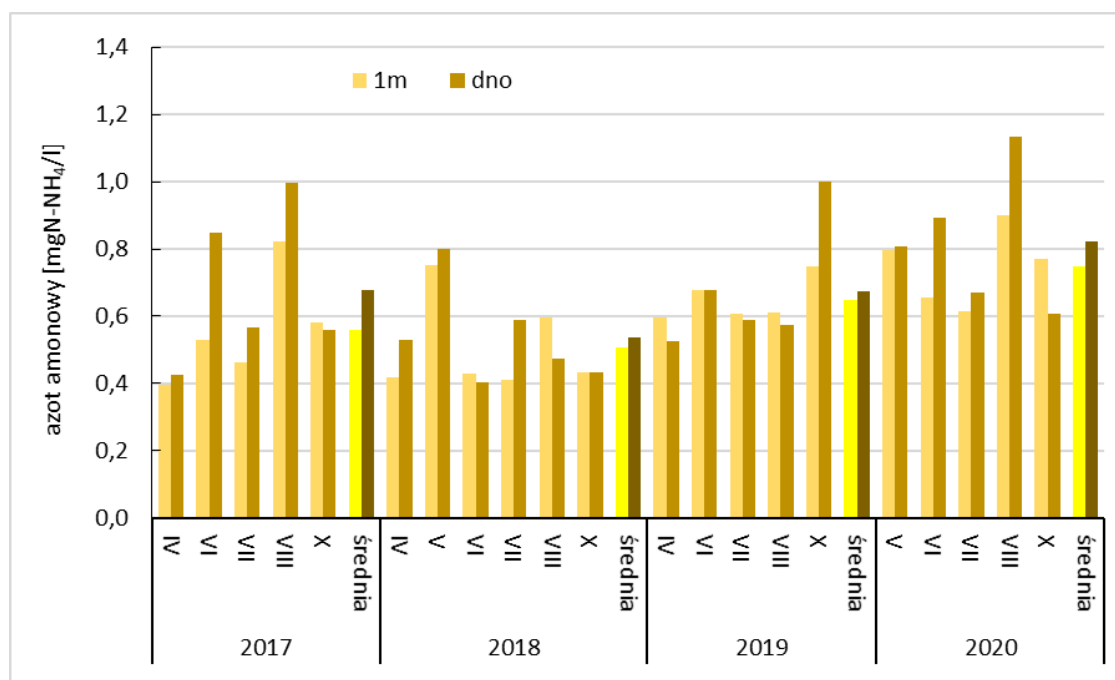
Stężenia *azotu amonowego* zmieniały się na stanowisku I w zakresie od 0,58 mgN-NH₄/l w lipcu nad dnem do 2,12 mgN-NH₄/l w sierpniu nad dnem (Rys. 50). Z reguły wyższą ilość azotu amonowego obserwowano w strefie naddennej. Średnie stężenie na głębokości 1 m w roku 2020 wyniosło 0,70 mgN-NH₄/l, zwiększając się nad dnem do 1,10 mgN-NH₄/l. W obu tych warstwach wody były one wyższe niż w latach wcześniejszych (Tab. 15), co świadczy o intensywniejszym mineralizowaniu materii organicznej w osadach dennych.

Na stanowisku II koncentracje azotu amonowego zmieniały się w przedziale od 0,61 mgN-NH₄/l do 1,13 mgN-NH₄/l. Najwyższe wartości w obu badanych warstwach wody odnotowano w sierpniu (Rys. 51). Średnie stężenie na głębokości 1 m wyniosło

0,75 mgN-NH₄/l, zwiększając się do 0,82 mgN-NH₄/l nad dnem. Były one wyższe niż w latach 2017-2019 (Rys. 51, Tab. 15).



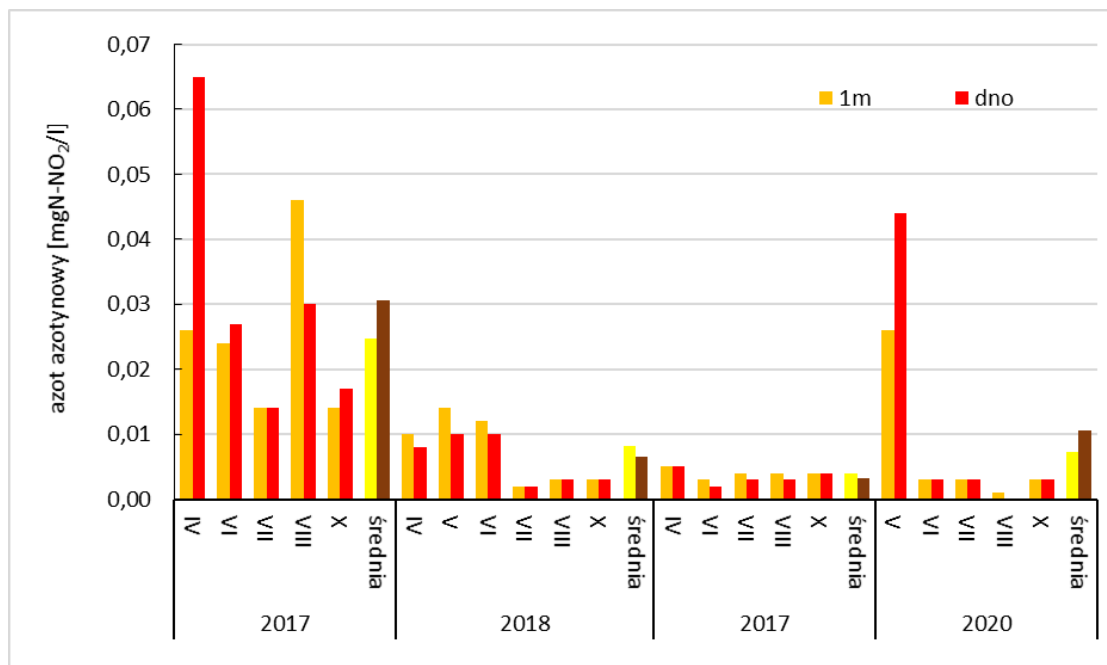
RYS. 50. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



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

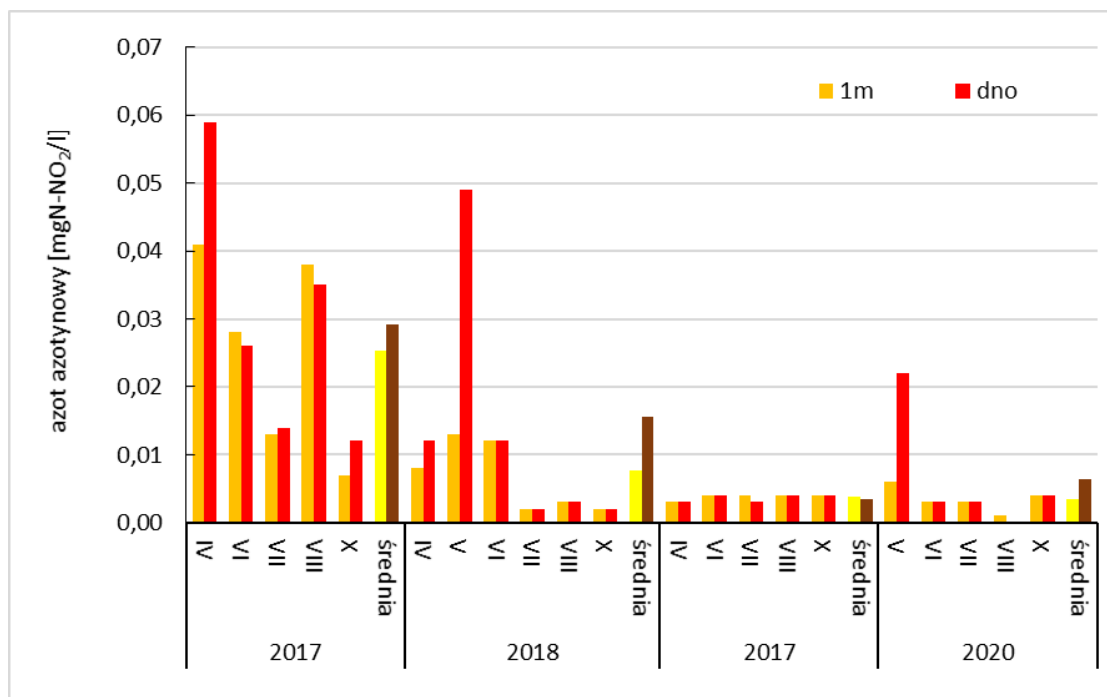
Zawartość azotynów na stanowisku I wahała się od wartości poniżej czułości zastosowanej metody analitycznej do 0,044 mgN-NO₂/l. Jedynie w maju koncentracje

przekraczały 0,02 mgN-NO₂/l w obu warstwach wody (Rys. 52). Średnie stężenie wyniosło 0,007 mgN-NO₂/l na głębokości 1 m oraz 0,011 mgN-NO₂/l nad dnem, było zatem wyższe niż w latach 2018-2019, lecz niższe niż w roku 2017.



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

Na stanowisku II koncentracje azotu azotynowego zmieniały się w zakresie od wartości poniżej czułości zastosowanej metody analitycznej do 0,022 mgN-NO₂/l, ze średnią 0,003 mgN-NO₂/l na głębokości 1 m i 0,006 mgN-NO₂/l nad dnem (Rys. 53, Tab. 15).

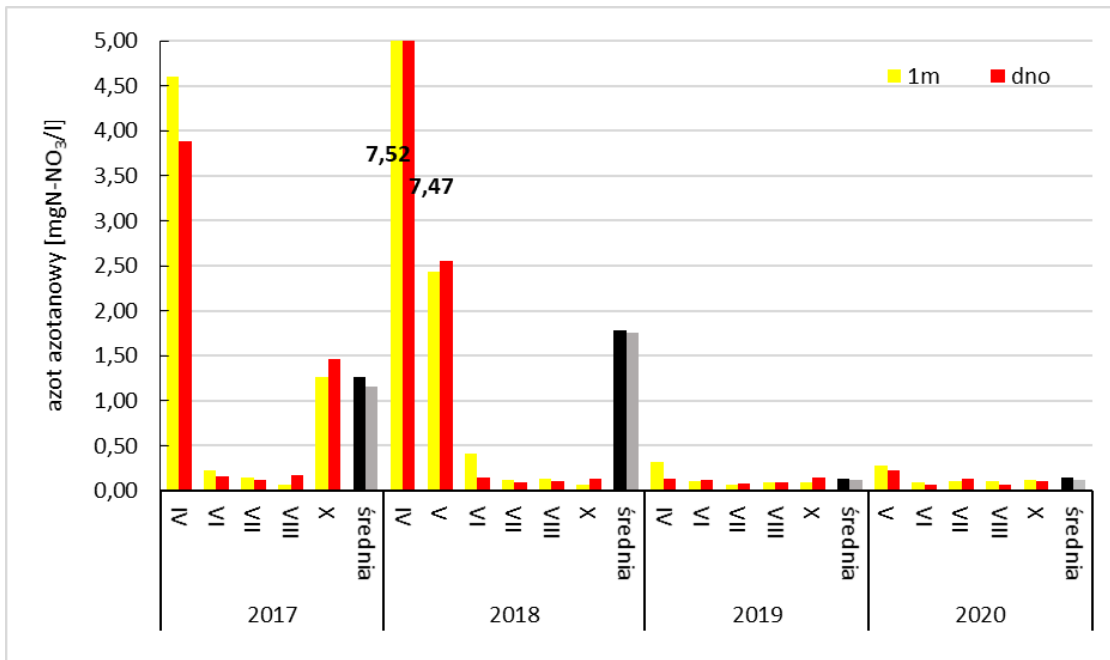


RYS. 53. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

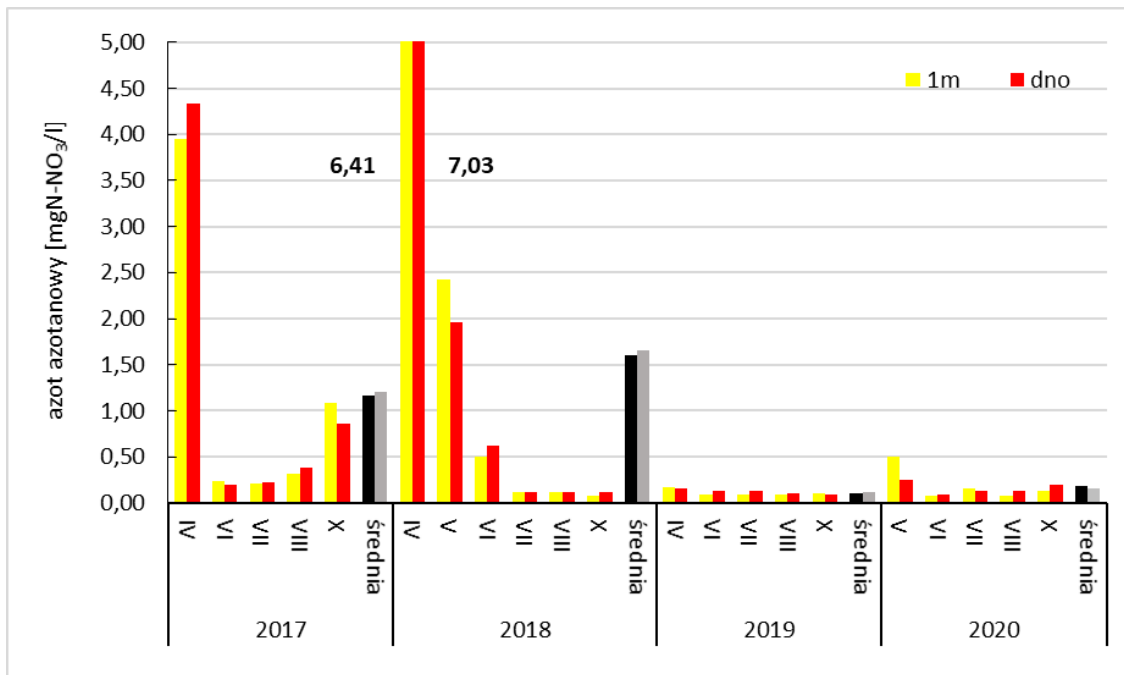
Stężenia *azotanów* przez cały sezon badawczy utrzymywały się na niskim poziomie, nie przekraczając na obu stanowiskach 0,30 mgN-NO₃/l (Rys. 54 i 55). Na stanowisku I średnie stężenie na głębokości 1 m sięgnęło 0,14 mgN-NO₃/l, zmniejszając się nad dnem do 0,12 mgN-NO₃/l. Na płytszym ze stanowisk nieco wyższa wartość średnia cechowała wody powierzchniowe (0,19 mgN-NO₃/l) w porównaniu do głębokości 1 m (0,16 mgN-NO₃/l).

Były one na obu stanowiskach znacznie niższe niż w latach 2017-2018 i zbliżone do koncentracji notowanych w roku 2019. Łagodne zimy nie sprzyjały zasilaniu jeziora w latach 2019-2020 r. w azotany z obszaru zlewni.

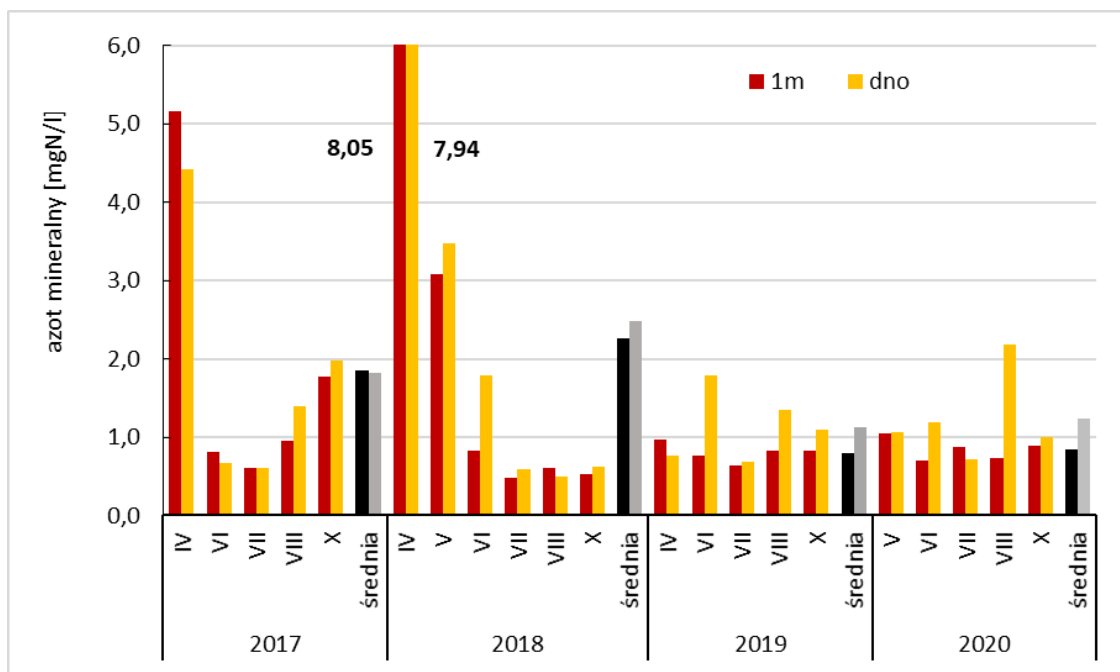
Zawartość *azotu mineralnego* na stanowisku I wahała się w zakresie od 0,70 do 2,2 mgN/l (Rys. 56) Niższe wartości cechowały wody powierzchniowe, przekładając się na średnią wynoszącą 0,85 mgN/l, w porównaniu do 1,23 mgN/l nad dnem. Były to wartości nieco wyższe niż rok wcześniej, lecz wyraźnie niższe niż w latach 2017-2018. Kształtowały się one głównie pod wpływem koncentracji azotu azotanowego, wyższych w okresach wiosennych dwóch pierwszych lat badań (Tab. 15).



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

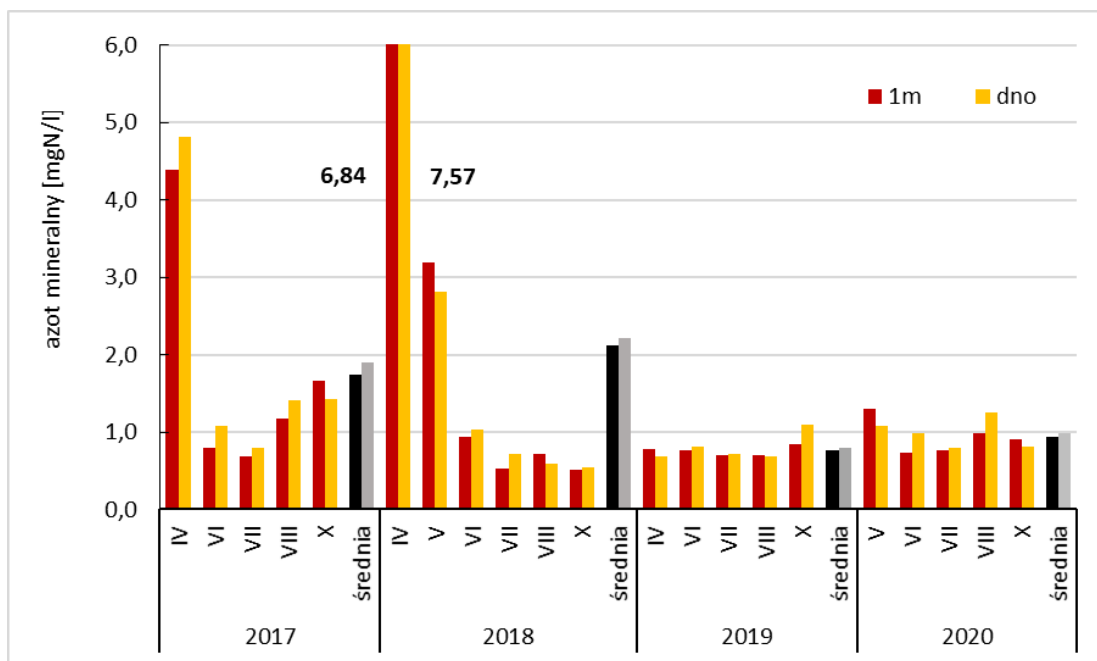


RYS. 55. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II



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

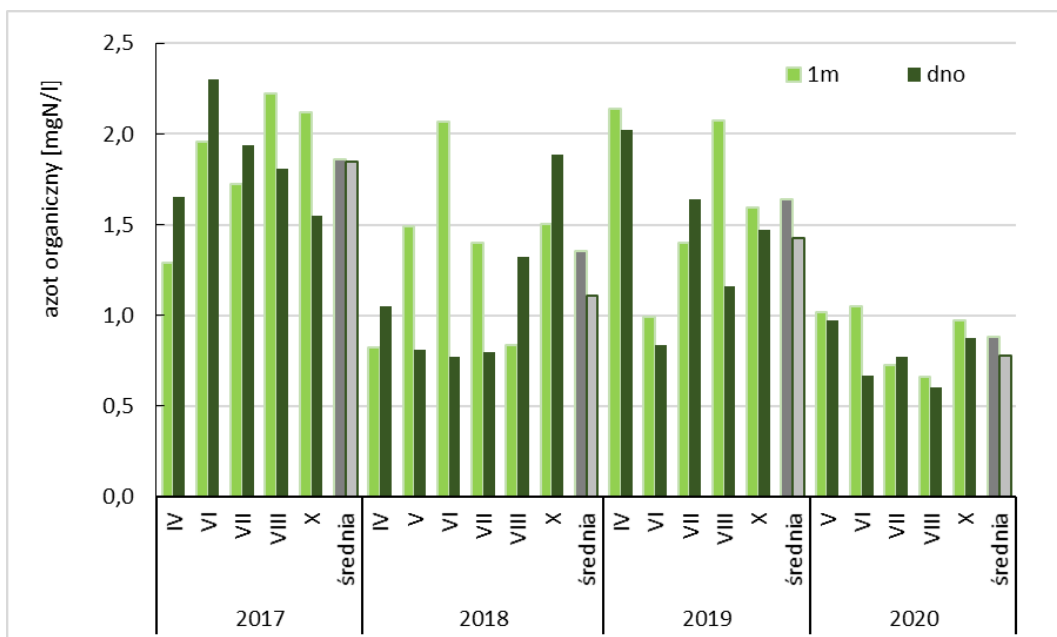
Na stanowisku II zawartość azotu mineralnego wyniosła od 0,73 mgN/l na głębokości 1 m w czerwcu do 1,31 mgN/l także na głębokości 1 m w maju (Rys. 57). Z reguły nie stwierdzano znacznych różnic pomiędzy dwiema badanymi warstwami wody, co wpłynęło także na wartości średnie, wynoszące 0,94 mgN/l na głębokości 1 m i 0,99 mgN/l nad dnem. Podobnie jak na stanowisku I, były one wyraźnie niższe niż w latach 2017-2018 (Tab. 15) i nieco wyższe w odniesieniu do koncentracji odnotowanych w roku 2019.



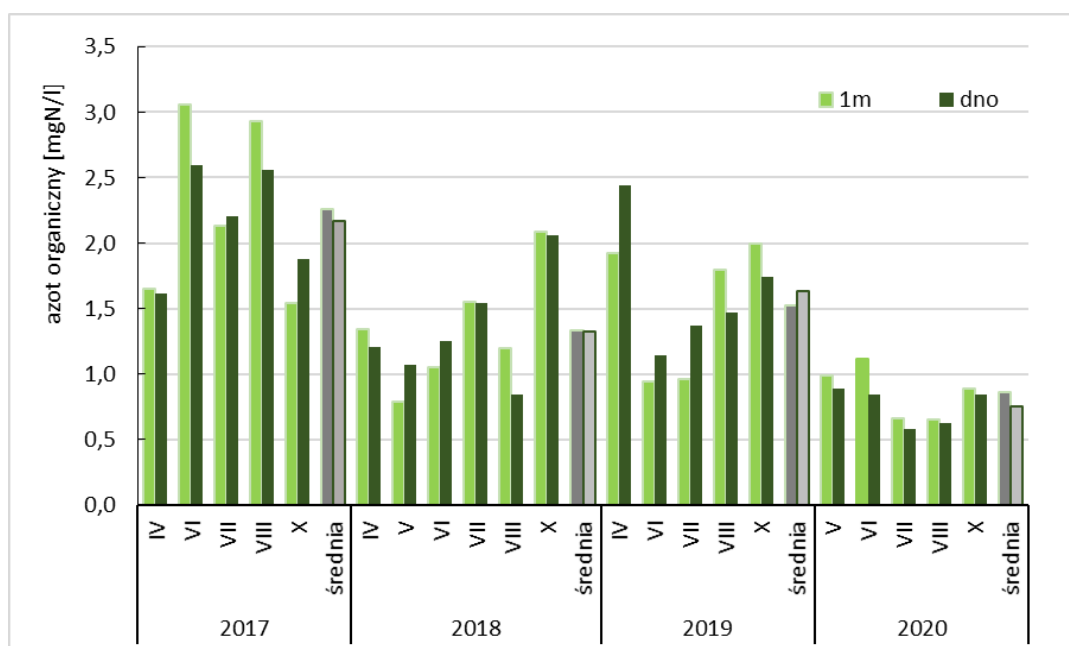
RYS. 57. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Koncentracje *azotu organicznego* na stanowisku I zmieniały się w granicach od 0,60 mgN/l w sierpniu do 1,05 mgN/l w czerwcu. Wyższe stężenia stwierdzano z reguły na głębokości 1 m, co przełożyło się na wartość średnią na poziomie 0,88 mgN/l. Nad dnem zawartość azotu organicznego była nieco niższa, wynosząc średnio 0,78 mgN/l (Rys. 58). Odnotowane zawartości organicznych związków azotu były niższe w roku 2020 w porównaniu do lat wcześniejszych (Tab. 15).

Na stanowisku II stężenia azotu organicznego wyższe wartości przyjmowały wiosną i jesienią (Rys. 59). Pod względem zmienności w przekroju pionowym jeziora, wyższe ilości azotu cechowały wody powierzchniowe. Średnia koncentracja na głębokości 1 m wyniosła 0,86 mgN/l, w porównaniu do 0,76 mgN/l nad dnem (Tab. 15). Podobnie jak na stanowisku I, zawartość organicznych związków azotu była niższa niż w latach wcześniejszych.



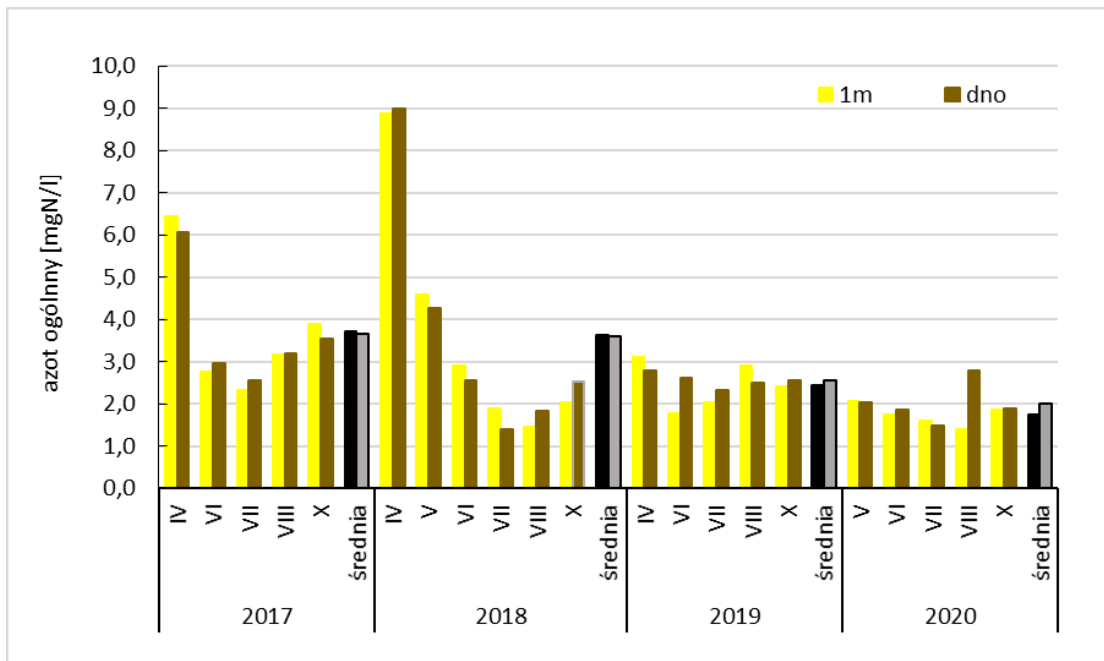
RYS. 58. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



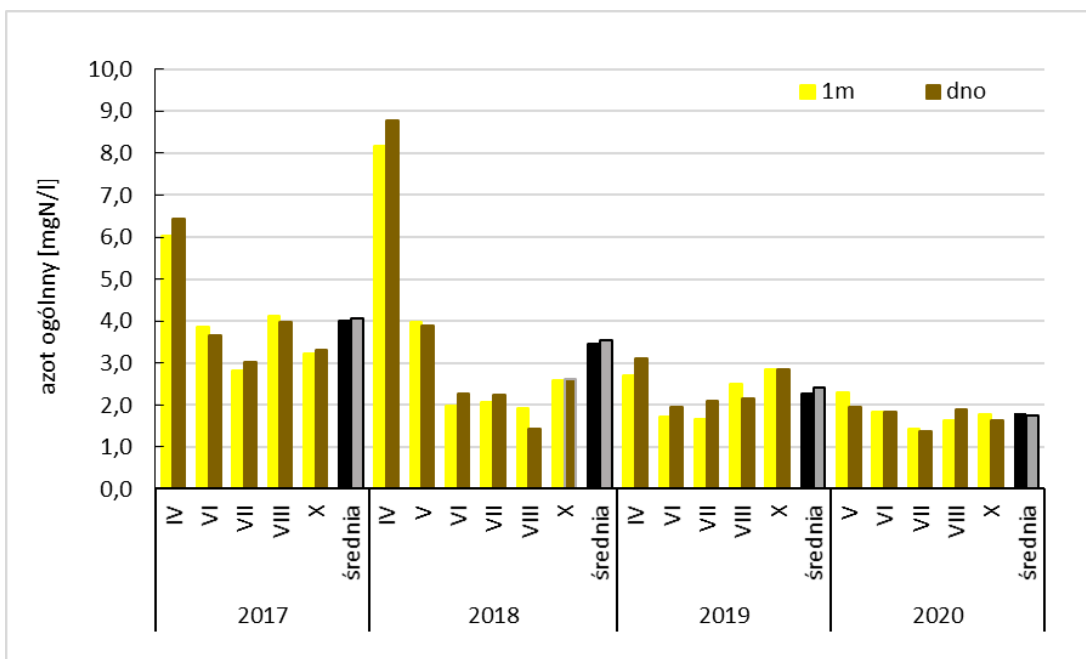
RYS. 59. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Zawartości *azotu ogólnego* nie przekraczały na stanowisku I 3,0 mgN/l. Nieco wyższe wartości przyjmowały w maju, czerwcu i październiku, przekraczając 1,7 mgN/l. Maksymalne stężenie odnotowano w sierpniu nad dnem – 2,8 mgN/l. Średnie koncentracje wyniosły 1,80 mgN/l na głębokości 1 m i 1,74 mgN/l nad dnem, będąc o około 0,5 mgN/l niższe niż w latach wcześniejszych (Rys. 60, Tab. 15).

Na stanowisku II koncentracje azotu ogólnego wyższe wartości przyjmowały w maju i czerwcu, przekraczając 1,8 mgN/l, zaś latem i jesienią notowano nieco niższe stężenia. Średnia zawartość azotu ogólnego na głębokości 1 m sięgnęła 1,8 mgN/l, a nad dnem – 1,7 mgN/l. Były one niższe niż w latach wcześniejszych (Rys. 61, Tab. 19).

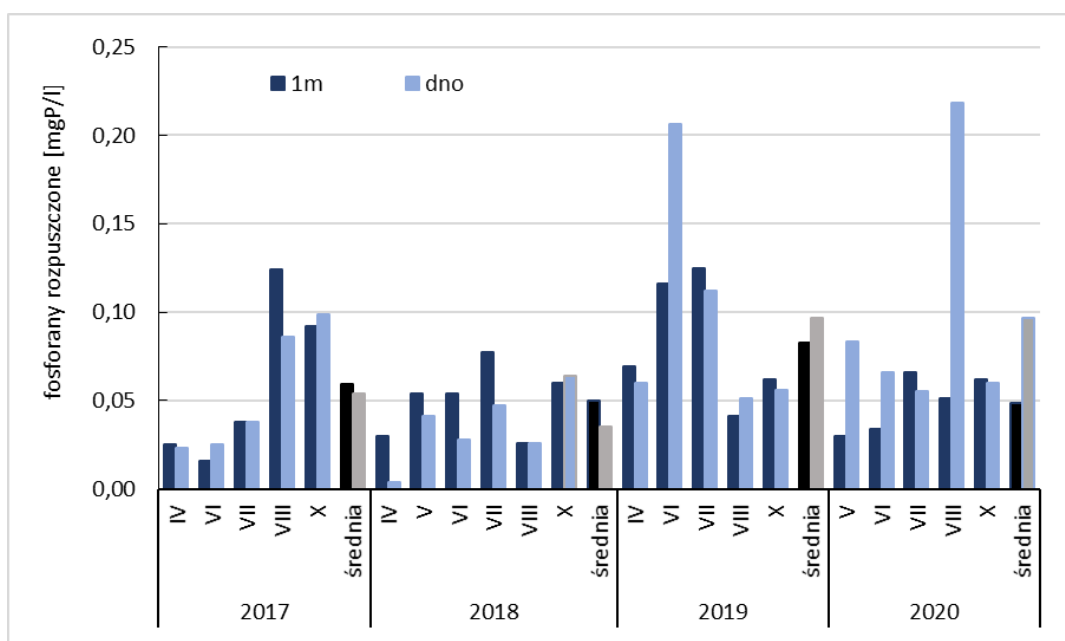


RYS. 60. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



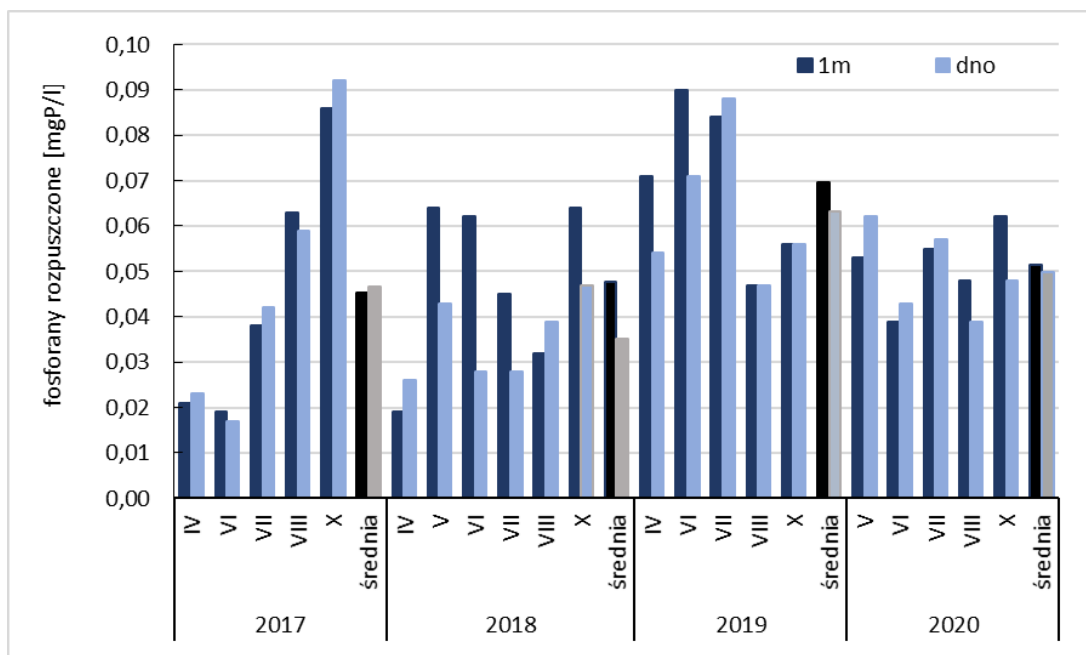
RYS. 61. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Koncentracje *fosforanów rozpuszczonych* na stanowisku I zmieniały się w dość szerokim przedziale od 0,03 do 0,22 mgP/l (Rys. 62). Niższe wartości, zwłaszcza w maju i czerwcu, cechowały wody na głębokości 1 m. Średnia ilość ortofosforanów w tej warstwie wyniosła 0,05 mgP/l. Nad dnem zawartość fosforanów zmniejszała się od maja do lipca, po czym nastąpiło jej znaczne zwiększenie w sierpniu. Średnie stężenie w wodach naddennych sięgnęło 0,10 mgP/l (Tab. 15). Wartości te były zbliżone do wyników z roku 2019, lecz wyższe niż w latach wcześniejszych (Rys. 62).



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

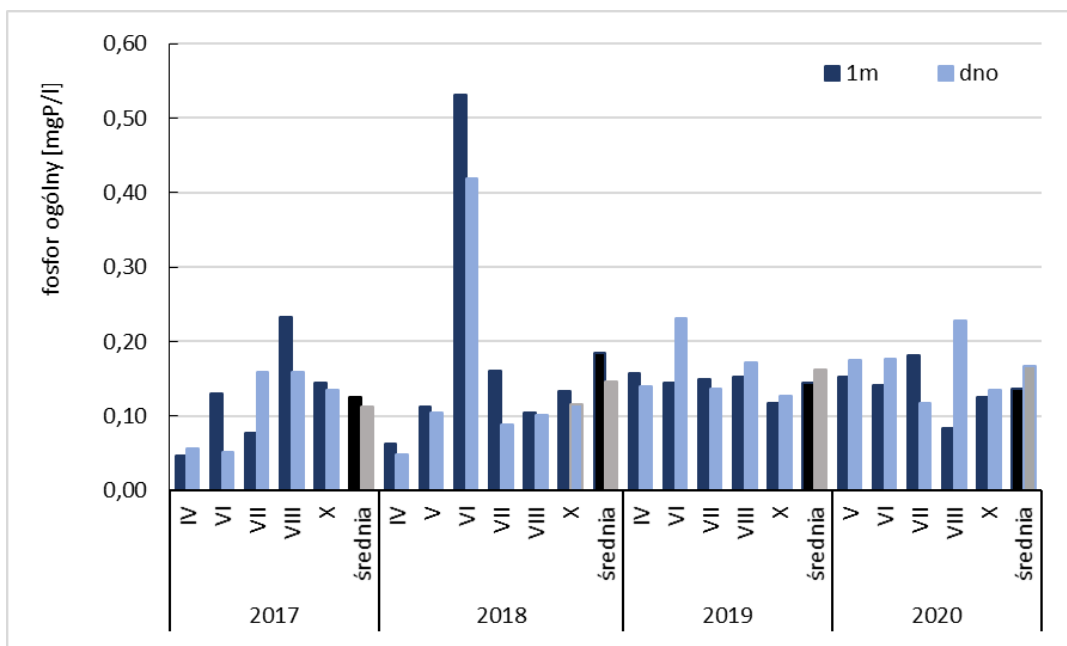
Na stanowisku II stężenia fosforanów rozpuszczonych wahały się od 0,04 mgP/l do 0,06 mgP/l. Notowane ilości ortofosforanów naprzemiennie zwiększały się i zmniejszały z miesiąca na miesiąc (Rys. 63). Średnie zawartości w obu badanych warstwach wody były zbliżone, wynosząc 0,05 mgP/l (Tab. 15). Były one niższe niż w roku 2019, lecz nieco wyższe niż w dwóch wcześniejszych latach.



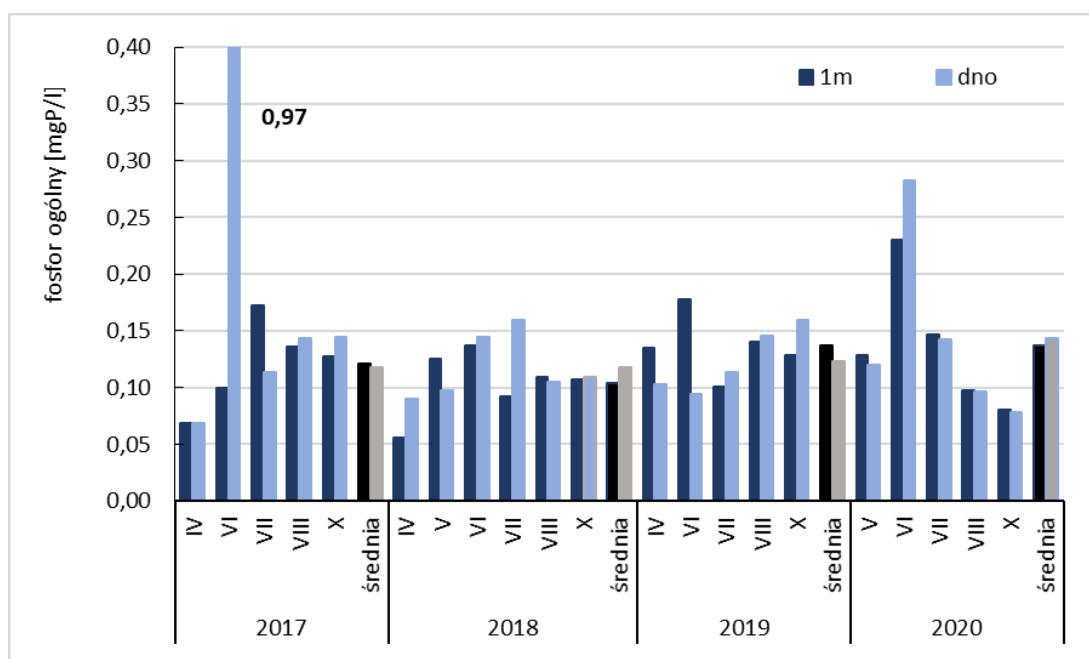
RYS. 63. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Stężenia *fosforu ogólnego* na stanowisku I niemal przez cały okres badawczy przekraczały 0,1 mgP/l, jedynie w sierpniu na głębokości 1 m uległy obniżeniu do 0,08 mgP/l. Maksymalną koncentrację, wynoszącą 0,23 mgP/l odnotowano w sierpniu nad dnem. Z reguły nieco wyższa zawartość fosforu cechowała tę warstwę wody, co przełożyło się na wartości średnie dla roku 2020, wynoszące 0,14 mgP/l na głębokości 1 m i 0,17 mgP/l nad dnem (Rys. 64). W porównaniu do lat wcześniejszych stężenia fosforu były zbliżone do notowanych w roku 2019, lecz wyższe niż 2017 roku. Nie stwierdzono tak wysokich koncentracji maksymalnych jak w roku 2018 (Tab. 15).

Na stanowisku II stężenia fosforu ogólnego zmieniały się w przedziale od 0,08 do 0,28 mgP/l. Wyraźne ich zwiększenie w obu badanych warstwach wody nastąpiło w czerwcu, po czym do października następowało stopniowe obniżanie (Rys. 65). Średnia zawartość fosforu na głębokości 1 m, wynosząca 0,14 mgP/l, była taka sama jak rok wcześniej i wyższa niż w latach 2017-2018 (Tab. 15). W przypadku wód naddennych średnia koncentracja fosforu ogólnego sięgnęła 0,14 mgP/l i była wyższa niż w latach 2017-2019.



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



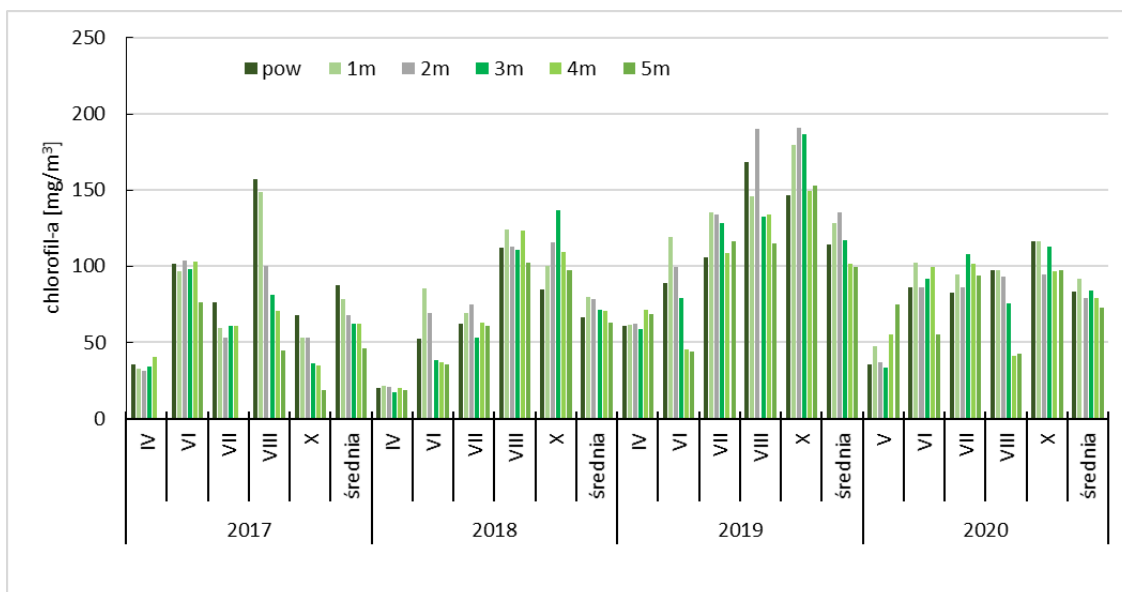
RYS. 65. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II (W 2017 R. ŚREDNIA NAD DNEM NIE UWZGLĘDNI WYNIKU Z VI)

TABELA 15. 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
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
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
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
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
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
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
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

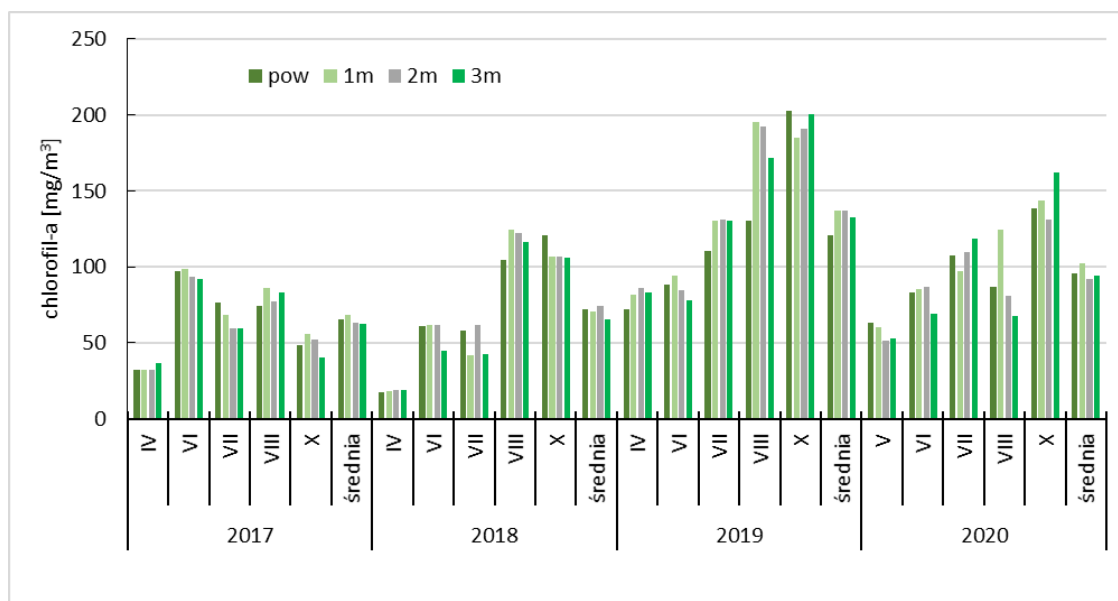
4.2.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej

Koncentracje *chlorofilu-a* zwiększały się stopniowo w ciągu okresu badawczego od około 45 mg/m³ w maju do maksymalnie ponad 100 mg/m³ w październiku. Maksymalną zawartość barwnika na poziomie około 116 mg/m³ odnotowano w październiku w warstwie powierzchniowej i na głębokości 1m (Rys. 66). Średnie ilości chlorofilu-a wahały się w zależności od warstwy wody od 73 mg/m³ na głębokości 5 m do 92 mg/m³ na głębokości 1 m, natomiast średnia dla stanowiska z całego okresu badań sięgnęła 82 mg/m³. Była ona nieco wyższa niż w latach 2017-2018, lecz wyraźnie niższa niż w roku 2019 (Tab. 16).



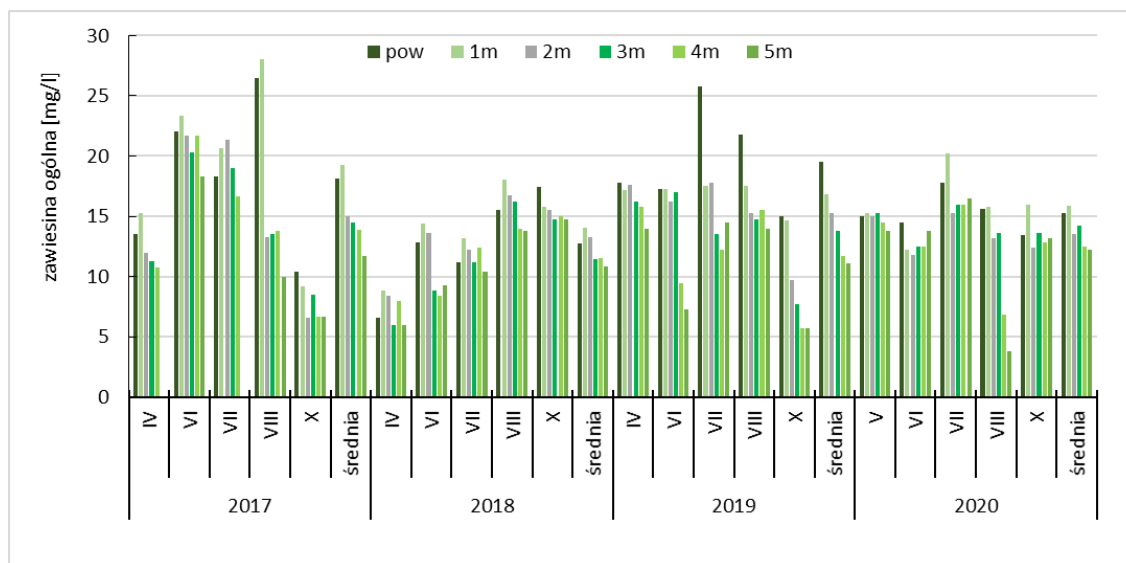
RYS. 66. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II koncentracje barwnika także wzrastały w czasie od około 55 mg/m^3 w maju do około 140 mg/m^3 w październiku, przy czym wartość maksymalna wyniosła 162 mg/m^3 na głębokości 3 m w październiku. W rezultacie średnia ilość barwnika w zależności od głębokości wody wahała się od 92 mg/m^3 na głębokości 2 m do 102 mg/m^3 na głębokości 1 m (Rys. 67). Średnia zawartość chlorofilu-a w wodach jeziora na stanowisku II w roku 2020 wyniosła 96 mg/m^3 . Podobnie jak na stanowisku I, była wyższa w odniesieniu do lat 2017-2018, lecz niższa niż rok wcześniej (Tab. 16).



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

Zawartość zawiesiny ogólnej na stanowisku I uległa w roku 2020 niewielkiemu obniżeniu od maja do czerwca, po czym nastąpiło zwiększenie jej zawartości w lipcu, oraz ponowne obniżenie w sierpniu i październiku (Rys. 68). Średnia ilość zawiesiny w zależności od głębokości wahała się od 12,2 mg/l na 5 m do 15,9 mg/l na głębokości 1 m, natomiast średnia dla całego okresu badawczego w roku 2020 sięgnęła 13,9 mg/l. Była niższa niż w latach 2017 i 2019, lecz wyższa niż w roku 2018 (Tab. 16).

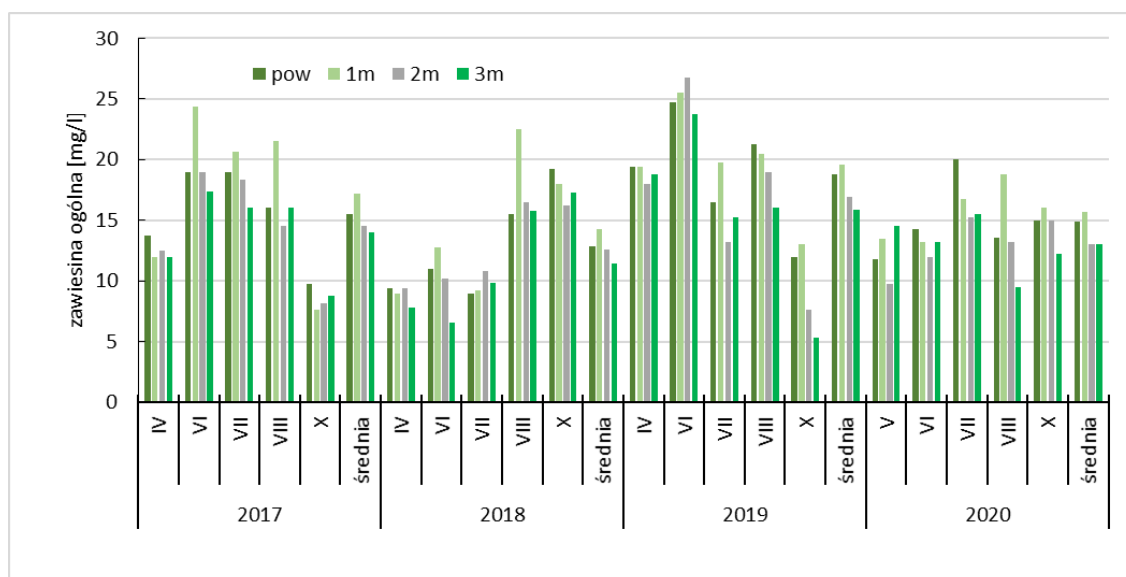


RYS. 68. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II ilości zawiesiny zwiększyły się od około 13 mg/l w maju i czerwcu do maksymalnie 20 mg/l w lipcu, po czym nastąpiło ich niewielkie obniżenie w sierpniu i październiku do około 13-15 mg/l (Rys. 69). Średnie ilości zawiesiny w zależności od głębokości wahały się od 13,0 mg/l nad dnem do 15,7 mg/l na głębokości 1 m, zaś średnia dla całego okresu badawczego wyniosła 14,2 mg/l. Była niższa niż w latach 2017 i 2019, lecz wyższa niż w roku 2018 (Tab. 16).

TABELA 16. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH ZAWARTOŚCI CHLOROFILU-A I ZAWIESINY OGÓLNEJ W LATACH 2017-2020

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
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



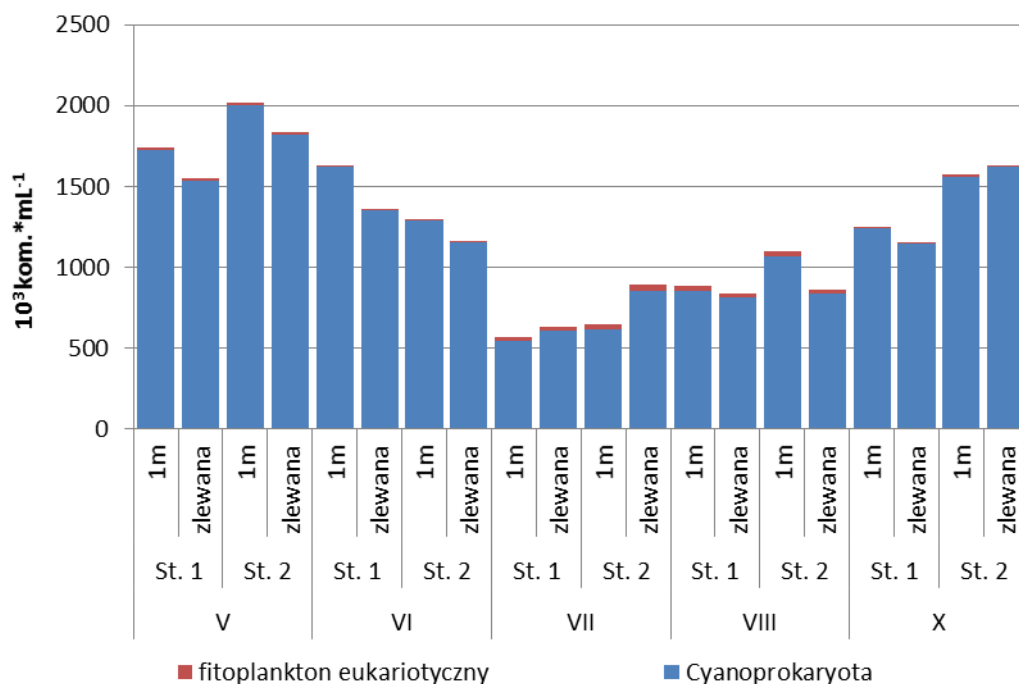
RYS. 69. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

4.2.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu

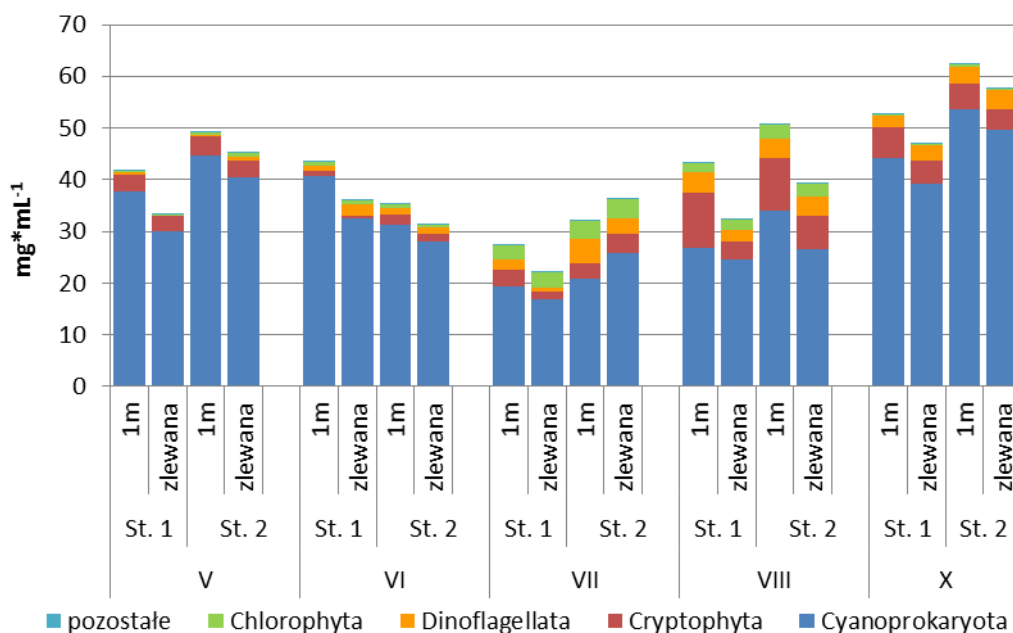
Liczebność fitoplanktonu Jeziora Rogozińskiego w 2020 roku była wysoka przez cały sezon badawczy (Rys. 70), wahając się w zakresie od $565 \cdot 10^3$ do $2015 \cdot 10^3$ kom. mL⁻¹. Najwyższą liczebność odnotowano w maju, najniższą w lipcu. Przez cały sezon badawczy, na obu stanowiskach, zdecydowaną większość liczebności fitoplanktonu tworzyły nitkowate sinice o drobnych komórkach, z rodzajów *Pseudanabaena*, *Planktothrix*, *Planktolyngbya*, *Limnothrix* i *Aphanizomenon*. Udział fitoplanktonu eukariotycznego nie przekraczał 5%.

Biomasa fitoplanktonu Jeziora Rogozińskiego w 2020 roku wahała się w zakresie od 22,6 do 62,5 mg L⁻¹. Najniższą biomasę odnotowano w lipcu, najwyższą w październiku. Przez cały sezon badawczy na obu stanowiskach dominowały sinice (Rys. 71). Spośród glonów eukariotycznych największą biomasę tworzyły kryptofity (w maju, sierpniu i październiku). W lipcu i sierpniu zauważalny udział w biomacie miały bruzdnice i zielenice.

Przez cały rok wysoką biomasę tworzyły gatunki z rodzaju *Pseudanabaena* (Tab. 17). W maju i czerwcu współdominował gatunek *Aphanizomenon gracile*, posiadający komórki przystosowane do wiązania azotu atmosferycznego. W lipcu i październiku dużym udziałem w biomacie odznaczył się gatunek *Planktothrix agardhii*, dobrze znoszący mieszanie wody i niską dostępność światła. W lipcu współdominowały wszystkie trzy opisane powyżej sinice, a także kryptofit *Cryptomonas ovata*.

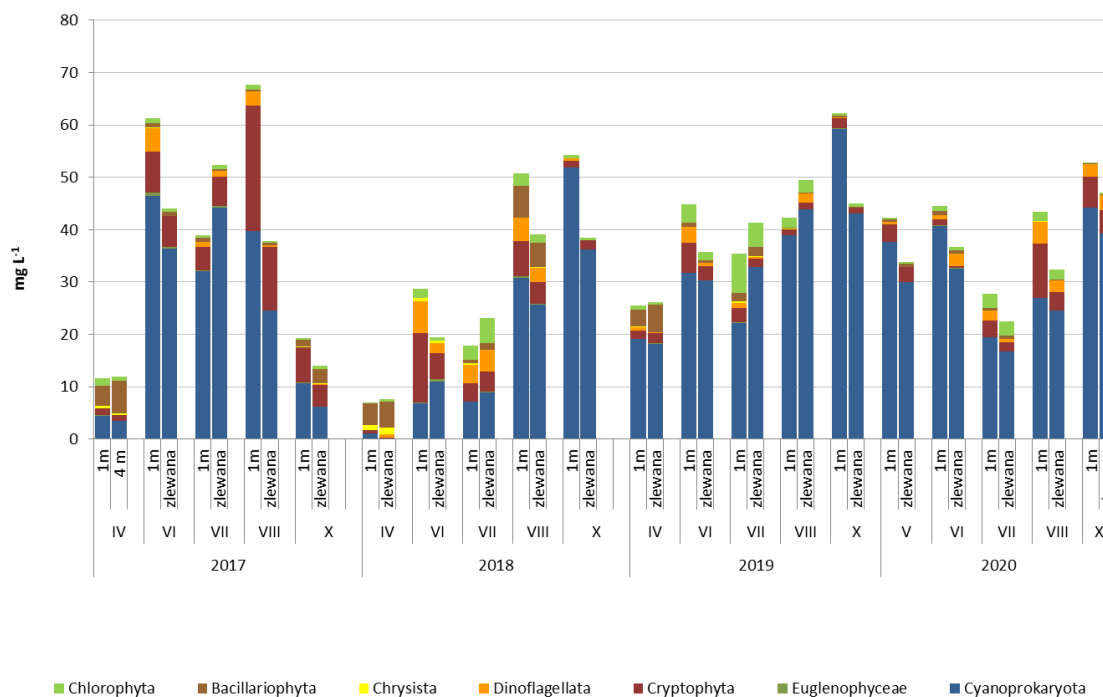


RYS. 70. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2020

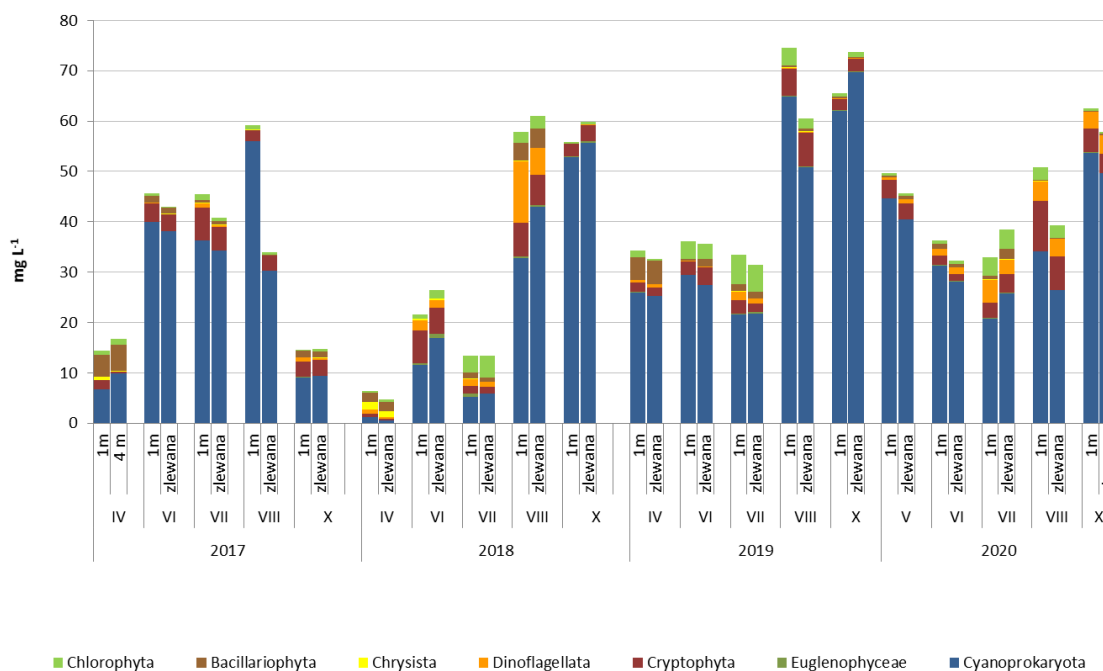


RYS. 71. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2020

W porównaniu do wyników z lat 2017-2019, biomasa fitoplanktonu w 2020 roku wykazywała mniejsze wahania sezonowe (Rys. 72 i 73) i osiągnęła mniejszą wartość maksymalną. Ze względu na pandemię COVID 19, nie pobrano próbek w kwietniu, nie można więc porównać biomasy fitoplanktonu w tym okresie.



RYS. 72. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2020



RYS. 73. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

W czerwcu 2020 biomasa fitoplanktonu była porównywalna do wartości z 2019 roku, wyższa niż w latach 2017-2018. W lipcu i w sierpniu była niższa niż w roku wyjściowym,

szczególne na stanowisku I. W październiku 2020 roku odnotowano roczne maksimum biomasy, podobnie jak w roku 2018 i 2019.

Wśród gatunków dominujących przeważały takie, które już wcześniej charakteryzowały się wysokim udziałem w biomacie (Tab. 17). Jedynym wyjątkiem była *Pseudanabaena acicularis*, wcześniej notowana co roku, ale w mniejszej ilości.

TABELA 17. TAKSONY DOMINUJĄCE W FITOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH

miesiąc	2017	2018	2019	2020
IV	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Fragillaria</i> sp. <i>Limnothrix redekei</i> <i>Cyclotella</i> sp.	<i>Lindavia</i> sp. <i>Fragillaria</i> sp. <i>Chrysococcus</i> sp.	<i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Stephanodiscus</i> sp.	<i>Pseudanabaena acicularis</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>
VI	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Cryptomonas ovata</i> <i>Planktothrix agardhii</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	<i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>Pseudanabaena acicularis</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>
VII	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Phacotus lenticularis</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Cryptomonas ovata</i> <i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i>
VIII	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Ceratium hirundinella</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Ceratium furcoides</i>	<i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	<i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Cryptomonas ovata</i> <i>Planktothrix agardhii</i>
X	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Cryptomonas ovata</i> <i>Cyclotella</i> sp.	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i>	<i>Limnothrix redekei</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i>

Stan ekologiczny jeziora Rogozińskiego oceniany na podstawie fitoplanktonu był zły we wszystkich czterech badanych latach, choć wartości jego składowych wykazują

drobne wahania z roku na rok. W roku 2020 wszystkie trzy metryksy (chlorofilowy, biomasa ogólna i biomasa sinic) miały niższą wartość niż w roku ubiegłym (Tab. 18).

TABELA 18. WARTOŚCI WSKAŹNIKA PMPL I JEGO SKŁADOWYCH DLA JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2020

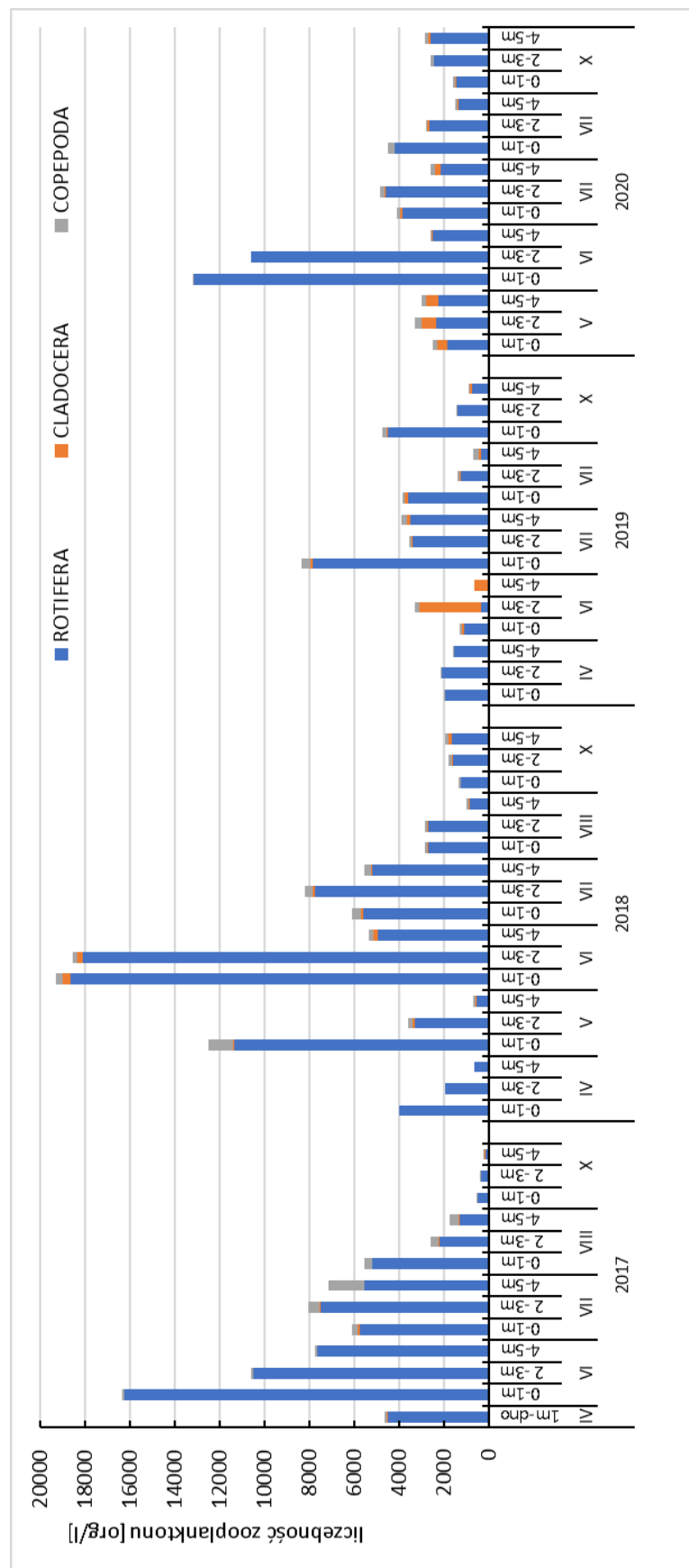
	2017	2018	2019	2020
wskaźnik				
Ychl	4,10	4,20	4,88	4,35
Ybm	4,18	3,75	4,67	4,33
Ycy	5,02	4,09	5,12	4,63
PMPL	4,31	4,01	4,85	4,40

4.2.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu

Ogólna liczebność zooplanktonu na stanowisku I wahała się od 1475 org/l w sierpniu na głębokości 4-5 m do 13227 org/l w strefie powierzchniowej w czerwcu (Rys. 74). Wyraźne jej zwiększenie nastąpiło w czerwcu, gdy liczebności przekroczyły 10 tys. org/l, w porównaniu do poniżej 5 tys. org/l w pozostałych miesiącach. Wyższe liczebności notowano z reguły w płytszych warstwach wody, jedynie w październiku następował wzrost liczebności zooplanktonu wraz z głębokością.

W strukturze zooplanktonu na stanowisku I w większości pobranych próbek wyraźnie dominowały wrotki (Rotifera). Ich liczebności zmieniały się w zakresie od 1331 org/l w sierpniu do 13175 org/l w czerwcu. Zwykle grupa ta stanowiła powyżej 70% ogólnej liczebności zooplanktonu, najwyższy udział na poziomie 100% osiągając w czerwcu. Do najczęściej notowanych taksonów należeli przedstawiciele rodzaju *Keratella*, typowego dla wód silnie eutroficznych (Tab. 19).

W maju udział wrotków w ogólnej liczebności zooplanktonu uległ wyraźnemu zmniejszeniu na korzyść zooplanktonu skorupiakowego, co wskazuje na rolę biomanipulacji. Zwiększyła się liczebność wioślarek (Cladocera) – do maksymalnie 650 org/l, co stanowiło około 20% liczebności zooplanktonu. Byli to głównie reprezentanci rodzaju *Bosmina*, zwłaszcza *B. longirostris*. W pozostałych miesiącach liczebność wioślarek nie przekraczała 110 org/l, zwiększając się powyżej tej wartości jedynie w lipcu na głębokości 4-5 m za sprawą zwiększenia liczebności przedstawicieli *Chydorus* sp.



RYS. 74. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2020 NA STANOWISKU I

W maju zwiększyło się także zagęszczenie widłonogów (Copepoda) do maksymalnie blisko 300 org/l, lecz ich udział procentowy był niewielki, nie przekraczając 10%. Przez pozostałą część okresu badań liczebność widłonogów nie przekraczała 200 org/l, zwiększając się do 276 org/l jedynie w sierpniu w wodach powierzchniowych. Przez cały okres badawczy naliczniesze były formy młodociane, jedynie okresowo nieco zwiększały się zagęszczenia przedstawicieli rodzaju *Mesocyclops*.

W porównaniu do lat wcześniejszych zaznaczył się ponowny wzrost liczebności zooplanktonu w czerwcu, nienotowany w roku 2019. Wciąż dominującą grupą pozostają wrotki, mimo zwiększenia udziału zooplanktonu skorupiakowego w maju 2020 roku. Rok wcześniej odnotowano wyraźniejsze zwiększenie udziału tej grupy zooplanktonu w czerwcu (Rys. 74).

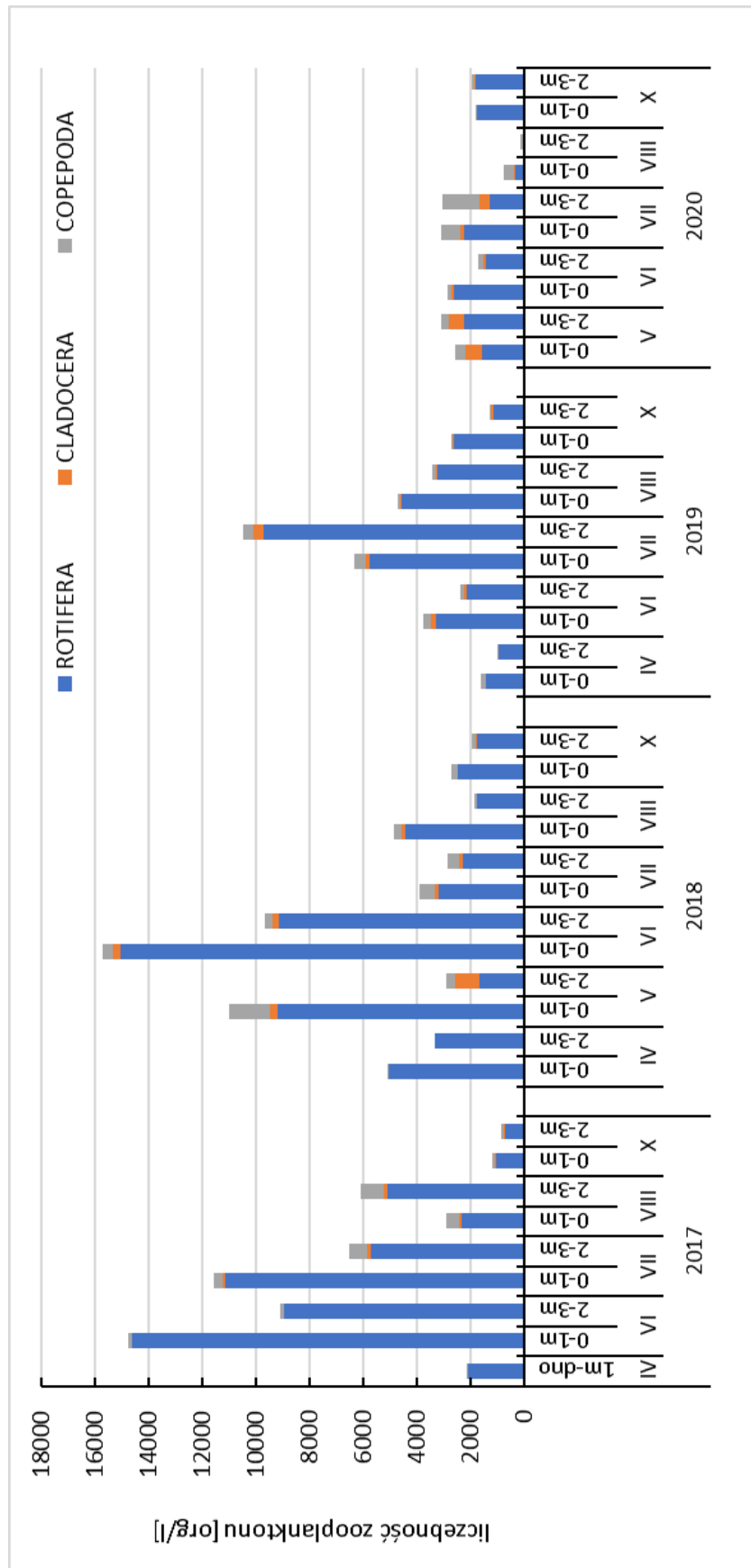
Na stanowisku II ogólna liczebność zooplanktonu wahała się od 116 org/l na głębokości 2-3 m w sierpniu do 3097 org/l na tej samej głębokości w maju. Pod względem zmienności w czasie, wyższe liczebności, wahające się od 1698 do 3097 org/l występowały w maju i czerwcu, po czym nastąpiło ich wyraźne obniżenie w sierpniu (poniżej 800 org/l) i ponowny wzrost w październiku (Rys. 75).

Pod względem jakościowym zdecydowanym dominantem przez cały okres badawczy były wrotki, których udział stanowił z reguły powyżej 60% ogólnej liczebności zooplanktonu. Ich zagęszczenie wahało się od 32 org/l w sierpniu do 2634 org/l w czerwcu. Do najczęściej notowanych rodzajów należały: *Keratella*, *Pompholyx* i *Synchaeta* (Tab. 19).

Liczebności wioślarek zmieniały się w zakresie od zera do 651 org/l, co stanowiło do 26% ogólnej liczebności zooplanktonu. Największe ich zagęszczenie stwierdzono w maju – ponad 580 org/l w obu badanych warstwach wody. Najczęściej notowana była w tym okresie *Bosmina longirostris*.

W przypadku widłonogów liczebności wahały się od 32 do 1402 org/l. W lipcu i sierpniu stanowiły one blisko 50% ogólnej liczebności zooplanktonu, zwiększając swój udział do 72% na głębokości 2-3 m w sierpniu, przy czym niezwykle niska była wtedy liczebność wrotków, jak i ogólna liczebność zooplanktonu.

W odniesieniu do lat wcześniejszych ogólna liczebność zooplanktonu w roku 2020 była wyraźnie niższa, z silniej zaznaczonym udziałem zooplanktonu skorupiakowego (Rys. 75).



RYS. 75. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA ROGOŹNO W LATACH 2017-2020 NA STANOWISKU II

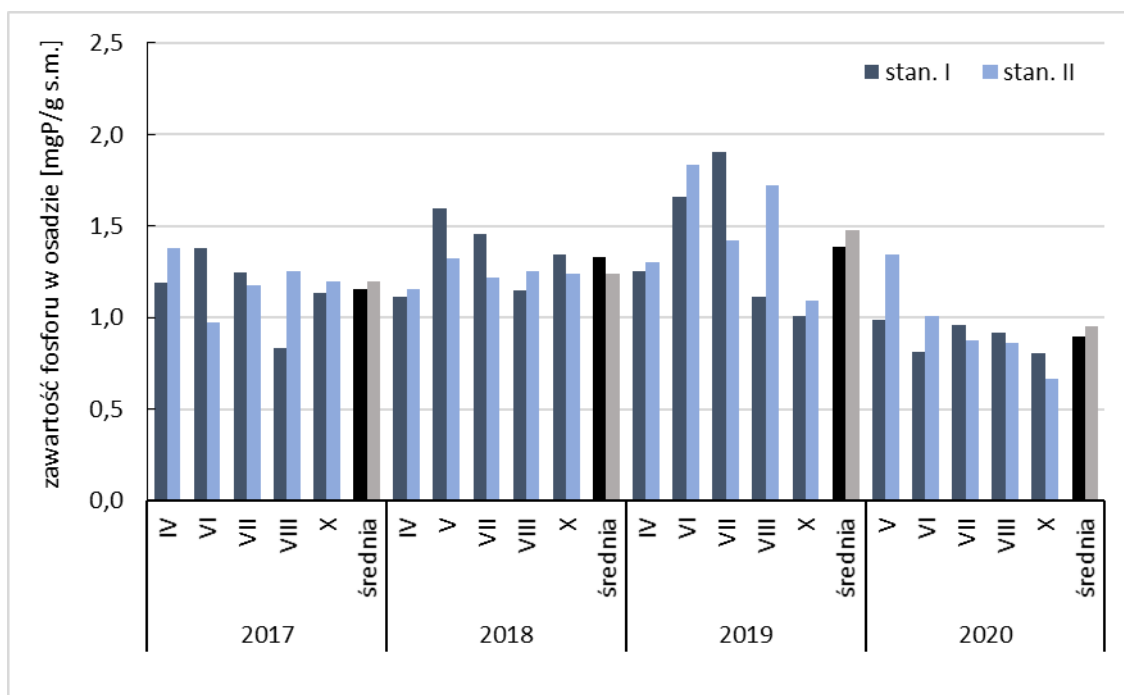
TABELA 19. TAKSONY DOMINUJĄCE W ZOOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH

miesiąc	2017	2018	2019	2020
IV	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	<i>Keratella quadrata</i> <i>Polyarthra dolichoptera</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Synchaeta</i> sp.	-
V	-	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp.	-	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Bosmina longirostris</i>
VI	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Pompholyx</i> sp. <i>Bosmina longirostris</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Trichocerca</i> sp.
VII	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Pompholyx</i> sp. <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Trichocerca</i> sp.
VIII	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Synchaeta</i> sp. <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Trichocerca</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx</i> sp.
X	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Keratella cochlearis</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i>

4.2.6 Właściwości osadów dennych

Zawartość fosforu w osadzie dennym zmieniała się na obu stanowiskach w zakresie od 0,81 do 1,34 mgP/g s.m. Ulegała ona stopniowemu obniżaniu od maja do października. Średnia zawartość fosforu w osadzie na stanowisku I sięgnęła 0,90 mgP/g s.m., a na st. II

– 0,95 mgP/g s.m. Wartości te były niższe niż w latach wcześniejszych (Rys. 76), szczególnie w odniesieniu do roku 2019.

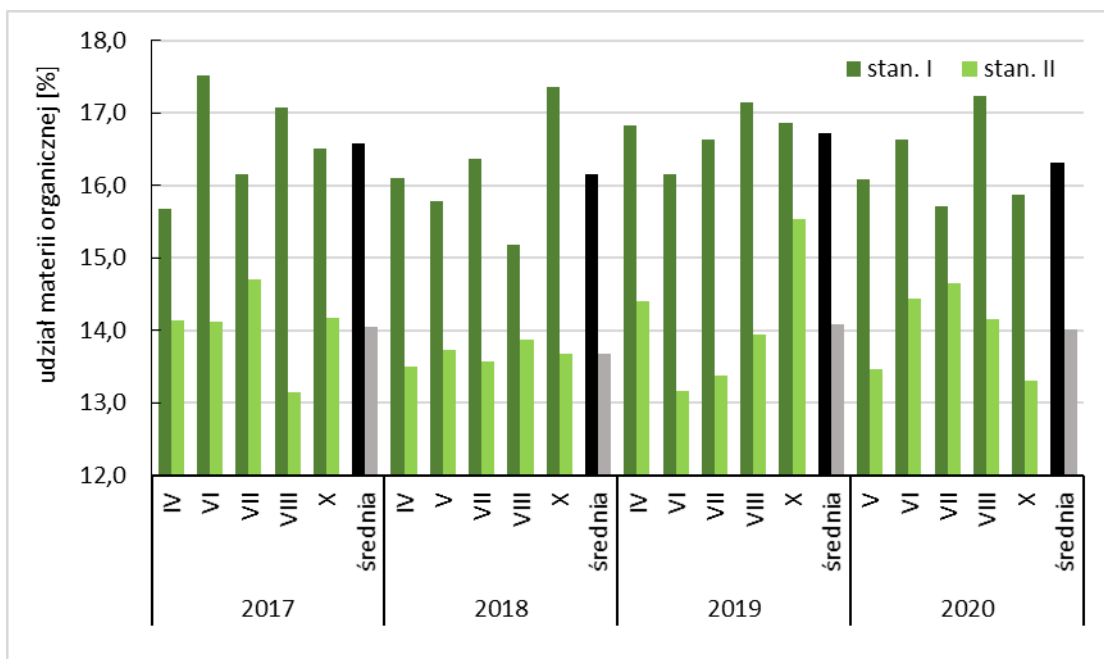


RYS. 76. ZAWARTOŚĆ FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

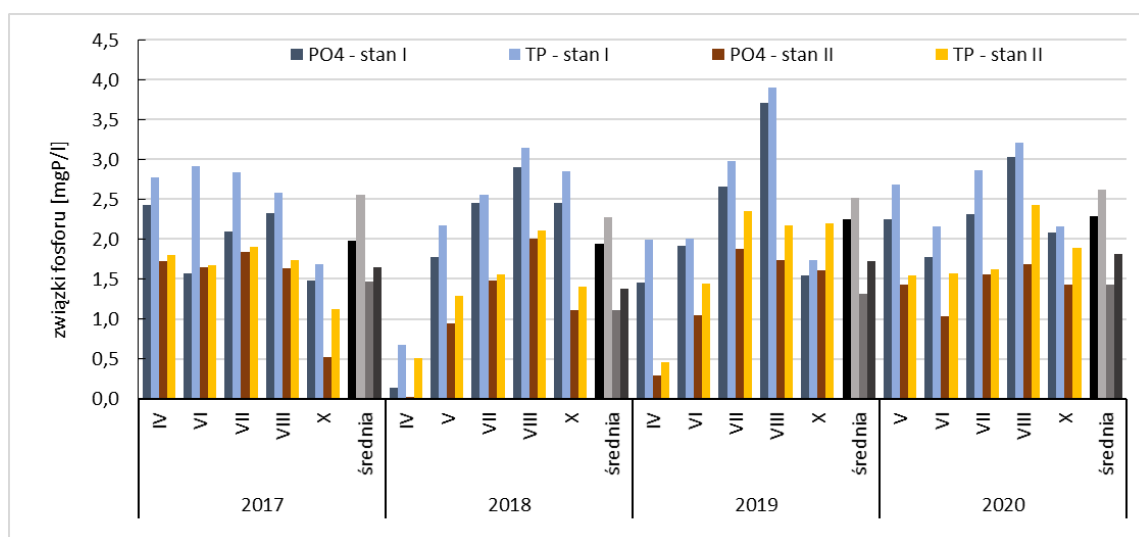
Udział procentowy *materii organicznej* w osadzie dennym był wyższy na stanowisku I, wahając się od 15,7 do 17,2%, przy średniej na poziomie 16,3%. Na stanowisku II zawartość *materii organicznej* zawierała się w przedziale 13,3-14,7%, ze średnią 14,0%. Były to wartości zbliżone do odnotowanych w latach poprzednich (Rys. 77).

Zawartość *związków fosforu w wodzie interstycjalnej* osadów dennych zmieniała się w czasie w podobnym rytmie na obu stanowiskach – ulegała zmniejszeniu od maja do czerwca, po czym obserwowano stopniowe zwiększanie się aż do października. Wyższe stężenia cechowały stanowisko I – w przypadku fosforanów wahały się one od 1,77 do 3,03 mgP/l, a w przypadku fosforu ogólnego od 2,16 do 3,21 mgP/l. Wartości średnie wyniosły odpowiednio 2,29 i 2,62 mgP/l (Rys. 78). Były to wartości zbliżone do odnotowanych rok wcześniej i nieco wyższe niż w latach 2017-2018.

Na stanowisku II ilość fosforanów w wodzie śródosadowej wahała się od 1,03 do 1,69 mgP/l, a fosforu ogólnego – od 1,54 do 2,43 mgP/l. Średnie koncentracje wyniosły zatem 1,43 mgP/l (ortofosforany) i 1,81 mgP/l (fosfor ogólny) (Rys. 78). Były to wartości wyższe niż notowane w latach wcześniejszych.

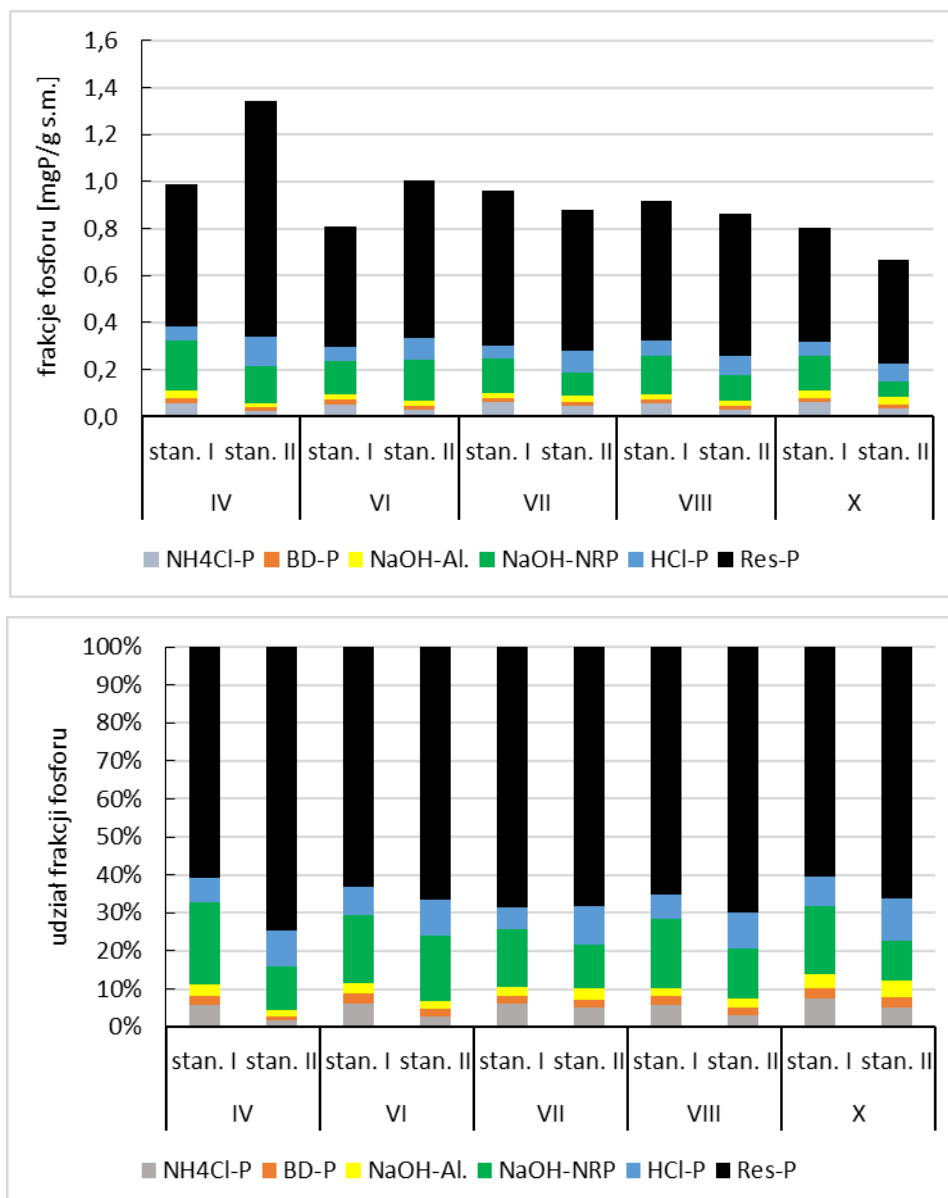


RYS. 77. ZAWARTOŚĆ MATERII ORGANICZNEJ W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO



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 0,57 mgP/g s.m. na stanowisku I i 0,66 mgP/g s.m. na stanowisku II, co stanowiło odpowiednio 64% i 69% ogólnej puli fosforu obecnej w osadzie dennym.

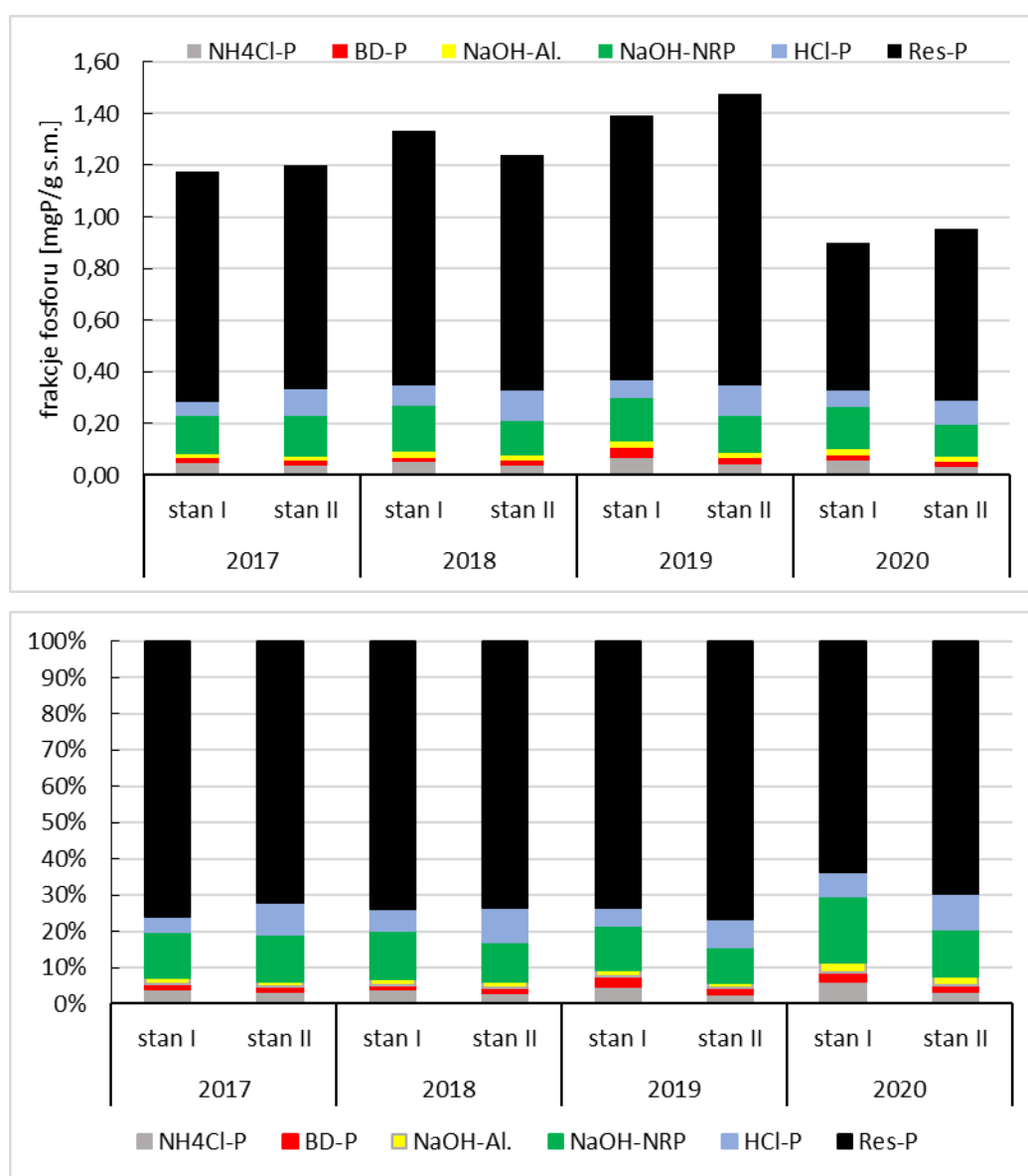


RYS. 79. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

Drugą pod względem ilości fosforu była frakcja powiązana z materią organiczną, czyli frakcja NaOH-nRP. Jej ilość sięgała średnio 0,16 mgP/g s.m. na stanowisku I i 0,12 mgP/g s.m. na płytszym ze stanowisk, przekładając się na udział procentowy w puli fosforu w osadzie na poziomie odpowiednio 18% i 13%. 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 7%) w porównaniu do płytszego stanowiska (średnio 0,09 mgP/g s.m., czyli 10%). Najniższym udziałem wśród frakcji fosforu wykazywał się fosfor labilny (NH₄Cl-P) oraz fosfor związany z żelazem (BD-P). W przypadku tej pierwszej frakcji średnie zawartości nie przekraczały 0,06

mgP/g s.m. (poniżej 8% fosforu w osadzie). Jeszcze niższe były ilości fosforu związanego z żelazem – 0,02 mgP/g s.m. (2%) na obu stanowiskach.

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 64-77%). Drugą w kolejności była frakcja NaOH-nRP, czyli fosfor związany z materią organiczną (średnio 0,12-0,18 mgP/g s.m., czyli 10-18%). Udział pozostałych frakcji nie przekraczał średnio 0,10 mgP/g s.m., co stanowiło mniej niż 12% udziału w całkowitej puli fosforu w osadzie dennym.



RYS. 80. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOŹNO – PORÓWNANIE WARTOŚCI ŚREDNICH W LATACH 2017-2020

Koncentracja innych pierwiastków w osadzie dennym

Zawartość azotu w osadach jeziornych wahała się w przedziale od 3,6 do 5,4 gN/kg. Nieco wyższe ilości tego pierwiastka notowano z reguły na stanowisku I, co przełożyło się na wartości średnie (Tab. 24). Koncentracje siarczanów na obu stanowiskach nie przekraczały 2,4 gSO₄/kg, przy z reguły były niższe na stanowisku I, co przełożyło się na wartości średnie, wynoszące 1,7 gSO₄/kg na stanowisku I i 1,8 gSO₄/kg na stanowisku II. Zawartości żelaza były niskie w obu punktach badawczych, wynosząc od 0,6 do 1,6 gFe/kg, przy czym stanowisko II cechowała większa zmienność stężeń, gdzie odnotowano także wyższą wartość średnią. Także zawartości wapnia wahały się w większym zakresie zmienności na stanowisku II, przy wyższej średniej na poziomie nieco ponad 230 gCa/kg, podczas gdy na stanowisku I średnie sięgnęła niemal 222 gCa/kg. Koncentracje magnezu były niewielkie na obu stanowiskach, kształtując się w zakresie 1,3 – 2,2 gMg/kg, a wartość średnia była wyższa na stanowisku II.

TABELA 20. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W ROKU 2020

	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]
V	4,84	1,59	0,68	215,3	1,55	3,56	1,53	1,59	217,7	1,86
VI	4,87	1,79	0,73	237,8	1,70	4,26	1,76	0,93	230,9	1,79
VIII	4,69	1,51	0,81	211,3	1,55	5,41	2,33	1,01	283,8	2,15
X	4,62	1,73	0,62	221,7	1,49	3,63	1,53	0,68	190,0	1,30
śr.	4,76	1,66	0,71	221,5	1,57	4,22	1,79	1,05	230,6	1,78

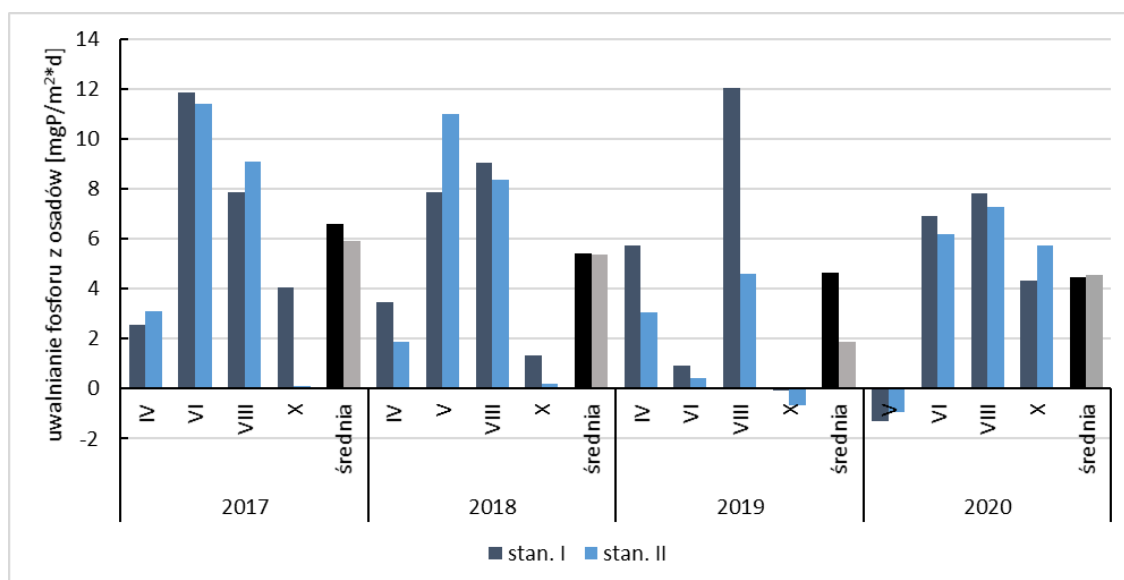
Podobnie jak w przypadku Jeziora Budziszewskiego, także w osadzie dennym jeziora Rogoźno zawartość azotu na obu stanowiskach powróciła do wartości notowanych w roku 2018 a ilość siarczanów osiągnęła najniższe wartości średnioroczne (Tab. 25). Zawartość żelaza na stanowisku I także była najniższa w badanym okresie, podobnie jak ilość wapnia na obu stanowiskach. W przypadku magnezu obniżenie średniej wartości stwierdzono na stanowisku I.

TABELA 21. ŚREDNIE ZAWARTOŚCI WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2020

	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	9,5	2,33	0,94	260,6	1,95	9,7	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

Zasilanie wewnętrzne z osadów dennych

Osady denne jeziora Rogoźno stanowiły ważne źródło fosforu dla toni wodnej jeziora w okresie od późnej wiosny do jesieni. Niższe ilości fosforu były uwalniane z osadów w październiku – od 4,3 mgP/m²*d na stanowisku I i 5,72 mgP/m²*d na stanowisku II. Proces ten zachodził w warunkach tlenowych w dość wysokiej jak na jesień temperaturze. Więcej fosforu przechodziło z osadów do toni wodnej w czerwcu i sierpniu – ponad 6 mgP/m²*d, a proces ten zachodził w warunkach beztlenowych. W maju obserwowano natomiast zjawisko wiązania fosforu w osadzie na poziomie 1,29 mgP/m²*d na stanowisku I i 0,94 mgP/m²*d na stanowisku II, przy niskiej temperaturze i w warunkach tlenowych (Rys. 81). Średnio z osadów dennych pochodzących ze stanowiska I uległo uwolnieniu 4,44 mgP/m²*d, nieco mniej niż w przypadku stanowiska II (4,56 mgP/m²*d).



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

W oparciu o wyniki badań doświadczalnych 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 areał – uwalnianiu ulegało średnio 0,39 kgP/d (około 142 kg fosforu rocznie), z drugiej zaś –

5,34 kgP/d (czyli blisko 2 tys. kgP/rok, Tab. 22). Łączne obciążenie wewnętrzne w roku 2020 wynosiło więc 2091 kg/rok, czyli średnio 5,7 kgP/d.

W porównaniu do lat wcześniejszych odnotowano zatem stopniowe obniżanie się ilości fosforu uwalnianego do toni wodnej ze strefy dna położonej na głębokości powyżej 5 m, reprezentowanej przez głębocek (stan. I). W przypadku płytszej części jeziora rok 2020 przyniósł wyraźne zwiększenie ilości uwalnianego fosforu w odniesieniu do roku 2019, lecz poniżej poziomu z lat 2017-2018.

TABELA 22. 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

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 wyników przezroczystości wody, chlorofilu-a i fosforu całkowitego z epilimnionu w okresie letnim.

W przypadku Jeziora Budziszewskiego jednostkowe indeksy stanu trofii przekraczały wartość 70, graniczną dla stanu hipertrofii, w przypadku zawartości fosforu oraz chlorofilu-a. Nieco niższe wartości wskaźnika uzyskano dla przezroczystości wody (TSI_{SD}), lecz wartości średnie TSI wskazały na stan hipertroficzny we wszystkich badanych latach (Tab. 23). Warto jednak podkreślić, że w roku 2020 wszystkie cząstkowe wskaźniki TSI, jak i średnie TSI wykazywały najniższe wartości spośród wszystkich badanych lat.

TABELA 23. OCENA STANU TROFII WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2020

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	

W przypadku Jeziora Rogozińskiego także wskaźnik TSI wykazał stan hipertroficzny. Cząstkowe wskaźniki przyjęły wartości niższe niż w roku 2019, lecz nieco wyższe niż w latach 2017-2018 (Tab. 24).

TABELA 24. OCENA STANU TROFII WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2020

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	

5.2 Stan ekologiczny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno

Oceny stanu ekologicznego wód obu jezior dokonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 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. 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 powrócił on do wartości zbliżonej do odnotowanej w roku 2018. Pozostałe wskaźniki, poza przewodnością, potwierdziły zły stan wód tego jeziora (Tab. 25). W Jeziorze Rogozińskim wartość PMPL uległa wyraźnemu obniżeniu w bieżącym roku w porównaniu do roku 2019, lecz pozostawała wyższa niż w latach 2017-2018. Niektóre elementy fizyczno-chemiczne (przezroczystość, zawartość fosforu) potwierdziły zły stan wód tego akwenu, lecz zwraca uwagę niższa koncentracja azotu ogólnego (Tab. 26)

TABELA 25. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017- 2020

wskaźnik	jedn.	2017		2018		2019		2020	
		wart.	klasa	wart.	klasa	wart.	klasa	wart.	klasa
ELEMENTY BIOLOGICZNE									
PMPL	-	4,92	V	4,88	V	4,93	V	4,90	V
ELEMENTY FIZYKOCHEMICZNE (WSPIERAJĄCE ELEMENTY BIOLOGICZNE)									
przezroczystość	m	0,69	>II	0,86	>II	0,60	>II	0,59	>II
przewodność	μS/cm	734	>II	727	>II	554	II	654	II
azot ogólny	mgN/l	4,98	>II	4,76	>II	3,24	>II	3,36	>II
fosfor ogólny	mgP/l	0,186	>II	0,300	>II	0,289	>II	0,310	>II

TABELA 26. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017- 2020

wskaźnik	jedn.	2017		2018		2019		2020	
		wart.	klasa	wart.	klasa	wart.	klasa	wart.	klasa
ELEMENTY BIOLOGICZNE									
PMPL	-	4,31	V	4,01	V	4,85	V	4,40	V
ELEMENTY FIZYKOCHEMICZNE (WSPIERAJĄCE ELEMENTY BIOLOGICZNE)									
przezroczystość	m	0,74	>II	0,93	>II	0,55	>II	0,57	>II
przewodność	μS/cm	687	>II	680	>II	528	II	588	II
azot ogólny	mgN/l	3,87	>II	3,55	>II	2,43	>II	1,82	II
fosfor ogólny	mgP/l	0,162	>II	0,138	>II	0,141	>II	0,146	>II

6. Ocena skuteczności działań rekultywacyjnych i propozycje na przyszłość

6.1 Jezioro Budziszewskie

Jakość wód Jeziora Budziszewskiego kształtowana jest przez zewnętrzne (Mała Wełna, w tym dopływ wód z kompleksów stawów rybnych oraz zlewnia bezpośrednia, w tym nieszczelne szamba w rejonie Grzybowa) oraz wewnętrzne (osady dennego) źródła związków biogenych. Z tego powodu proces rekultywacji obejmuje strącanie fosforu dopływającego ze zlewni (kontrola rozwoju fitoplanktonu od dołu piramidy troficznej) oraz zmiany w strukturze ichtiofauny na drodze zarybień szczupakiem (kontrola od góry piramidy troficznej). Dodatkowym uzupełnieniem jest działanie aeratora wód hypolimnionu, pracującego na głęboczkach jeziora, zasilanego energią fotowoltaiczną.

Sukcesywne strącanie fosforu w toni wodnej w roku 2020 przyczyniło się do obniżenia koncentracji tego pierwiastka w płytszych warstwach wody, lecz na większych głębokościach, zwłaszcza na stanowisku I, zaobserwowano wzrost zawartości fosforu w wodzie. Główną przyczyną tego zjawiska jest zasilanie w fosfor z osadów dennych, które ulegało w strefie hypolimnionu intensyfikacji wraz z utrwalaniem się stratyfikacji wód, a co za tym idzie ich odtlenienia. Częściowo przeciwdziałało mu działanie aeratora – wody naddenne nie były w okresie czerwiec- sierpień zupełnie odtlenione, lecz miały charakter anoksydacyjny. Dalszej poprawie warunków tlenowych sprzyjać może wydłużenie pracy aeratora o godziny nocne, obecnie mniej efektywne z uwagi na charakter zasilania urządzenia. Zwiększenie mocy baterii ładowanej drogą fotowoltaiczną mogłoby umożliwić całodobowe napowietrzanie.

Mimo, że zasilanie wewnętrzne w fosfor jest nadal obserwowane w strefie hypolimnionu, warto zwrócić uwagę na fakt, że ulega ono redukcji w czasie – w latach 2017-2018 osady dennego położone na głębokości powyżej 5 m uwalniały do toni wodnej ponad 10 kgP/d, zaś w roku 2020 wartość ta uległa obniżeniu do 8,9 kgP/d. Silniejsze obniżenie zasilania z osadów było niemożliwe ze względu na warunki pogodowe. W roku 2020 praktycznie przez cały okres badawczy głęboczek jeziora wykazywał się stratyfikacją, której sprzyjały niebył wysokie opady atmosferyczne oraz dość wysokie temperatury powietrza. Na tle lat wcześniejszych zaznaczyła się zwłaszcza ciepła jesień, uniemożliwiająca wymieszanie wód jeziora w sierpniu, a co za tym idzie utrzymywanie się pionowej stratyfikacji zawartości tlenu, jak i koncentracji fosforu w wodzie.

W przypadku stanowiska II intensywność zasilania wewnętrznego warunkowana jest mineralizacją materii organicznej obecnej w osadach dennych. W rezultacie tego procesu osad denny stanowił źródło związków fosforu przez cały okres badawczy. Należy jednak zauważyć, że podobnie jak w przypadku stanowiska I, także w płytszej części jeziora ładunek dostarczany do toni wodnej z osadów się zmniejszył: w latach 2017-2018 było to 5,5-6,3 kgP/d, zaś w latach 2019-2020 już 3,3-3,5 kgP/d. Dalsze dawkowanie środków zwiększających kompleks sorpcyjny osadów powinno prowadzić do postępującej redukcji zasilania wewnętrznego.

Obserwowane zmiany nie przełożyły się w roku 2020 na przebudowę struktury fitoplanktonu, co wskazuje na wciąż zbyt duże ilości związków biogennych w wodzie jeziora. Biomasa fitoplanktonu była niższa niż rok wcześniej, zwłaszcza na stanowisku I, lecz wciąż dominującą grupą w tym zbiorowisku pozostają sinice. Wiosną zaobserwowano zwiększoną liczebność zooplanktonu skorupiakowego, jako rezultat zarybiania szczupakiem, co dowodzi skuteczności tej metody. Brak trwałości w przebudowie zooplanktonu wskazuje na konieczność kontynuowania zarybień.

Uzyskanie trwałej poprawy jakości wody w Jeziorze Budziszewskim wymaga intensywniejszych działań ochronnych i rekultywacyjnych. W przyszłym roku należałoby powtórzyć zabiegi strącania biogenów na dopływie do jeziora, zwiększyć liczbę zabiegów inaktywacji fosforu w toni wodnej oraz zwiększyć zarybienie jeziora szczupakiem. Oprócz narybku szczupaka (do 100 tys. sztuk) wskazane byłoby wpuszczenie narybku sandacza (ok. 30 tys. sztuk). 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 współdziale.

Ważnym działaniem nieinwestycyjnym byłoby sprawdzenie szczelności szamb (regularności ich opróżniania) w strefie nadjeziornej. Ponieważ większość zabudowy rekreacyjnej znajduje się wzdłuż brzebu północno-wschodniego należącego do gminy Skoki, kontrola ta powinna być przeprowadzona przez służby należące do tej gminy. Duże stężenia azotu amonowego, azotynów i fosforanów w hypolimnionie jeziora świadczy o dopływie ścieków. Optymalnym rozwiązaniem byłoby skanalizowanie położonych w sąsiedztwie jeziora miejscowości wraz ze skierowaniem ścieków do oczyszczalni.

W podsumowaniu proponuję napisać, że ostatnie 3 lata były wyraźnie cieplejsze od poprzednich, co sprzyjało mineralizacji materii organicznej, zasilaniu toni wodnej w fosfor i rozwojowi sinic. Niektóre wskaźniki wyraźnie zareagowały obniżeniem na zabiegi rekultywacyjne (np. azot amonowy, organiczny i ogólny, wydzielanie fosforu z osadów dennych), lub korzystnym zwiększeniem, np. liczebność skorupiaków planktonowych w zooplanktonie, jako skutek biomanipulacji (szczególnie w jez. Rogoźno w mieście, gdzie zarybienie było najsilniejsze).

6.2 Jezioro Rogoźno

Mimo polimiktycznego charakteru wód jeziora w okresie letnim obserwowano występowanie niedoborów tlenu w strefie naddennej, szczególnie w lipcu i sierpniu na nieco głębszym stanowisku I a w sierpniu na stanowisku II. Zjawisku temu towarzyszyło zwiększanie się koncentracji związków fosforu na skutek procesu zaisiania z osadów. O ile w maju kompleks sorpcyjny osadu działał efektywnie i niewielkie ilości fosforu były przez osad akumulowane, o tyle w okresie lata niedobory tlenu powodowały zwiększenie ilości uwalnianego fosforu. Notowane ładunki nie były tak wysokie jak w roku wyjściowym, lecz okazały się wyższe niż w latach 2018-2019. Intensywna mineralizacja materii organicznej zawartej w osadach dennych stanowi źródło fosforu, ale także związków azotu, w okresie dobrych warunków tlenowych i podwyższonej temperatury (jesień 2020), zaś na skutek wyczerpania zasobów tlenu – rolę źródła fosforu przyjmują rozpadające się połączenia z żelazem (lato 2020).

Badania składu osadów wykazały niskie zawartości żelaza, co wskazuje na konieczność zwiększenia dawek siarczanu żelaza podczas kolejnych zabiegów stracania fosforu. Zabiegi te powinny być kontynuowane i zintensyfikowane pod względem częstotliwości z uwagi na ciągły dopływ związków fosforu ze zlewni i osadów dennych, typowy dla jezior polimiktycznych. Dla skutecznego wiązania fosforu z żelazem kluczowa jest nieprzerwana praca aeratora napowietrzającego wody naddenne.

Za dostarczanie dodatkowych ładunków związków biogenych do jeziora mogą być odpowiedzialne wody deszczowe, na co wskazuje okresowe zwiększanie się ich ilości. Kluczowe byłoby zatem wyeliminowanie ich dopływu w sytuacji gdy nie ma możliwości dodatkowego podczyszczania.

Mimo zasobności ekosystemu w związku fosforu odnotowano w roku 2020 pewne korzystane zmiany w strukturze fitoplanktonu. Na obu stanowiskach w szczycie sezonu letniego, czyli w sierpniu w biomacie fitoplanktonu silniej zaznaczyły się inne grupy niż sinice, w porównaniu do wyników z roku 2020. Niestety ciepła jesień o niewielkiej ilości opadów atmosferycznych sprzyjały namnażaniu tej grupy organizmów.

Ponieważ wysokie temperatury sprzyjające pojawieniu się sinic notowane są już wczesną wiosną i mogą się powtórzyć w przyszłym roku, konieczne jest podjęcie działań uniemożliwiających lub przynajmniej ograniczających to zjawisko. Najważniejszym działaniem jest zmniejszenie stężeń fosforu w toni wodnej, by stał się on czynnikiem ograniczającym rozwój sinic. Można to uzyskać przez inaktywację fosforu napływającego do jeziora począwszy od zimy i kontynuowanie tego procesu w kolejnych porach roku. Bezpośrednio po zejściu pokrywy lodowej należy zastosować strącanie fosforu w toni wodnej całego jeziora (proces mobilnej inaktywacji przy użyciu chlorku magnezu i siarczanu żelaza), by utrzymać stężenie fosforu ogólnego poniżej 0,1 mgP/l. Ponowne zarybienie jeziora podchowanim narybkiem szczupaka wzmocni jego populację, pozwalając na liczniejszy rozwój zooplanktonu skorupiakowego. Obecnie oczekiwane zmiany w strukturze zooplanktonu są obserwowane w okresie wiosennym, lecz obecność wioślarek nie ma charakteru stałego. Wzmocnieniu efektywności procesu służyć może dodatkowe zarybienie sandaczem.

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 ROGOŻNO I JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO. ZAKŁAD OCHRONY WÓD UAM (MASZYNOPIS)
- DONDAJEWSKA R., GOŁDYN R. (RED.), 2019, MONITORING JAKOŚCI WÓD I OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOŻNO I JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO. ZAKŁAD OCHRONY WÓD UAM (MASZYNOPIS)
- ELBANOWSKA H., ZERBE J., SIEPAK J., 1999, FIZYCZNO-CHEMICZNE BADANIA WÓD, WYD. NAUK UAM, POZNAŃ
- JANČZAK J. 1996. ATLAS JEZIOR POLSKI. WYD. BOGUCKI, POZNAŃ
- MIKOŁAJCZAK M., PUŁYK M., SZEREMIETIEW M., TYBISZEWSKA E. 1998. STAN CZYSTOŚCI WÓD POWIERZCHNIOWYCH W ZLEWNI RZEKI 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, FRACTINATION 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 GOSPODARKI MORSKIEJ I ŻEGLUGI ŚRÓDLĄDOWEJ Z DNIA 11 PAŹDZIERNIKA 2019 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 11 PAŹDZIERNIKA 2019 R., POZ. 2149).
- SZESZYCKI M. 2016. OPERAT RYBACKI DLA OBWODU RYBACKIEGO NR 130 „JEZIORO BUDZISZEWSKIE NA RZECIE MAŁA WEŁNA NR 8”, REGION WODNY RZEKI WARTY. WĄGROWIEC

