

RAPORT KOŃCZĄCY PRACĘ ZESPOŁU DS. SYTUACJI W ODRZE



IOŚ-PIB

Instytut Ochrony Środowiska
Państwowy Instytut Badawczy

SPIS TREŚCI

WPROWADZENIE	3
I. POZWOLENIA WODNOPRAWNE NA KORZYSTANIE Z WÓD ODRY I JEJ DOPŁYWÓW	6
II. ANALIZA I OCENA SYTUACJI HYDROLOGICZNEJ NA RZECE ODRZE W OKRESIE 01.06. – 31.08.2022 NA TLE WIELOLECIA	15
III. ANALIZA STANU JAKOŚCI WÓD RZEKI ODRY I JEJ DOPŁYWÓW	22
IV. ANALIZA CZASOWEJ I PRZESTRZENNEJ ZMIENNOŚCI PARAMETRÓW FIZYKO-CHEMICZNYCH WÓD ODRY I JEJ DOPŁYWÓW	75
V. WYSTĘPOWANIE <i>PRYMNESIUM PARVUM</i> NA TLE FIZYKO-CHEMICZNYCH WARUNKÓW ŚRODOWISKOWYCH	101
VI. OZNACZANIE PRYMNEZYN (PRM) PRODUKOWANYCH PRZEZ HAPTOFIT <i>PRYMNESIUM PARVUM</i>	109
VII. BADANIA ZALEWU SZCZECIŃSKIEGO I ROZTOKI ODRZAŃSKIEJ W SIERPNIU I WRZEŚNIU 2022 R. 114	
VIII. ANALIZA STANU RYB I MIĘCZAKÓW PO KATASTROFIE	141
IX. TECHNICZNE SPOSOBY NEUTRALIZACJI ŻŁOTEJ ALGI (<i>PRYMNESIUM PARVUM</i>)	171
X. PODSUMOWANIE I WNIOSKI	179

Redakcja:

Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy

WPROWADZENIE

Zespół do spraw sytuacji powstałej na Odrze, złożony z naukowców i ekspertów, został powołany przez Ministra Klimatu i Środowiska, Panią Annę Moskwę, na mocy zarządzenia z dnia 18 sierpnia 2022 r. w sprawie powołania Zespołu do spraw sytuacji powstałej na rzece Odrze. Zgodnie z zarządzeniem, do zadań Zespołu należy wsparcie eksperckie Ministra w zakresie ustalenia ewentualnych przyczyn zjawiska śniętych ryb na rzece Odrze, próby zdiagnozowania przyczyny zaistniałej sytuacji, w tym ewentualnego zanieczyszczenia wód rzeki Odry oraz wypracowania rekomendacji dla Ministra. W tym celu Zespół miał do zrealizowania następujące zadania:

- 1) analizę potencjalnych przyczyn obserwowanego zjawiska na rzece Odrze, w tym ewentualnego zanieczyszczenia wód rzeki Odry i śniętych ryb w rzece Odrze;
- 2) analiza wyników badań pobranych próbek wody i ryb oraz przedstawienie propozycji ewentualnych dodatkowych badań;
- 3) analiza sposobów usunięcia negatywnych skutków obserwowanych zjawisk.

Zgodnie z zarządzeniem, w skład Zespołu weszli przedstawiciele Departamentu Instrumentów Środowiskowych, Departamentu Ochrony Przyrody oraz Biuro Ministra ze strony MKiŚ, jak również przedstawiciele organów i podmiotów, tj., Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska (pełniący rolę Przewodniczącego Zespołu), Główny Inspektor Ochrony Środowiska, Główny Lekarz Weterynarii, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Państwowy Instytut Badawczy, Państwowa Rada Ochrony Środowiska, Politechnika Warszawska, Politechnika Wrocławska, Uniwersytet Wrocławski, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Instytut Rybactwa Śródlądowego Zakład Ichtiopatologii i Ochrony Zdrowia Ryb, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza, Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Główny Instytut Górnictwa - Śląskie Centrum Radiometrii Środowiskowej im. Marii Goepfert Mayer, Lubuski Wojewódzki Lekarz Weterynarii, Zachodniopomorski Wojewódzki Lekarz Weterynarii oraz Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy.

Zadanie redakcji raportu zostało powierzone Instytutowi Ochrony Środowiska – Państwowemu Instytutowi Badawczemu.

Materiał faktograficzny zebrany latem 2022 r. (gromadzący dane z okresu od końca lipca do 20 września), przedstawiony we *Wstępnym raporcie*¹ opublikowanym 30 września 2022 r., dowodzi ponad wszelką wątpliwość, że bezpośrednią przyczyną zdarzenia był toksyczny zakwit słonolubnego haptofitu *Prynesium parvum*, tzw. „złotej algi”. Ustalenie to jest zgodne z ustaleniami zespołu badawczego strony niemieckiej². Jednym z głównych wniosków *Wstępnego raportu* było wskazanie, że intensywny zakwit *P. parvum* w wodach Odry miał prawdopodobnie charakter wieloczynnikowy. Poza samym pojawieniem się tego gatunku w Odrze, było to także wystąpienie w newralgicznym okresie korzystnych warunków do rozwoju glonów oraz wzrostu ich toksyczności, związanych ze zwiększoną przewodnością, podwyższoną zawartością chlorków i siarczanów, dostępem do biogenów,

¹ Wstępny raport zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze, powołanego przez Ministra Klimatu i Środowiska - <https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2022/10/Wstepny-raport-zespołu-ds.-sytuacji-na-rzece-Odrze.pdf>

² Raport niemiecki dotyczący śnięcia ryb w Odrze w sierpniu 2022 r. [https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/Bericht -
Fischsterben in der Oder 20220929 bf.pdf](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/Bericht_-_Fischsterben_in_der_Oder_20220929_bf.pdf)

podwyższoną temperaturą wody, wysokim nasłonecznieniem, znacznymi wahaniami parametrów wody w czasie, a także przekształceniami antropogenicznymi koryta Odry. Zespół przedstawił również ekspertyzy naukowe wraz z wynikami badań opublikowanych w innych krajach w zakresie dostępnej wiedzy o tym gatunku oraz fizycznych i chemicznych sposobów walki ze „złotą algą”. W raporcie przedstawiono również dotychczasowe ustalenia, wnioski i rekomendacje dalszych działań, które w świetle poczynionych ustaleń mogłyby przyczynić się do zmniejszenia ryzyka powtórzenia się masowego śnięcia ryb w Odrze spowodowanego toksycznym zakwitom glonów *P. parvum*, jakie miało miejsce w sierpniu 2022 r.

Zgodnie z wiedzą o ekologii złotej algi, warunkiem wystąpienia tego gatunku jest wysokie zasolenie wód, a takie stwierdzono w Odrze latem 2022 r. Jednak wysokie zasolenie Odry, w zakresie umożliwiającym namnażanie komórek *P. parvum*, notowane było w Odrze od wielu lat. Pozwala to na wysunięcie hipotezy, że *P. parvum* jest w tym ekosystemie gatunkiem nowym. Jest również możliwe, że *P. parvum* było obecne w Odrze już od jakiegoś czasu, ale jego obecność uwidoczniła się dopiero toksycznym zakwitom, wywołującym masowe śnięcie ryb. Brak badań w zakresie obecności tego gatunku z czasów sprzed toksycznego zakwitu nie pozwala w chwili obecnej zweryfikować żadnej z tych teorii. Kluczowym zadaniem w całym zdarzeniu jest rozpoznanie czynnika środowiskowego (lub zespołu czynników), które zastymulowały toksyczny zakwit.

Pomiary, badania i analizy w zakresie stanu środowiska w rzece i jej dopływach, nie zakończyły się wraz z publikacją *Wstępnego raportu*, ale były i są kontynuowane przez instytucje i jednostki badawcze w ramach ich kompetencji. Prezentowany raport gromadzi te dane oraz podejmuje próbę ich powiązania i interpretacji zjawiska, jak również oceny jego konsekwencji dla ekosystemu Odry.

Raport obejmuje dziewięć zagadnień tematycznych, prezentujących obecny stan wiedzy na temat sytuacji w Odrze i jej dorzeczu w zakresie zagadnień pozostających w kompetencji jednostek wchodzących w skład Zespołu. Ponieważ stan rzeki jest silnie uzależniony od presji antropogenicznych występujących w jej zlewni oraz warunków hydrometeorologicznych, analiza jakości wód Odry została poprzedzona syntetyczną informacją o ilości odprowadzonych ścieków na podstawie pozwoleń wodnoprawnych oraz warunków hydrologicznych panujących w dorzeczu Odry w 2022 r. Rozdziały omawiające zagadnienie jakości wód Odry syntetyzują wyniki monitoringu interwencyjnego GIOŚ w okresie katastrofy i po niej, również w odniesieniu do wartości stwierdzanych w wieloleciu. Analiza czasowo-przestrzenna danych o jakości wód, pozyskanych w okresie katastrofy i po niej, umożliwia prześledzenie zmian wartości badanych parametrów na poszczególnych stanowiskach i w kolejnych datach w okresie od 1 sierpnia 2022 r. do 31 stycznia 2023 r. Raport przedstawia próbę powiązania zjawiska występowania *P. parvum* i jego liczebności z uwarunkowaniami środowiskowymi, panującymi w Odrze, jej dopływach, kanałach oraz zbiornikach powiązanych hydrologicznie z rzeką, chociaż badania produkcji prymnezyn przez *P. parvum* są nadal prowadzone, co ujmuje osobny rozdział, poświęcony analizom genetycznym i oznaczania ilościowego prymnezyn. W raporcie ujęty został też bardzo obszerny materiał faktograficzny i analityczny na temat badań *P. parvum* w Zalewie Szczecińskim i Zatoce Odrzańskiej latem 2022 r. stanowiący cenne uzupełnienie *Wstępnego raportu* o sytuację w obszarze wód przejściowych.

Celem powołania Zespołu było wyjaśnienie przyczyn śnięcia ryb w Odrze oraz wskazanie czynników, które tę sytuację spowodowały. Oczekiwanie to zostało w dużym stopniu spełnione, biorąc pod uwagę poziom wiedzy i rozumienia przyczyn śnięcia ryb w Odrze, które mieliśmy na początku katastrofy.

Zadaniem Zespołu nie było natomiast wskazanie podmiotu odpowiedzialnego za stan rzeki, gdyż kompetencje takie posiadają organy inne niż jednostki zaangażowane w prace Zespołu. Publikacja raportu stanowi końcowe sprawozdanie z działań Zespołu ds. sytuacji w Odrze, ale oczywiście nie kończy szeroko rozumianych prac nad badaniem toksycznych zakwitów *P. parvum*, ich przyczyn, skutków i możliwości przeciwdziałania im. Zagadnienia te nadal wymagają obszernych prac różnych środowisk, zarówno jednostek naukowych, jak i administracji państwowej i rządu.

I. POZWOLENIA WODNOPRAWNE NA KORZYSTANIE Z WÓD ODRY I JEJ DOPŁYWÓW

Rozdział przygotowany przez Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie

WSTĘP

Ustawa „Prawo wodne” reguluje gospodarowanie wodami zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, w szczególności kształtowanie i ochronę zasobów wodnych, korzystanie z wód oraz zarządzanie zasobami wodnymi, rozumiane na mocy art. 10 jako służące zaspokajaniu potrzeb ludności i gospodarki oraz ochronie wód i środowiska związanego z tymi zasobami. Powołane na jej mocy Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie (PGW WP) zostało wyposażone w 5 instrumentów zarządzania zasobami wodnymi: 1) planowanie w gospodarowaniu wodami; 2) zgody wodnoprawne; 3) opłaty za usługi wodne oraz inne należności; 4) kontrolę gospodarowania wodami; 5) system informacyjny gospodarowania wodami.

POZWOLENIA WODNOPRAWNE

Jednym z rodzajów zgód wodnoprawnych jest **pozwolenie wodnoprawne (pwp)**. Jest ono wydawane w drodze decyzji administracyjnej po przeprowadzeniu postępowania wodnoprawnego. Postępowanie ma na celu jednoznaczne ustalenie celu i zakresu zamierzonego korzystania z wód, zasięgu jego oddziaływania oraz wpływu na wody i interesy osób trzecich. Podstawę do oceny czy zamierzony sposób korzystania wpłynie znacząco na prawidłowe działanie ekosystemu rzecznoego, w szczególności mając na uwadze ochronę przed suszą, i zmiany klimatyczne, ochronę ekosystemów od wód zależnych stanowią dokumenty planistyczne w gospodarce wodnej, w tym, przede wszystkim ustalenia wynikające z: a) planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza, b) planu zarządzania ryzykiem powodziowym, c) planu przeciwdziałania skutkom suszy, d) programu ochrony wód morskich, e) krajowego programu oczyszczania ścieków komunalnych, f) planu lub programu rozwoju śródlądowych dróg wodnych o szczególnym znaczeniu transportowym

Wydawanie pozwoleń wodnoprawnych jest regulowane obowiązującymi przepisami prawa, na podstawie i w granicach, w których PGW Wody Polskie są zobowiązane działać. W tym zakresie ustanowione zostały rygorystyczne wymagania zarówno o charakterze proceduralnym, jak i materialnym (m.in. stanowiącym zbiór odpowiednich kryteriów technologicznych, od których jest uzależnione przyznanie pozwolenia). Odpowiednie przepisy znajdują się w Prawie wodnym, w tym przesłanki dla wniosków zostały określone w art. 407-409 Prawa wodnego, a dla treści decyzji w art. 403 Prawa wodnego.

Zawartość wniosku o pozwolenie wodnoprawne

Pozwolenie wodnoprawne jest wydawane wyłącznie na wniosek zainteresowanego zakładu/ podmiotu/ osoby fizycznej. Ma ono charakter uprawnienia, co oznacza, że to podmiot je posiadający

decyduje czy i kiedy z niego skorzysta w zakresie określonym w tym pozwoleniu. Do wniosku dołącza się operat wodnoprawny i niezawierający określeń specjalistycznych opis sposobu prowadzenia zamierzonej działalności. Operat wodnoprawny składa się z części opisowej i graficznej, sporządzonych w formie pisemnej i na informatycznych nośnikach danych.

Część opisowa operatu powinna zawierać oznaczenie zakładu ubiegającego się o wydanie pozwolenia, jego siedziby i adresu oraz wyszczególnienie m.in. celu i zakresu zamierzonego korzystania z wód, rodzaju urządzeń pomiarowych oraz znaków żeglugowych, rodzaju i zasięgu oddziaływania zamierzonego korzystania z wód, stanu prawnego nieruchomości usytuowanych w zasięgu oddziaływania zamierzonego korzystania z wód z podaniem siedzib i adresów ich właścicieli zgodnie z ewidencją gruntów i budynków oraz obowiązków wnioskującego zakładu w stosunku do osób trzecich.

W części opisowej operatu winna być przedstawiona charakterystyka wód lub odbiornika ścieków objętych pozwoleniem oraz ustalenia wynikające z dokumentów planowania wodnego, a także wpływ planowanego korzystania z wód lub planowanych do wykonania urządzeń wodnych na wody powierzchniowe oraz wody podziemne. Zapisy art. 409 ust. 3-7 ustawy Prawo wodne zawierają szczegółowe regulacje dotyczące wymaganych informacji, jakie należy zawrzeć w operacie, w zależności od zamierzonego sposobu korzystania z wód.

Do wniosku powinny być dołączone, jeżeli są wymagane, decyzja o środowiskowych uwarunkowaniach, wypis i wyrys z miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, a w przypadku jego braku – decyzja o ustaleniu lokalizacji inwestycji celu publicznego albo o warunkach zabudowy, wypisy lub uproszczone wypisy z rejestru gruntów dla nieruchomości usytuowanych w zasięgu oddziaływania zamierzonego korzystania z wód, lub planowanych do wykonania urządzeń wodnych oraz ocena wodnoprawna.

W przypadku przedsięwzięć, dla których wydano decyzję o środowiskowych uwarunkowaniach w postępowaniu wymagającym udziału społeczeństwa do wniosku, należy dołączyć załącznik graficzny określający przewidywany teren, na którym będzie realizowane przedsięwzięcie, oraz przewidywany obszar, na który będzie oddziaływać przedsięwzięcie.

W zależności od rodzaju wnioskowanego pozwolenia wymagana jako załącznik do wniosku może być także instrukcja gospodarowania wodą, dokumentacja hydrogeologiczna lub zgoda właściciela urządzeń kanalizacyjnych na wprowadzanie ścieków przemysłowych do tych urządzeń.

Wprowadzanie ścieków do wód, do ziemi lub do urządzeń kanalizacyjnych jest obwarowane warunkami wskazanymi w rozporządzeniu ministra właściwego ds. gospodarki wodnej „*w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód, lub do urządzeń wodnych*” (art. 99 ust. 1 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. - Prawo wodne) oraz reżymem zapisanym w art. 78 Prawa wodnego: ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi w ramach zwykłego korzystania z wód albo usług wodnych powinny być oczyszczone w stopniu wymaganym przepisami ustawy i nie mogą: 1) zawierać: odpadów w rozumieniu art. 3 ust. 1 pkt 6 ustawy z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach, oraz zanieczyszczeń płynących; substancji priorytetowych określonych w przepisach wydanych na podstawie art. 114; chorobotwórczych drobnoustrojów pochodzących z obiektów, w których leczeni są choroby zakaźne; 2)

powodować w tych wodach: zmian w naturalnej, charakterystycznej dla nich biocenozie; zmian naturalnej mętności, barwy lub zapachu; formowania się osadów lub piany. Ponadto, w myśl art. 83 ust. 1 ustawy Prawo wodne, wprowadzający ścieki do wód lub do ziemi są obowiązani zapewnić ochronę wód przed zanieczyszczeniem, w szczególności przez budowę i eksploatację urządzeń służących tej ochronie, a tam, gdzie jest to celowe, powtórne wykorzystanie oczyszczonych ścieków.

Zatem należy zauważyć, że ustawodawca nałożył wiele wymagań wobec podmiotów ubiegających się o zgodę na wprowadzanie ścieków do wód lub do ziemi w ramach usług wodnych, w tym przede wszystkim obowiązek ich oczyszczania.

W trakcie postępowania o wydanie pozwolenia wodnoprawnego na odprowadzenie ścieków do wód lub do ziemi, właściwy organ PGW Wody Polskie bada czy podmiot posiada możliwości spełnienia, stawianych dla takiego rodzaju korzystania z wód, warunków.

W szczególności, podmiot musi przedstawić (na etapie ubiegania się o pozwolenie wodnoprawne na odprowadzanie ścieków do wód lub do ziemi (art. 409 ust. 4):

- 1) schemat technologiczny wraz z bilansem masowym i rodzajami wykorzystywanych materiałów, surowców i paliw istotnych z punktu widzenia wymagań ochrony środowiska;
- 2) określenie wielkości w m³ maksymalnego sekundowego, średniego dobowego oraz dopuszczalnego rocznego zrzutu ścieków, z wyszczególnieniem zróżnicowania opisujących ich parametrów w okresach sezonowej zmienności, jeżeli taka występuje;
- 3) określenie stanu i składu ścieków lub minimalnego procentu redukcji substancji zanieczyszczających w ściekach, lub w przypadku ścieków przemysłowych, dopuszczalnych ilości substancji zanieczyszczających, w szczególności ilości substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, wyrażone w jednostkach masy przypadających na jednostkę wykorzystywanego surowca, materiału, paliwa lub powstającego produktu oraz przewidywany sposób i efekt ich oczyszczania;
- 4) określenie stanu i składu ścieków przemysłowych wprowadzonych do systemów kanalizacji zbiorczej doprowadzającej ścieki do oczyszczalni ścieków komunalnych – jeśli takiego korzystania z wód dotyczy wniosek;
- 5) wyniki pomiarów ilości i jakości ścieków, jeżeli ich przeprowadzenie było wymagane;
- 6) opis instalacji i urządzeń służących do gromadzenia, oczyszczania oraz wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi;
- 7) opis instalacji i urządzeń służących do przygotowania osadów ściekowych do zagospodarowania;
- 8) określenie zakresu i częstotliwości wykonywania wymaganych analiz ścieków wprowadzanych do wód lub do ziemi;
- 9) określenie zakresu i częstotliwości wykonywania wymaganych analiz wód powierzchniowych powyżej i poniżej miejsca, w którym ścieki są wprowadzane do wód lub do ziemi;
- 10) opis urządzeń służących do pobierania próbek ścieków, pomiaru oraz rejestracji ilości, stanu i składu ścieków wprowadzanych do wód lub do ziemi;
- 11) opis jakości wód w miejscu zamierzonego wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi;
- 12) informację o sposobie zagospodarowania osadów ściekowych;
- 13) informację o terminach wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi dla zakładów, których działalność cechuje się sezonową zmiennością;

- 14) opis przedsięwzięć i działań niezbędnych dla spełnienia warunków, o których mowa w art. 68, jeżeli te warunki znajdują zastosowanie;
- 15) informację o sposobie i zakresie prowadzenia pomiarów ilości i jakości ścieków wprowadzanych do wód, do ziemi lub do urządzeń kanalizacyjnych albo wykorzystywanych rolniczo;
- 16) określenie rodzajów ścieków odprowadzanych do urządzeń kanalizacyjnych zakładu, który w ramach usług wodnych wprowadza ścieki do wód lub do ziemi.

Sprawozdawczość

Po uzyskaniu pozwolenia wodnoprawnego, podmioty z niego korzystające są obowiązane do przekazywania wyników prowadzonych pomiarów ilości pobieranych wód podziemnych i wód powierzchniowych oraz ilości i jakości ścieków wprowadzanych do wód lub do ziemi, w zakresie określonym w pozwoleniu wodnoprawnym:

- 1) do organu właściwego w sprawach pozwoleń wodnoprawnych albo organu właściwego do wydania pozwolenia zintegrowanego - w terminie do dnia 1 marca każdego roku za rok poprzedni;
- 2) do właściwego organu Inspekcji Ochrony Środowiska:
 - a) w przypadku pomiarów ciągłych - w terminie 30 dni od dnia zakończenia półrocza, w którym pomiary zostały wykonane - za I półrocze oraz w terminie do dnia 31 stycznia roku następującego po roku kalendarzowym, w którym pomiary zostały wykonane - za rok kalendarzowy,
 - b) w przypadku pomiarów okresowych wykonywanych częściej niż jeden raz w miesiącu - w terminie 30 dni od dnia zakończenia kwartału, w którym pomiary zostały wykonane,
 - c) w pozostałych przypadkach - w terminie 30 dni od dnia zakończenia pomiaru.

Ustawodawca przewidział zatem surowe wymagania w zakresie zasad postępowania administracyjnego oraz treści przepisów materialnoprawnych stanowiących standardy systemowe dla ochrony działania ekosystemu wód. Sposób działania instalacji, jak również ilość i skład odprowadzanych ścieków oczyszczonych oraz dodatkowe warunki ich wprowadzania są określone w pozwoleniach wodnoprawnych. Podstawę do oceny czy zamierzony sposób korzystania wpłynie znacząco na prawidłowe działanie ekosystemu rzecznoego, w szczególności mając na uwadze ochronę przed suszą i zmiany klimatyczne stanowią dokumenty planistyczne w gospodarce wodnej, w tym, przede wszystkim ustalenia wynikające z: a) planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza, b) planu zarządzania ryzykiem powodziowym, c) planu przeciwdziałania skutkom suszy, d) programu ochrony wód morskich, e) krajowego programu oczyszczania ścieków komunalnych, f) planu lub programu rozwoju śródlądowych dróg wodnych o szczególnym znaczeniu transportowym.

KORZYSTANIE Z WÓD W DORZECZU ODRY ZGODNIE Z POZWOLENIAMI WODNOPRAWNYMI

System informatyczny gospodarowania wodami (SIGW), według stanu na 30.09.2022 r. wskazuje 301 904 funkcjonujące w obiegu prawnym decyzje, w tym 299 643 pozwolenia wodnoprawne oraz 2 261 pozwolenia zintegrowane. Liczby te dotyczą wszystkich pozwoleń wodnoprawnych w kraju. Wśród nich, **78 038** to decyzje dotyczące pozwoleń wodnoprawnych na wprowadzanie ścieków do wód lub do ziemi. Są to zarówno pozwolenia wydane na gruncie ustawy z 2001 r. przez ówczesne właściwe do tego organy (starostwa), jak i pozwolenia wydane przez właściwe organy PGW Wody Polskie po 1 stycznia 2018 roku.

W przypadku Odry i jej dopływów, liczba zrzutów ścieków (tzw. rur) wynosi **10 287** i zrzuty te obejmują:

- ścieki przemysłowe i kanalizacja – 3390 szt.;
- ścieki przemysłowe – 2858 szt.;
- ścieki komunalne – 1679 szt.;
- ścieki bytowe – 2360 szt.

Liczba użytkowników wód odprowadzających ścieki do Odry i jej dopływów według stanu na 31.12.2022 r. obejmuje:

- 22 208 użytkowników posiadających pozwolenie na wprowadzanie ścieków do wód lub do ziemi, obejmujące także wprowadzanie ścieków do urządzeń wodnych;
- 22 379 użytkowników posiadających pozwolenie na odprowadzanie do wód lub do urządzeń wodnych - wód opadowych lub roztopowych, ujętych w otwarte lub zamknięte systemy kanalizacji deszczowej służące do odprowadzania opadów atmosferycznych albo w systemy kanalizacji zbiorczej w granicach administracyjnych miast;
- 59 użytkowników posiadających pozwolenie na odprowadzanie do wód lub do ziemi wód pobranych i niewykorzystanych.

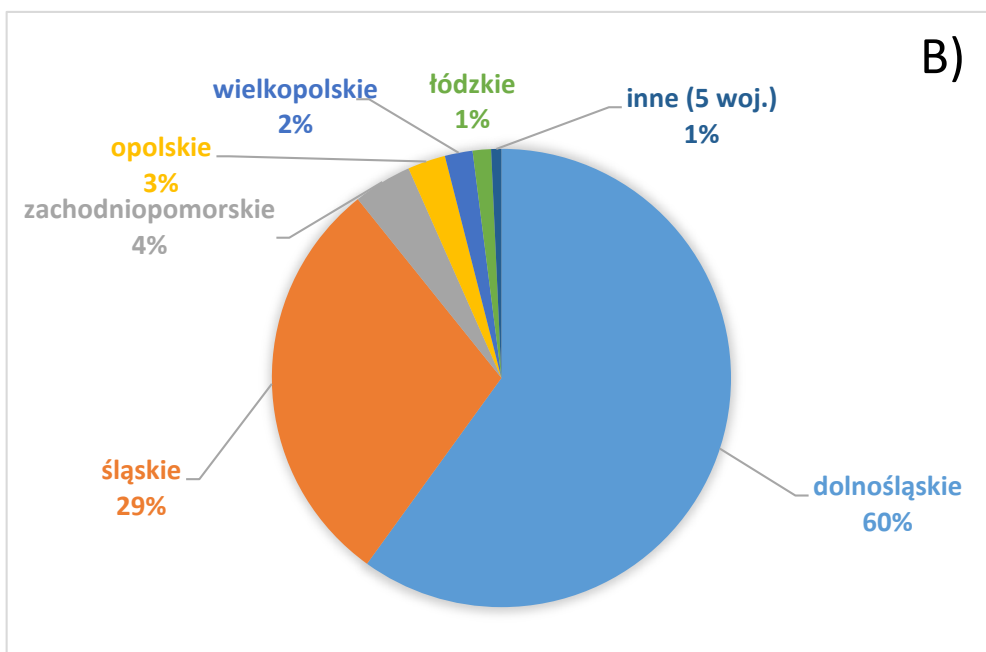
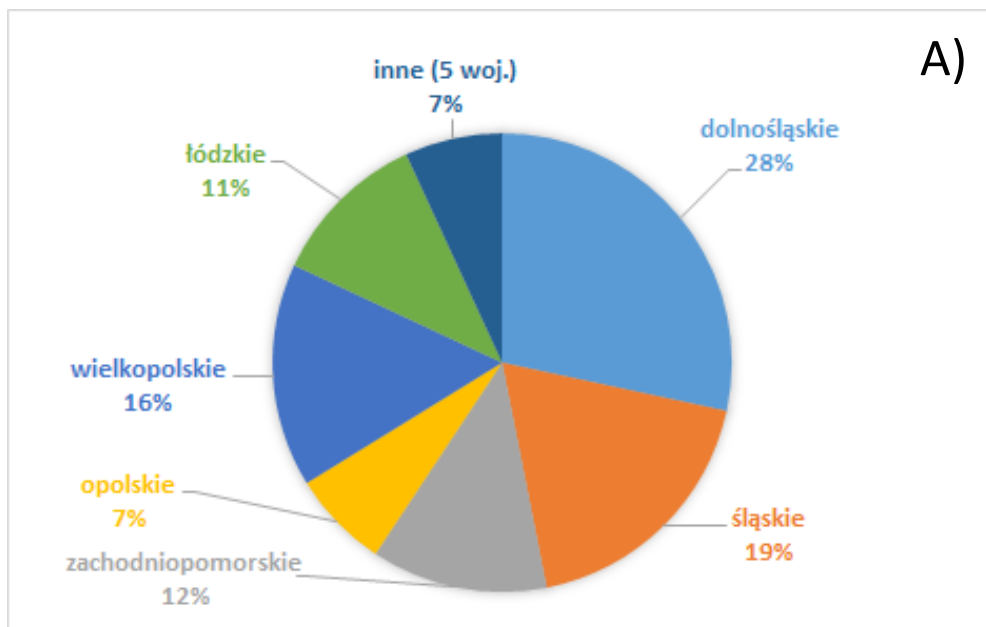
Wśród aktywnych pozwoleń na odprowadzanie oczyszczonych ścieków do Odry, **42** dotyczą zakładów odprowadzających ścieki przemysłowe lub komunalne, w składzie których są deklarowane chlorki i siarczki.

Charakterystyka ścieków odprowadzanych w dorzeczu Odry

Poniżej zestawiono ilości ścieków z charakterystyką zasolenia oprowadzanych w dorzeczu Odry w podziale na województwa, regionalne zarządy gospodarki wodnej i rodzaje zakładów (tab. 1-2, rys. 1-2).

Tabela 1. Zestawienie ilości zrzucanych ścieków wg pozwoleń wodnoprawnych (pwp) i oświadczeń złożonych przez podmioty w podziale na województwa

Województwo	Maksymalna roczna ilość ścieków dopuszczalna według pozwolenia [m ³]	Ilość ścieków wykazana wg oświadczeń w 2021 r. [m ³]	Roczna ilość Cl+SO ₄ wykazanych w oświadczeniach [tony]
dolnośląskie	499 187 048,90	243 941 560,70	1 096 289,56
kujawsko-pomorskie	6 673 357,00	4 287 537,80	218,06
lubuskie	88 985 365,43	51 225 366,11	12 260,32
łódzkie	124 660 375,50	95 887 331,40	23 610,90
małopolskie	912 000,00	668 926,00	173,71
opolskie	101 094 723,50	59 240 247,46	48 744,63
pomorskie	5 766 300,00	2 765 419,00	506,65
śląskie	323 254 229,50	159 098 764,71	535 554,87
świętokrzyskie	91 250,00	58 530,00	0,00
wielkopolskie	252 751 679,92	135 594 000,16	35 748,19
zachodniopomorskie	677 508 998,82	106 687 729,53	75 394,97
Razem	2 080 885 328,57	859 455 412,86	1 828 501,85



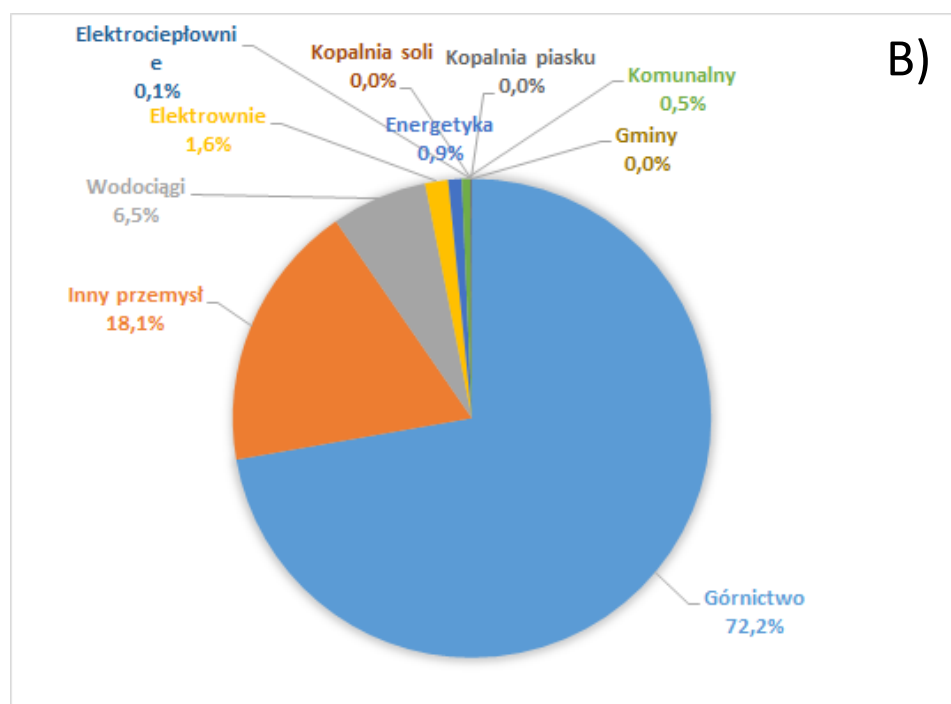
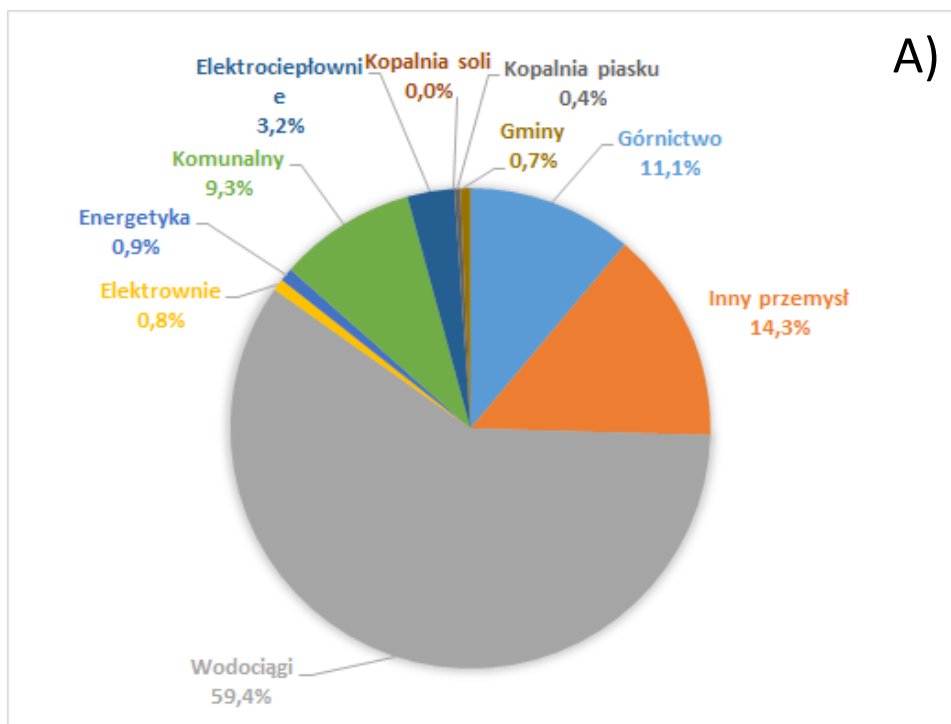
Rys. 1. Udział ścieków odprowadzanych w poszczególnych województwach w dorzeczu Odry: A) całkowita roczna ilość ścieków wykazana wg oświadczeń w 2021 r. [m³], B) roczna ilość odprowadzanych chlorków i siarczanów (Cl+SO₄) wykazanych w oświadczeniach [tony]

W zakresie ilości odprowadzanych ścieków, największy udział w dorzeczu Odry mają województwa dolnośląskie i śląskie, na których obszarze zgodnie z oświadczeniami odprowadzane jest 47% całkowitej objętości ścieków. Użytkownicy wód z tych dwóch województw są odpowiedzialni także za 89% odprowadzanych chlorków i siarczanów (rys. 1)

Tabela 2. Zestawienie ilości zrzucanych ścieków wg pozwoleń wodnoprawnych (pwp) i oświadczeń złożonych przez podmioty wg rodzaju zakładów

Rodzaj zakładu	Dopuszczalna ilość ścieków wg pozwolenia [m ³ /rok]	Roczna suma ścieków wg oświadczenia [m ³]	Roczna ilość Cl+SO ₄ wg oświadczeń [tony]
Górnictwo	228 412 478,50	95 636 383,91	1 320 770,36
Inny przemysł	740 566 324,92	123 103 721,98	331 602,65
Wodociągi	819 782 382,70	510 093 421,46	118 581,72
Elektrownie	11 681 460,00	6 939 753,00	28 590,85
Energetyka	9 500 000,00	7 686 590,00	16 595,33
Komunalny	138 356 005,65	79 593 455,51	10 050,96
Elektrociepłownie	114 868 053,00	27 141 608,00	1 521,53
Kopalnia soli	145 495,00	37 441,00	478,23
Kopalnia piasku	7 911 728,00	3 526 772,00	262,38
Gminy	9 661 400,80	5 696 266,01	47,84
Razem	2 080 885 328,57	859 455 412,87	1 828 501,85

Pod względem objętości odprowadzanych ścieków, największy udział w dorzeczu Odry mają wodociągi, odprowadzające zgodnie z oświadczeniem niemal 60% ścieków w obszarze dorzecza Odry. Górnictwo odprowadza 11% ilości całkowitej ścieków, ale udział tego sektora w ilości odprowadzanych chlorków i siarczanów sięga 72% (rys. 2).



Rys. 2. Udział ścieków odprowadzanych z poszczególnych typów zakładów w dorzeczu Odry: A) całkowita roczna ilość ścieków wykazana wg oświadczeń w 2021 r. [m³], B) roczna ilość odprowadzanych chlorków i siarczanów (Cl+SO₄) wykazanych w oświadczeniach [tony]

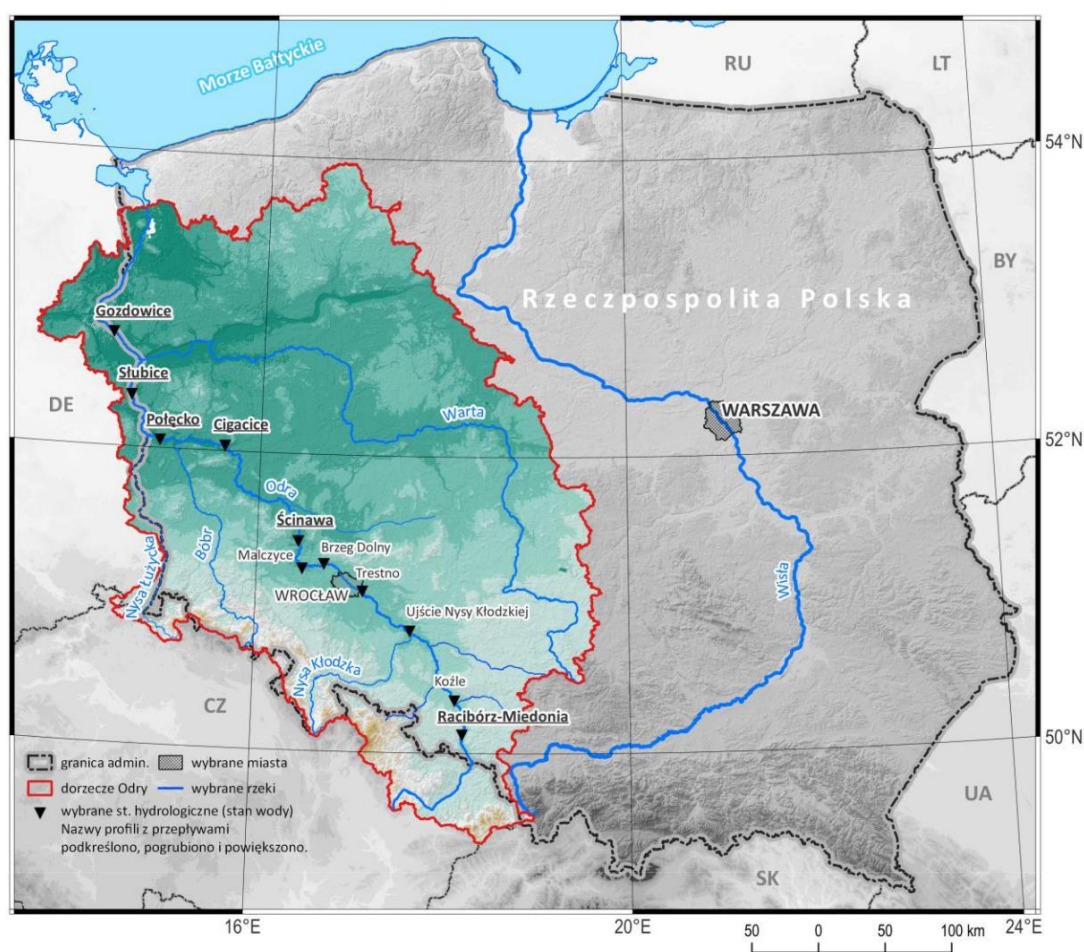
II. ANALIZA I OCENA SYTUACJI HYDROLOGICZNEJ NA RZECE ODRZE W OKRESIE 01.06. – 31.08.2022 NA TLE WIELOLECIA

Rozdział przygotowany przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy

OBSZAR

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy prowadzi na Odrze stacjonarny monitoring hydrologiczny w zakresie pomiaru lub obserwacji stanu wody (H). Na sieć obserwacyjną składa się 27 stacji wodowskazowych (hydrologicznych). Dodatkowo, w przypadku około połowy z nich (13), podawane są wartości chwilowego natężenia przepływu (Q). Analizą objęto rzekę Odrę na odcinku od profilu stacji hydrologicznej Racibórz-Miedonia (km 693,83) do profilu stacji w Gozdowicach (km 117,59). Rysunek 1 uwzględnia odcinek znaczący z punktu widzenia problematyki zanieczyszczenia rzeki Odry.

Rys 1. Lokalizacja wybranych stacji hydrologicznych IMGW-PIB na Odrze na tle jej dorzecza



Źródło: opracowanie własne na podstawie danych i materiałów GUGiK, PGW WP, IMGW-PIB

DANE I METODY

Na potrzeby opracowania, przeprowadzono selekcję stacji wodowskazowych. W analizie ujęto kilka najistotniejszych z punktu widzenia oceny sytuacji hydrologicznej. Jako kryterium wyboru przyjęto dostępność danych o przepływach codziennych (dla roku 2022 przepływy operacyjne) oraz lokalizację stacji w stosunku do dopływów Odry, mających latem największe znaczenie odpływotwórcze. Uwzględniono przy tym podział rzeki na odcinek górny, środkowy i dolny (tab. 1).

Tabela 1. Zestawienie stacji hydrologicznych ujętych w analizie

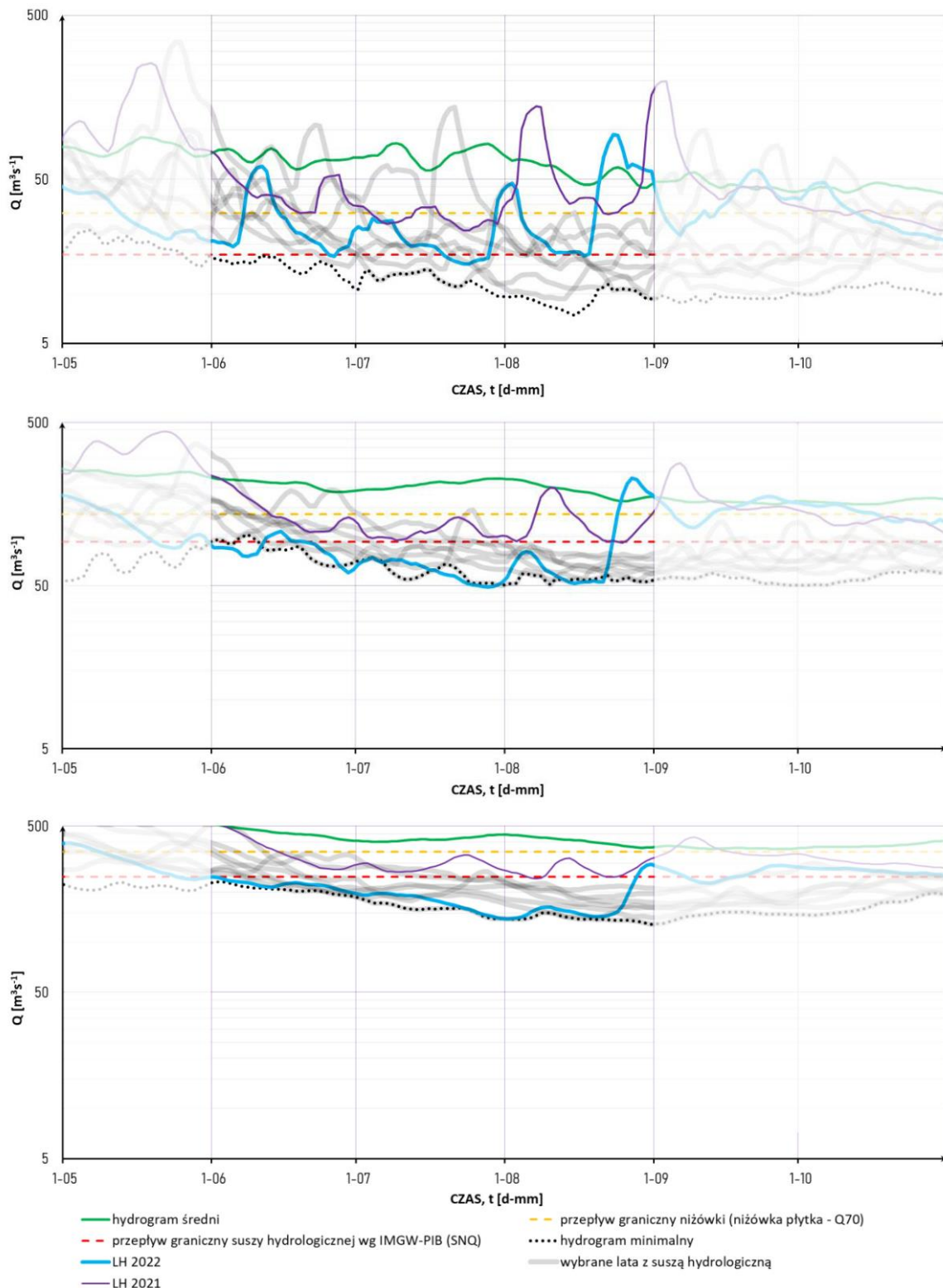
Profil wodowskazowy	Odcinek rzeki	Kilometr [km]	Pow. zlewni [km ²]
Racibórz-Miedonia	górny	693,83	6 730,63
Ścinawa	środkowy	429,59	29 570,72
Cigacice		291,22	39 853,76
Połęcko		233,60	47 122,66
Słubice		179,25	53 462,40
Gozdowice	dolny	117,59	109 774,73

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych i materiałów IMGW-PIB

Opracowanie przygotowano dla okresu, obejmującego czerwiec, lipiec i sierpień 2022 r. Dla zilustrowania właściwego kontekstu czasowego, wyniki podano szerzej, tj. w odniesieniu do całego hydrologicznego półrocza letniego 2022 r. (LH: maj – październik), które oceniono na tle lat 1951 – 2021 (w przypadku Raciborza-Miedoni 1956-2021). Przepływy codzienne (wygładzono oknem 5-dniowym (średnia), aby podkreślić główne rysy hydrogramu. Na podstawie uzyskanych danych, obliczono wartości wybranych charakterystyk hydrologicznych, stanowiących podstawę oceny przepływów (przepływy średnie, minimalne, wartość graniczna niżówki płytkiej, wartość graniczna suszy hydrologicznej wg IMGW-PIB). Jako tło przedstawiono również hydrogramy letnie z wybranych epizodów niżówki hydrologicznej, która odcinkami nabierała cech suszy, a także przepływy półrocza letniego w roku 2021. Następnie, w sposób uproszczony, zilustrowano tempo przyrostu przepływu w profilu podłużnym Odry na przykładzie lipca 2022 r. oraz podano wielkości redukcji przepływów średnich miesięcznych (VI, VII, VIII 2022) w stosunku do charakterystyk wieloletnich. Na koniec przeprowadzono klasyfikację hydrogramów przepływu (maj – październik 2022) z punktu widzenia odchylenia od normy (wg klas proponowanych przez WMO).

ANALIZA I OCENA SYTUACJI HYDROLOGICZNEJ

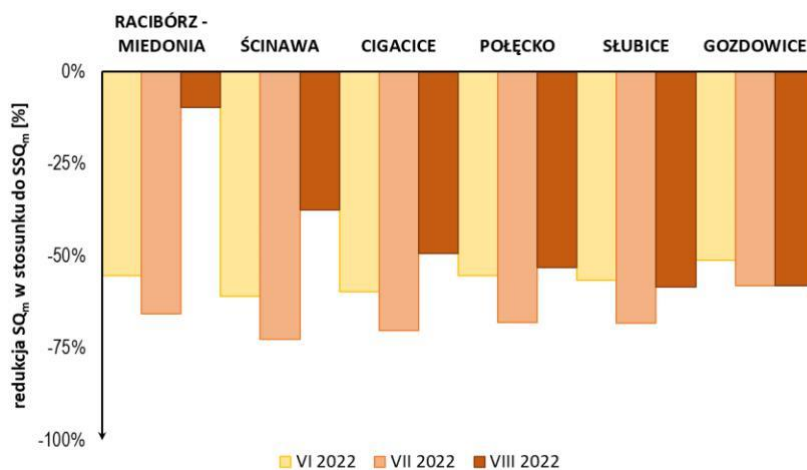
Na kolejnych ilustracjach zaprezentowano hydrogramy przepływu na wybranych stacjach hydrologicznych Odry.



Rys 2. Hydrogramy przepływu na wybranych stacjach Odry: Racibórz-Miedonia, Cigacice, Gozdowice

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych i materiałów IMGW-PIB

Przeptywy codzienne (operacyjne) na górnej Odrze w okresie od czerwca do sierpnia 2022 r. wykazywały wahania z lekką tendencją zniżkową do końca lipca, kiedy na kilka dni spadły poniżej średniego niskiego przepływu **SNQ** (wartość graniczna suszy hydrologicznej wg IMGW-PIB). Układały się znacznie poniżej przepływu średniego z wielolecia (**SSQ_m**) (**rys. 2**), a poziom ich redukcji sięgał około 60% w czerwcu i lipcu. W sierpniu, w związku z rozwojem wezbrania, przeciętny przepływ miesięczny zrównał się niemal z wartością średnią wieloletnią (**rys. 3**). W stosunku do analogicznego okresu roku 2021 przepływy od czerwca do sierpnia 2022 były wyraźnie niższe.



Rys 3. Wielkość redukcji przepływów średnich miesięcznych (VI, VII, VIII) roku 2022 w stosunku do okresu wieloletniego

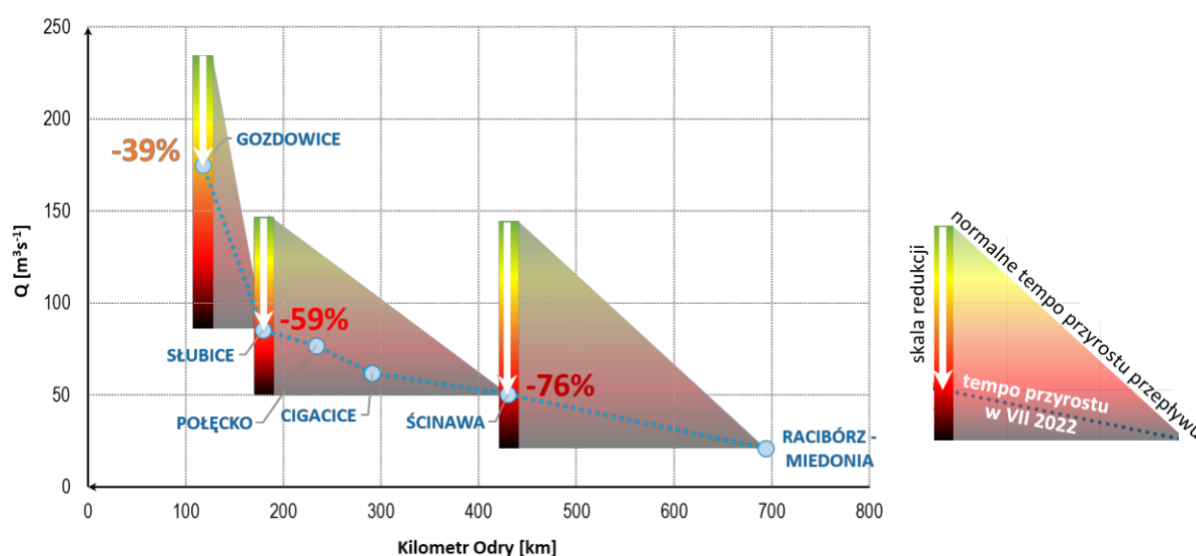
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych i materiałów IMGW-PIB

Na odcinku środkowym Odry przepływy analizowanego okresu prawie w całości układały się poniżej **SNQ** (**rys. 2**). Wyraźny wzrost miał miejsce dopiero w ostatniej dekadzie sierpnia – wcześniej odpływ ulegał stosunkowo niedużym wahaniom z wyraźną tendencją spadkową. W czerwcu i lipcu, a także przez część sierpnia przepływ oscylował wokół wartości minimalnych z wielolecia. Oznacza to, że okresami był najniższy od początku lat 50. XX wieku, a średnio biorąc porównywalny z suszą hydrologiczną lat 2015 i 2019. Poziom zmniejszenia przepływu średniego miesięcznego był największy w lipcu i sięgał nawet 70% (np. w Ścinawie). W sierpniu, za sprawą sptywu wód opadowych, odpływ się podniósł, a skala jego redukcji w porównaniu z warunkami przeciętnymi w wieloleciu wyniosła od około 30-40% w rejonie Ścinawy do nieco ponad 50% na końcu odcinka środkowego Odry (Połęczko – Słubice) (**rys. 3**). Rok 2021, w porównaniu z analizowanym okresem, charakteryzował się wyraźnie wyższymi przepływami, chociaż nadal układały się one znacznie niżej niż w warunkach przeciętnych.

Na Odrze dolnej (przykład Gozdowic – stacja poniżej ujścia Warty do Odry) przepływy okresu czerwiec – sierpień 2022 miały przeważnie tendencję spadkową. Wzrost zasilania zaznaczył się dopiero z końcem sierpnia i był związany z napływem wód wezbraniowych z górnej i środkowej części dorzecza (**rys. 2**). Przebieg hydrogramu okazał się bardzo zbliżony do suszy roku 2015. Na przełomie lipca i sierpnia przepływy z obu lat były niemal równe.

Podobnie jak na Odrze środkowej spadek przepływu poniżej **SNQ** miał miejsce już na przełomie maja oraz czerwca 2022, a z biegiem czasu deficyt w stosunku do wartości granicznej ulegał szybkiemu pogłębianiu, osiągając największą wartość w sierpniu. Przepływy średnie miesięczne VI-VIII 2022 r. stanowiły na ogół około połowę odpowiednich wartości wieloletnich. Poziom ich redukcji był zatem znaczny, chociaż w przypadku czerwca i lipca mniejszy niż na Odrze górnej, czy środkowej. Znacznie suchszy okazał się natomiast sierpień. Wynikało to ze znacznego opóźnienia w przemieszczaniu się wód wezbraniowych, które do Gozdowic dotarły dopiero w ostatnich dniach miesiąca.

Jak wynika z rys. 3, największa skala redukcji przepływu na Odrze miała miejsce w lipcu. Z tego powodu przeanalizowano dynamikę profilu podłużnego w odniesieniu do sytuacji przeciętnej (z wielolecia). W rozpatrywanym przedziale czasu podlegała ona wyraźnym zmianom z biegiem rzeki. (rys. 4).

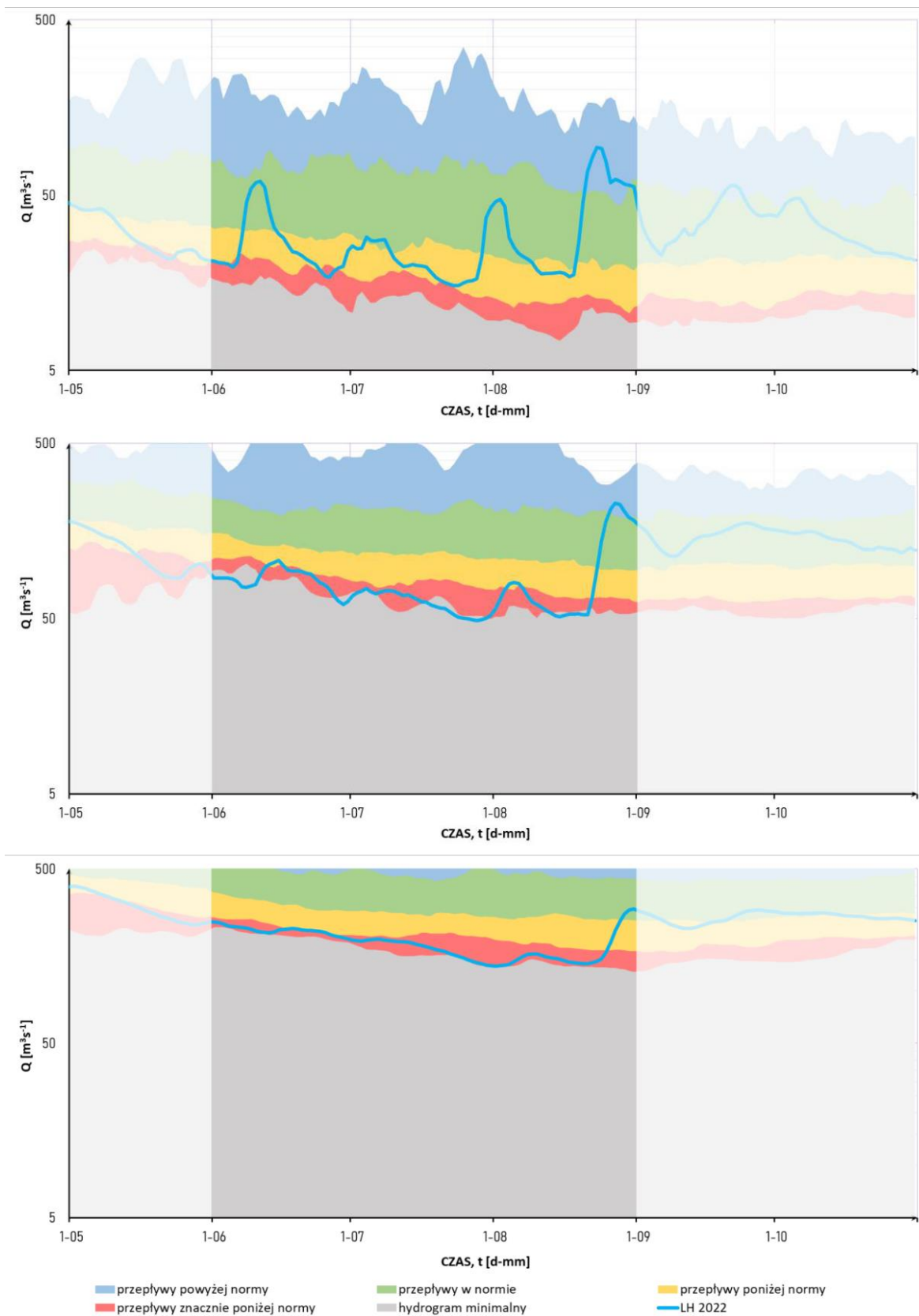


Rys 4. Uproszczony podłużny profil hydrologiczny oraz stopień redukcji przyrostu odpływu na wybranych odcinkach rzeki Odry w lipcu 2022 w stosunku do wielolecia

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych i materiałów IMGW-PIB

Przyrost przepływu na wydzielonych odcinkach Odry (Racibórz-Miedonia – Ścinawa, Ścinawa – Słubice, Słubice – Gozdowice) coraz mniej różnił się od średniego wieloletniego lipca, chociaż różnica ciągle była wyraźnie ujemna. Oznacza to, że w dorzeczu panowały warunki suche, a najsuchsze w zlewni Odry środkowej skanalizowanej (redukcja przyrostu przepływu o 76%), zaś relatywnie najmniej suche w zlewni Warty z Notecią (redukcja przyrostu przepływu o 39%), stanowiącej główne źródło zasilania Odry na odcinku Słubice – Gozdowice. W grupie lat z suchym lipcem zmniejszenie zasilania Odry między Raciborzem-Miedonią a Ścinawą było historycznie największe (licząc od 1951 r.) w roku 2022. Redukcja przyrostu odpływu Odry między Ścinawą a Słubicami, gdzie rzeka przyjmuje tak duże dopływy jak Bóbr (I.), czy Nysa Łużycka (I.), również była jedną z największych w historii lat suchych. Znacznie większy spadek wystąpił w czasie suszy roku 2019, kiedy okazał się niemal równy poziomowi z odcinka Racibórz-Miedonia – Ścinawa w lipcu 2022 r. Natomiast na Odrze dolnej zasilanie odpływem było o niespełna 40% niższe od przeciętnego i porównywalne z latami suchymi: 2020, 2015, czy 1992 oraz wyraźnie większe niż w roku suchym 2019 (51%).

Podsumowując, można powiedzieć, że w okresie od 1 czerwca do 31 sierpnia 2022 r przepływy na Odrze układały się przeważnie w przedziale poniżej normy (rys. 5). Na odcinku górnym obserwowane wahania odpływu zachodziły w strefie wartości normalnych i poniżej normy. Znacznie suchsze warunki panowały na Odrze środkowej. W profilu Cigacice do końca II dekady sierpnia przepływy układały się znacznie poniżej normy wieloletniej, a okresami były jednymi z najniższych od roku 1951. Podobna sytuacja panowała na Odrze dolnej, gdzie niemal dla całego rozpatrywanego okresu przepływy można sklasyfikować jako znacznie niższe od przeciętnych. We wszystkich powyższych przypadkach znaczna poprawa warunków odpływu nastąpiła w ostatniej dekadzie sierpnia, kiedy spływ wód opadowych zwiększył zasilanie Odry do poziomu normalnego, a przejściowo nawet nieco powyżej normalnego.



Rys 5. Klasyfikacja przepływu na wybranych stacjach Odry: Racibórz-Miedonia, Cigacice, Gozdowice

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych i materiałów IMGW-PIB

III. ANALIZA STANU JAKOŚCI WÓD RZEKI ODRY I JEJ DOPŁYWÓW

Rozdział przygotowany przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska

WSTĘP

W wyniku sytuacji w Odrze, która miała miejsce latem 2022 r. oraz zgodnie z rekomendacją raportu zespołu z 30 września 2022 r.³, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ) w ramach swoich kompetencji podjął decyzję o objęciu dodatkowym stałym monitoringiem interwencyjnym Odry. Ustalono, że prócz badań prowadzonych w ramach państwowego monitoringu środowiska (pmś) należy pobierać próbki wody z Odry oraz jej dopływów częściej niż dwanaście razy w roku. Dotychczasowe pobory wynikały z dyrektyw unijnych. W ramach stałego monitoringu interwencyjnego na rzece Odrze CLB GIOŚ dwa razy w tygodniu (w poniedziałki i czwartki), w 20 punktach pomiarowo-kontrolnych na Odrze i jej dopływach oraz kanałach dokonuje poboru próbek pod kątem badań fizykochemicznych. Raz w tygodniu (w poniedziałki) w tych samych punktach pobierane są próbki do oceny stopnia rozwoju fitoplanktonu, w tym pod kątem wykrycia obecności „złotej algi” (*P. parvum*) i monitorowania jej liczebności. Badania te obrazują przebieg parametrów wód rzeki Odry. Wyniki badań są na bieżąco publikowane na stronie <https://www.gov.pl/web/odra/badania-odry>.

Od sierpnia 2022 r. do dnia 17.03.2023 r. w ramach badań interwencyjnych rzeki Odry wykonano 48 508 oznaczeń. Wyniki te są przekazywane do Wód Polskich, Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska oraz pięciu wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska (WIOŚ), które informują Wojewódzkie Centra Zarządzania Kryzysowego, Regionalnych Dyrektorów Ochrony Środowiska, a także Regionalne Zarządy Gospodarowania Wodami PGW Wody Polskie.

W ramach państwowego monitoringu środowiska utworzona została, począwszy od 2023 roku, sieć monitoringu badawczego. Podstawowym celem prowadzonych badań jest obserwacja wybranych wskaźników jakości wody Odry, w tym z grupy zasolenia 7 wskaźników m.in. przewodności elektrolitycznej i chlorków. Sieć utworzono na bazie istniejących punktów pomiarowo-kontrolnych, uzupełnionych o dodatkowe stanowiska powiązane z miejscami zrzutów mogących powodować podwyższenie stężeń wskaźników zasolenia. W roku 2023 badania prowadzone są w 23 punktach pomiarowo-kontrolnych obejmujących 34 stanowiska pomiarowe. Ponadto w ramach pmś dodatkowym programem badawczym objęto wszystkie punkty pomiarowe w zakresie 4 podstawowych wskaźników z badań terenowych tj. temperatura wody, odczyn pH, przewodność oraz tlen rozpuszczony.

Na podstawie badań parametrów fizykochemicznych Odry oraz badań biologicznych, prowadzonych w celu wykrycia obecności i określenia liczebności haptofitów z gatunku *Prymnesium parvum*, w GIOŚ został opracowany dokument pn. *Procedura monitorowania interwencyjnego Prymnesium parvum „złotej algi”*.

³ Wstępny raport zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze, powołanego przez Ministra Klimatu i Środowiska - <https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2022/10/Wstepny-raport-zespołu-ds.-sytuacji-na-rzece-Odrze.pdf>

Badania wykonane w styczniu i lutym br. potwierdziły w dalszym ciągu obecność *Prymnesium parvum* w Odrze. Zespół koordynujący działania w GIOŚ zarekomendował, aby w punktach, w których wystąpił jeden z trzech stopni zagrożenia zakwitów *Prymnesium parvum*, zwiększyć częstotliwość badań na obecności złotej algi i monitorowania jej liczebności.

W rozdziale przedstawiono stan wód Odry w wieloleciu, zmiany jakości wody podczas trwania zakwitów *Prymnesium parvum* oraz przedstawiono analizę czynników, które mogły przyczynić się do wystąpienia tego zjawiska.

MONITORING WÓD POWIERZCHNIOWYCH

Celem funkcjonowania monitoringu jakości wód powierzchniowych w ramach pmś jest dostarczenie wiedzy o stanie wód, koniecznej do podejmowania działań na rzecz poprawy ich stanu oraz ich ochrony przed zanieczyszczeniem. Monitoring oraz działania są planowane i realizowane zgodnie z sześcioletnim cyklem gospodarowania wodami, wynikającym z przepisów prawa krajowego, transponujących wymagania dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. WE L 327 z 22.12.2000 (Ramowej Dyrektywy Wodnej)).

Monitoring wód powierzchniowych realizowany jest w układzie jednolitych części wód powierzchniowych, które zostały wyodrębnione na potrzeby gospodarowania wodami. Jednolite części wód (jcwp), stanowią oddzielne i znaczące elementy wód powierzchniowych, takich jak: jezioro lub inny naturalny zbiornik wodny; sztuczny zbiornik wodny; struga, strumień, potok, rzeka, kanał lub ich części; morskie wody wewnętrzne, wody przejściowe lub wody przybrzeżne. Jednolite części wód powierzchniowych dzieli się na naturalne, dla których określa się stan ekologiczny i stan chemiczny oraz na sztuczne (powstałe w wyniku działalności człowieka) i silnie zmienione (ich charakter został w znacznym stopniu zmieniony w następstwie fizycznych przeobrażeń, będących wynikiem działalności człowieka), dla których określa się potencjał ekologiczny i stan chemiczny. Części wód powierzchniowych na rzece Odrze mają status silnie zmienionych.

Wykaz jcwp ulega przeglądom i aktualizacji w ramach każdego kolejnego cyklu wodnego. Również jcwp, wyznaczone na rzece Odrze i dopływach, objęte monitoringiem w latach 2016-2021 zostały zaktualizowane na nowy cykl wodny 2022-2027. Szczegółowe zasady dotyczące planowania i realizacji programów badań monitoringowych jednolitych części wód powierzchniowych zawarte zostały w rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 13 lipca 2021 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. 2021 poz. 1576). Rozporządzenie definiuje poszczególne rodzaje monitoringu, reguluje zakres badanych wskaźników, a także częstotliwość badań. Program monitoringu realizowany jest w ramach czterech rodzajów monitoringu: diagnostycznego, operacyjnego, badawczego i obszarów chronionych. Badania monitoringowe prowadzone są w punktach pomiarowo-kontrolnych (ppk). Monitoring diagnostyczny i operacyjny realizowany jest w punkcie pomiarowo kontrolnym reprezentatywnym dla ocenianej jednolitej części wód. Na Odrze granicznej dodatkowo prowadzone są badania w punktach monitoringu badawczego ustanowionego na potrzeby współpracy w ramach prac Polsko-Czeskiej i Polsko-Niemieckiej Komisji Wód Granicznych. Wykaz jcwp wyznaczonych

na rzece Odrze i wybranych dopływach objętych opracowaniem, na których prowadzono badania monitoringowe w latach 2016-2021 oraz zaplanowanych do badań w latach 2022-2027, wraz z reprezentatywnymi punktami pomiarowo-kontrolnymi, zawierają tabele 1 i 2.

Sposób oraz kryteria oceny stanu wód określa rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2021 poz. 1475). Na ocenę stanu jcwp (dobry/zły) składa się pięciostopniowa klasyfikacja stanu/potencjału ekologicznego oraz dwustopniowa klasyfikacja stanu chemicznego. Na stan lub potencjał ekologiczny danej jcwp składają się elementy biologiczne (klasyfikacja pięciostopniowa) oraz fizykochemiczne elementy wspomagające (klasyfikacja trójstopniowa) i hydromorfologiczne (klasyfikacja pięciostopniowa).

Corocznie, na podstawie badań prowadzonych w poprzednim roku, dokonywana jest klasyfikacja wskaźników za miniony rok. Klasyfikacja stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych oraz oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych dokonywana jest nie rzadziej niż co 3 lata, na podstawie najbardziej aktualnych wyników badań z ostatnich 6 lat.

W roku 2022 wykonana została ocena wód powierzchniowych za lata 2016-2021 (rys. 1, tab. 3). Wyniki oceny wskazują, że w latach 2016-2021 stan jednolitych części wód na całej długości Odry był zły. O takiej ocenie stanu zdecydowały wyniki klasyfikacji stanu/potencjału ekologicznego oraz stan chemiczny poniżej dobrego we wszystkich ocenionych jcwp wzdłuż biegu rzeki. Dla większości badanych jcwp określono stan elementów biologicznych nieodpowiadający dobremu stanowi wód, a dla wszystkich klasyfikowanych jcwp stan elementów fizykochemicznych poniżej dobrego. O ocenie rzeki Odry zdecydowały głównie wskaźniki biologiczne (fitoplankton, makrobezkręgowce bentosowe i ichtiofauna). Ocena dostępna jest na stronie <https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/RIVERS/88>.

Tabela 1. Wykaz punktów pomiarowo-kontrolnych (ppk) oraz jednolitych części wód (jcwp) rzeki Odry wraz z wybranymi dopływami objętych monitoringiem w latach 2016-2021 w ramach państwowego monitoringu środowiska (źródło: PMŚ, GIOŚ)

Nazwa ppk	Kod ppk	Nazwa jcwp	Kod jcwp	Typ abiotyczny
Odra - w Chałupkach	PL02S1301_1123	Odra od granicy państwa w Chałupkach do Olzy	PLRW6000191139	19
Odra - w Krzyżanowicach	PL02S1301_1124	Odra od Olzy do wypływu z polderu Buków	PLRW6000011513	0
Ruda - ujście do Odry	PL02S1301_1149	Ruda od zbiornika Rybnik do ujścia	PLRW60001911569	19
Kłodnica - wpływ do zbiornika Dzierżno Duże	PL02S1301_1166	Kłodnica od Promnej do Kozłówki	PLRW6000911655	9
Kanał Gliwicki - m. Dzierżno	PL02S1301_1173	Kanał Gliwicki z Kłodnicą od Kozłówki do Dramy	PLRW6000011659	0
Kanał Kędzierzyński ujście do Kanału Gliwickiego	PL02S1201_0133	Kanał Kędzierzyński	PLRW60000117166	0
Bierawka - ujście do Odry	PL02S1201_1016	Bierawka od Knurówki do ujścia	PLRW600019115899	19
Kanał Gliwicki - Kędzierzyn-Koźle (Kłodnica)	PL02S1201_1017	Kanał Gliwicki	PLRW60000117169	0
Kłodnica - ujście do Odry	PL02S1201_1018	Kłodnica od Dramy do ujścia	PLRW600019116999	19
Odra - Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy	PL02S1201_1054	Odra od wypływu ze zb. Polder Buków do Kanału Gliwickiego	PLRW600019117159	19
Odra - Obrowiec	PL02S1201_1055	Odra od Kanału Gliwickiego do Osobłogi	PLRW60001911759	19
Odra - Wróblin, powyżej ujścia Małej Panwi	PL02S1201_1056	Odra od Osobłogi do Małej Panwi	PLRW60002111799	21
Odra - Brzeg	PL02S1201_3126	Odra od Małej Panwi do granic Wrocławia	PLRW60002113337	21
Odra - powyżej m. Wrocławia	PL02S1401_1215	Odra od Małej Panwi do granic Wrocławia	PLRW60002113337	21
Odra - poniżej ujścia Ślęzy	PL02S1401_1217	Odra w granicach Wrocławia	PLRW60002113399	21
Odra - powyżej PCC "Rokita"	PL02S1401_1218	Odra od gr. Wrocławia do Wałów Śląskich	PLRW600021137579	21
Odra - poniżej ujścia Baryczy	PL02S1401_1220	Odra od Wałów Śląskich do Kanału Wschodniego	PLRW6000211511	21
Odra - powyżej Nowej Soli (most na drodze Nowa Sól - Przyborów)	PL02S0401_0602	Odra od Kanału Wschodniego do Czarnej Strugi	PLRW60002115379	21
Odra - m. Połęczko	PL02S0401_0638	Odra od Czarnej Strugi do Nysy Łużyckiej	PLRW6000211739	21
Odra - m. Kostrzyn	PL02S0401_0661	Odra od Nysy Łużyckiej do Warty	PLRW60002117999	21
Odra - powyżej uj. Rurzyca (m. Krajnik Dolny)	PL02S0101_0456	Odra od Warty do Odry Zachodniej	RW60002119199	21
Odra Wschodnia - ujście do jez. Dąbie (Szczecin-Most Cłowy)	PL02S0101_0478	Odra od Odry Zachodniej do Parnicy	RW6000211971	21
Odra Zachodnia - Baza UMS (Szczecin)	PL02S0101_0479	Odra od Parnicy do ujścia	RW6000211999	21

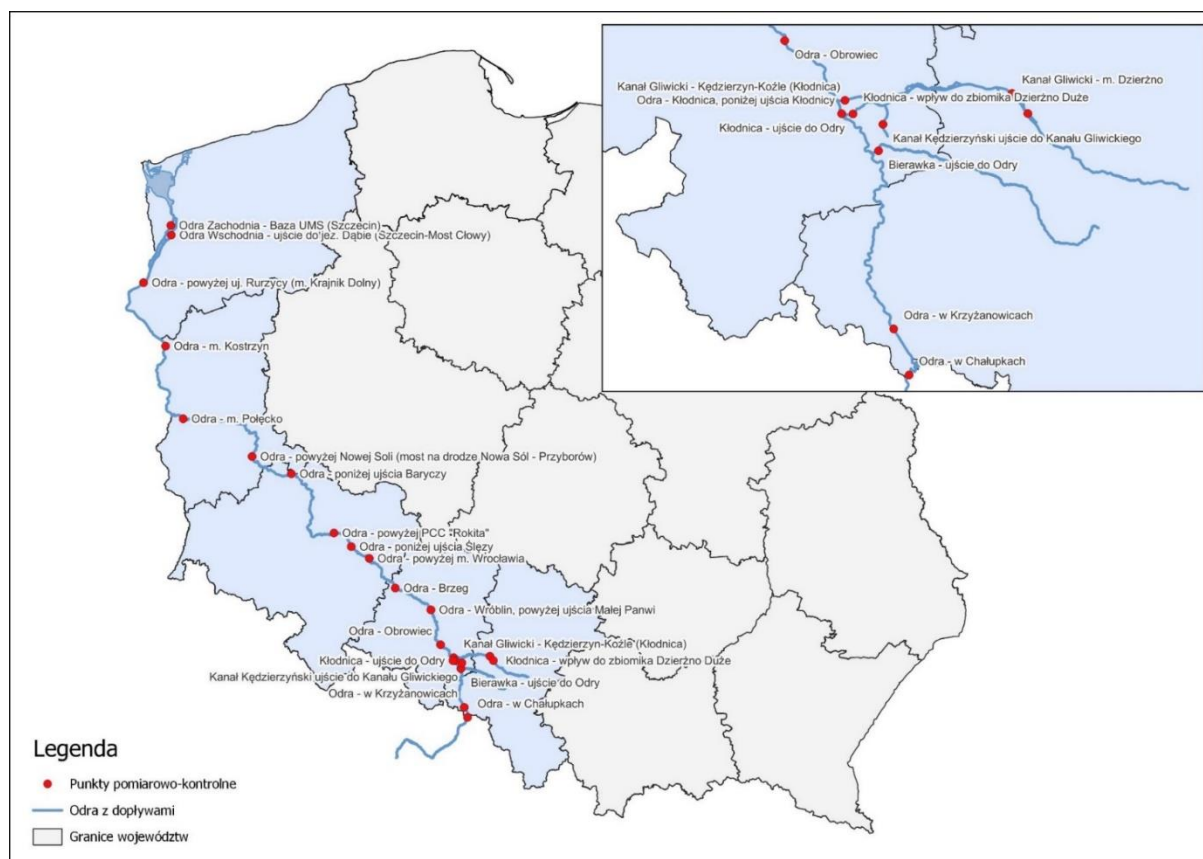
Tabela 2. Wykaz punktów pomiarowo-kontrolnych (ppk) oraz jednolitych części wód (jcwp) rzeki Odry wraz z wybranymi dopływami, objętych monitoringiem w latach 2022-2027 w ramach państwowego monitoringu środowiska (źródło: PMŚ, GIOŚ)

Nazwa ppk	Kod ppk	Nazwa jcwp	Kod jcwp	Typ abiotyczny
Odra - w Chałupkach	PL02S1301_1123	Odra od granicy do Kanału Gliwickiego	PLRW600011117159	RzN
Ruda - ujście do Odry	PL02S1301_1149	Ruda od zb. Rybnik do ujścia	PLRW600011115699	RzN
Kłodnica - wpływ do zbiornika Dzierżno Duże	PL02S1301_1166	Kłodnica od Promnej do zb. Dzierżno Duże	PLRW6000061165739	RW_wap
Kanał Gliwicki - m. Dzierżno	PL02S1301_1173	Kanał Gliwicki do Kłodnicy	PLRW600011116589	RzN
Kanał Kędzierzyński ujście do Kanału Gliwickiego	PL02S1201_0133	Kanał Kędzierzyński	PLRW6000101171669	PNp
Bierawka - ujście do Odry	PL02S1201_1016	Bierawka od Knurówki do ujścia	PLRW600019115899	RzN
Kanał Gliwicki - Kędzierzyn-Koźle (Kłodnica)	PL02S1201_1017	Kanał Gliwicki do ujścia	PLRW600016117169	Rz_org
Kłodnica - ujście do Odry	PL02S1201_1018	Kłodnica od Dramy do ujścia	PLRW600019116999	RzN
Odra - Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy	PL02S1201_1054	Odra od granicy do Kanału Gliwickiego	PLRW600011117159	RzN
Odra - Obrowiec	PL02S1201_1055	Odra od Kanału Gliwickiego do Osobłogi	PLRW60001111759	RzN
Odra - Mikolin	PL02S1201_0259	Odra od Osobłogi do Nysy Kłodzkiej	PLRW6000121199	RwN
Odra - Brzeg	PL02S1201_3126	Odra od Nysy Kłodzkiej do Kościelnej	PLRW600012133119	RwN
Odra - powyżej m. Wrocławia	PL02S1401_1215	Odra od Kościelnej do granic Wrocławia	PLRW600012133371	RwN
Odra - poniżej ujścia Ślęzy	PL02S1401_1217	Odra w granicach Wrocławia	PLRW60001213399	RwN
Odra - w m. Wietszyce	PL02S1401_0615	Odra od Bystrzycy do Baryczy	PLRW6000121399	RwN
Odra - m. Krosno Odrzańskie	PL02S0401_0312	Odra od Baryczy do Bobru	PLRW6000121599	RwN
Odra - m. Połęczko	PL02S0401_0638	Odra od Bobru do Nysy Łużyckiej	PLRW6000121739	RwN
Odra - m. Kostrzyn	PL02S0401_0661	Odra od Nysy Łużyckiej do Warty	PLRW60001217999	RwN
Odra - powyżej uj. Rurzyca (m. Krajnik Dolny)	PL02S0101_0456	Odra od Warty do oddzielenia się Odry Zachodniej	PLRW60001219199	RwN
Odra Wschodnia - autostrada (m. Radziszewo)	PL02S0101_0460	Odra od oddzielenia się Odry Zachodniej do Bukowej	PLRW60001219719	RwN
Odra Zachodnia - Baza UMS (Szczecin)	PL02S0101_0479	Odra od Bukowej do ujścia	PLRW6000121999	RwN

Spośród wspomagających ocenę potencjału ekologicznego wskaźników fizykochemicznych, przekroczenia wartości dopuszczalnych odnotowano głównie dla wskaźników charakteryzujących zasolenie: przewodności elektrolitycznej właściwej, substancji rozpuszczonych, siarczanów i chlorków (w większości jcwp). Spośród wskaźników biogennych we wszystkich jcwp stężenia związków fosforu osiągały wartości odpowiadające dobremu stanowi wód (I-II klasa), natomiast stężenia związków azotu w niektórych przypadkach przekraczały wartości dopuszczalne (>II klasy). Stężenia badanych wskaźników fizykochemicznych z grupy 3.6 (specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne) dla większości klasyfikowanych jcwp nie przekroczyły wartości granicznych klasy II jakości wód powierzchniowych.

We wszystkich badanych jcwp stan chemiczny określono poniżej dobrego. Spośród wskaźników chemicznych z grupy substancji priorytetowych badanych w wodzie, stwierdzono przekroczenia norm środowiskowych głównie dla benzo(a)pirenu. Przekroczenia innych substancji chemicznych stwierdzono w pojedynczych jcwp.

Lokalizację ppk przedstawiono na rysunku 1 a szczegółowe wyniki klasyfikacji i oceny stanu w tabeli 3.



Rys. 1. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych, na podstawie których została przeprowadzona klasyfikacja i ocena stanu jcwp w latach 2016-2021 (źródło: PMŚ, GIOŚ)

Tabela 3. Wyniki klasyfikacji i oceny stanu jcwp wyznaczonych na Odrze wraz z wybranymi dopływami w latach 2016-2021 (źródło: PMS, GIOŚ)

Kod jcwp	Nazwa jcwp	Rok ostatnich badań	Klasa elementów biologicznych	Klasa elementów hydromorfologicznych	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.1 - 3.5)	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.6)	Klasyfikacja stanu / potencjału ekologicznego	Klasyfikacja stanu chemicznego	Ocena stanu jcwp
PLRW6000191139	Odra od granicy państwa w Chałupkach do Olzy	2021	5	1	>2	2	zły stan ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW6000011513	Odra od Olzy do wypływu z polderu Buków	2021	brak możliwości klasyfikacji	brak klasyfikacji	brak możliwości klasyfikacji	brak możliwości klasyfikacji	brak możliwości klasyfikacji	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW600019117159	Odra od wypływu ze zb. Polder Buków do Kanału Gliwickiego	2021	4	5	>2	2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60001911759	Odra od Kanału Gliwickiego do Osobłogi	2021	5	2	>2	>2	zły potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60002111799	Odra od Osobłogi do Małej Panwi	2021	4	3	>2	>2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60002113337	Odra od Małej Panwi do granic Wrocławia	2021	4	1	>2	2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60002113399	Odra w granicach Wrocławia	2021	5	5	>2	2	zły potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW600021137579	Odra od gr. Wrocławia do Wałów Śląskich	2021	5	2	>2	2	zły potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW6000211511	Odra od Wałów Śląskich do Kanału Wschodniego	2021	4	2	>2	2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60002115379	Odra od Kanału Wschodniego do Czarnej Strugi	2021	2	1	>2	2	umiarkowany potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW6000211739	Odra od Czarnej Strugi do Nysy łużyckiej	2021	3	3	>2	2	umiarkowany potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60002117999	Odra od Nysy łużyckiej do Warty	2020	4	1	>2	2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60002119199	Odra od Warty do Odry Zachodniej	2021	4	4	>2	2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW6000211971	Odra od Odry Zachodniej do Parnicy	2021	4	2	>2	2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód

Kod jcwp	Nazwa jcwp	Rok ostatnich badań	Klasa elementów biologicznych	Klasa elementów hydromorfologicznych	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.1 - 3.5)	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.6)	Klasyfikacja stanu / potencjału ekologicznego	Klasyfikacja stanu chemicznego	Ocena stanu jcwp
PLRW6000211999	Odra od Parnicy do ujścia	2021	5	2	>2	2	zły potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
Kanały i dopływy									
PLRW60001911569	Ruda od zbiornika Rybnik do ujścia	2021	4	2	>2	2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW6000911655	Kłodnica od Promnej do Kozłówki	2021	4	5	>2	2	słaby potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW6000011659	Kanał Gliwicki z Kłodnicą od Kozłówki do Dramy	2021	brak możliwości klasyfikacji	4	brak możliwości klasyfikacji	2	brak możliwości klasyfikacji	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60000117169	Kanał Gliwicki	2021	brak możliwości klasyfikacji	2	1	brak możliwości klasyfikacji	brak możliwości klasyfikacji	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW60000117166	Kanał Kędzierzyński	2021	brak możliwości klasyfikacji	1	1	brak możliwości klasyfikacji	brak możliwości klasyfikacji	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW600019115899	Bierawka od Knurówki do ujścia	2021	5	1	>2	>2	zły potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
PLRW600019116999	Kłodnica od Dramy do ujścia	2021	5	2	>2	>2	zły potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód

OCENA JAKOŚCI OSADÓW DENNYCH DLA RZEKI ODRY I NIEKTÓRYCH JEJ DOPIŁYWÓW W LATACH 2018 - 2022

Ocena jakości osadów dennych Odry i niektórych jej dopływów została wykonana według metodyki oceny stosowanej w Głównym Inspektoracie Ochrony Środowiska od 2016 r. Przeprowadzenie oceny jakości osadów dennych (wg poniższych kryteriów) na stanowiskach pomiarowych przypisanych do odpowiadających im jcwp jest środkiem do klasyfikacji stanu jakości jednolitych części wód powierzchniowych. Są dwa kryteria oceny stanu zanieczyszczenia osadów dennych: podstawowe i dodatkowe.

Podstawową ocenę jakości osadów dennych w punktach pomiarowo-kontrolnych dokonuje się na podstawie **kryterium ekotoksykologicznego EQS**, które umożliwia ocenę stopnia wpływu zanieczyszczonych osadów na organizmy wodne na podstawie określonych wartości granicznych EQS, wykorzystywanych do rozdzielenia dobrego od złego stanu chemicznego osadów wodnych. Oceny dokonuje się na podstawie wartości wskazane w metodyce opracowanej dla GIOŚ.

W przypadku kryterium dodatkowego przeprowadza się ocenę jakości osadów dennych w aspekcie zanieczyszczenia wybranymi substancjami organicznymi, na podstawie wartości zaproponowane w opracowaniach: WT-732 (2003) oraz MacDonald i in. (2000) Jest to tzw. **kryterium ekotoksykologiczne (substancje organiczne)**.

Okresem analizy jakości osadów dennych rzeki Odry były lata 2018-2022. W tym pięcioletnim okresie badań pomiary były wykonywane z różną częstotliwością w poszczególnych latach. Spośród 19 punktów pomiarowo-kontrolnych (ppk) na rzece Odrze w analizowanym okresie częstotliwość badań była zróżnicowana od 1 roku badań (w 7 ppk) po 4 lata badań (w 2 ppk).

W poniższej tabeli zestawiono ocenę jakości badań osadów dennych w badanych punktach pomiarowych w poszczególnych latach badań (głównie w oparciu o podstawowe kryterium oceny stanu zanieczyszczenia osadów dennych tj. kryterium ekotoksykologiczne EQS).

Tabela 4. Ocena jakości osadów dennych w latach 2018-2022 (źródło: PMŚ, GIOŚ), Zn – zanieczyszczone, NZn – nie zanieczyszczone

Nazwa ppk	2018	2019	2020	2021	2022	Wskaźniki zanieczyszczające
Odra - w Chałupkach	Zn	-	Zn	Zn	Zn	WWA suma, acenaftylen, Cd, Cu, Pb, Zn, Antracen
Odra - w Krzyżanowicach	-	Zn	Zn	Zn	Zn	Cu, Zn, Cr, Pb, Naftalen, Antracen, WWA suma, Związki tributyllocyny
Odra - Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy	NZn	-	Zn	Zn	Zn	Cu, Zn, Naftalen, Antracen, WWA suma, Pb, As
Odra - Wróblin, powyżej ujścia Małej Panwi	-	Zn	Zn	-	Zn	Cu, Zn, Naftalen, WWA suma, Acenaften, Pb, Antracen
Odra - powyżej m. Wrocławia	Zn	-	-	-	NZn	Cu, Zn, Naftalen, Antracen, WWA suma
Odra - poniżej ujścia Baryczy	-	NZn	-	NZn	NZn	-

Nazwa ppk	2018	2019	2020	2021	2022	Wskaźniki zanieczyszczające
Odra - powyżej Nowej Soli (most na drodze Nowa Sól - Przyborów)	-	NZn	-	-	NZn	-
Odra - m. Połęczko	NZn	-	-	-	NZn	-
Odra - poniżej uj. Słubii (m. Osinów)	-	-	-	-	Zn	Pb
Odra poniżej Gryfina	-	-	-	-	Zn	Cu, WWA suma
Odra Zachodnia - Baza UMS (Szczecin)	-	NZn	-	-	Zn	Cu,Pb, Zn, Naftalen, WWA suma
Odra - poniżej ujścia Ślęzy	-	NZn	NZn	Zn	-	Związki tributyllocyny
Odra - Brzeg	-	-	Zn	Zn	-	Ag, Cu, Naftalen, Antracen, WWA suma, Pb, Zn
Odra - powyżej PCC "Rokita"	-	-	Zn	Zn	-	Cu, Pb, Zn, Naftalen, WWA suma, Cr
Odra - w Widuchowej	Zn	-	NZn	NZn	-	WWA suma
Odra Zachodnia - autostrada (m. Siadło Dln.)	Zn	-	Zn	Zn	-	Cu, Pb, Zn, WWA suma, Związki tributyllocyny
Odra Zachodnia - Most Długi (Szczecin)	-	-	NZn	Zn	-	Związki tributyllocyny
Odra - m. Kostrzyn	-	NZn	-	-	-	-
Odra - Obrowiec	Zn	-	-	-	-	Mn, Cu, Pb, Zn, Naftalen, Antracen, WWA suma

Analizując tabelę 4 należy stwierdzić, że najbardziej miarodajne do oceny jakości osadów dennych są badania wykonane w trzech bądź czterech latach w tym okresie. Na Odrze znajdowały się 3 ppk badane czterokrotnie i 5 ppk badane trzykrotnie. Trzy ppk badane czterokrotnie znajdowały się w górnym biegu Odry w Polsce i o zanieczyszczeniu osadów decydowały tu przekroczenia wartości granicznych EQS, głównie dla niektórych metali ciężkich, naftalenu, antracenu i sumy wyższych węglowodorów aromatycznych (WWA suma). W przypadku badań przeprowadzonych trzykrotnie w 5 ppk należy zauważyć, że były one rozłożone na całej długości Odry w Polsce. Wśród tych punktów pomiarowych, osad denny w 2 ppk był 3 razy zanieczyszczony; w 1 ppk 3 razy niezanieczyszczony, a w pozostałych 2 ppk był zarówno zanieczyszczony, jak i niezanieczyszczony. W pozostałych 11 punktach pomiarowych badania zostały wykonane jedno- lub dwukrotnie, trudno więc o daleko idące wnioski odnośnie jakości osadów dennych.

Równocześnie przeanalizowano sytuację w Kanale Gliwickim i na rzece Kłodnicy, w związku z wykazaniem, w badaniach przeprowadzonych w 2022 r., bardzo dużym zanieczyszczeniem osadów dennych w tych punktach. W okresie lat 2018-2022 Kanał Gliwicki był badany w 2 ppk; Kanał Gliwicki

– ul. Kłodnicka most (w 2018 roku) i Kanał Gliwicki, Gliwice Marina (w 2022 r.). Badania wykonane w 2018 r. w punkcie Kanał Gliwicki – ul. Kłodnicka most wykazały zanieczyszczenie osadów jedynie ze względu na polichlorowane bifenyle. Natomiast badania wykonane w 2022 r. w punkcie Kanał Gliwicki, Gliwice Marina wykazały bardzo duże zanieczyszczenie osadów ze względu na: Ag, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, naftalen, antracen, WWA suma. Badania w tym ppk będą kontynuowane w kolejnych latach.

W tym samym pięcioletnim okresie w przypadku rzeki Kłodnicy, badania i ocenę jakości osadów wykonano w 2 ppk: Kłodnica - ujście do Odry (lata: 2020, 2021, 2022) i Kłodnica Gliwice na wysokości Mariny (2022 rok). Badania wykonane w trzech latach w punkcie Kłodnica - ujście do Odry wykazywały zarówno osady zanieczyszczone (2 lata), jak i niezanieczyszczone (1 rok). Natomiast badania wykonane w 2022 r. w punkcie Kłodnica Gliwice na wysokości Mariny wykazały bardzo duże zanieczyszczenie osadów ze względu na: As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, naftalen, antracen, WWA suma. Również badania w tym ppk będą kontynuowane w kolejnych latach.

ANALIZA WSKAŹNIKÓW FIZYKOCHEMICZNYCH WÓD ODRY I JEJ DOPŁYWÓW

W związku ze śnięciem ryb w Kanale Gliwickim, a w późniejszym okresie także w rzece Odrze, badania jakości wód prowadzone były w ramach państwowego monitoringu środowiska (pmś) przez Centralne Laboratorium Badawcze i Departament Monitoringu Środowiska GIOŚ oraz w ramach badań interwencyjnych wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska (wioś) na rzekach Odra, Kłodnica oraz na Kanale Gliwickim i Kanale Kędzierzyńskim.

W 2022 r., na Odrze od początku roku realizowano państwowy monitoring środowiska w ramach którego pobierane były próby w 17 punktach pomiarowo-kontrolnych (ppk), obejmujących 5 województw: śląskie, opolskie, dolnośląskie, lubuskie i zachodniopomorskie, a sposób pobierania i zakres wskaźników są zgodne z rozporządzeniem Ministra Infrastruktury w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. 2021 poz. 1576).

W związku z zaistniałą sytuacją na przełomie lipca i sierpnia 2022 r., oprócz prowadzenia rutynowego monitoringu jakości wód przez GIOŚ w ramach pmś, wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska rozpoczęły dobowe pobieranie próbek w dodatkowych punktach na Odrze i jej dopływach. W okresie najintensywniejszego monitoringu interwencyjnego realizowano badania regularnie na 27 stanowiskach na rzece Odrze, w tym w województwie śląskim analizą objęto 2 punkty pomiarowe, w województwie opolskim 5 punktów, w województwie dolnośląskim 7 punktów pomiarowych, w lubuskim 5 i zachodniopomorskim 8 punktów pomiarowych. Ponadto analizowano zmiany w zakresie wskaźników jakości wody w rzece Kłodnicy (1 punkt pomiarowy) oraz w Kanale Gliwickim (początkowo 3, od września 4 punkty pomiarowe) i Kanale Kędzierzyńskim (1 punkt). Poniżej przedstawiono szczegółowe wyniki badań dla poszczególnych parametrów jakości wód.

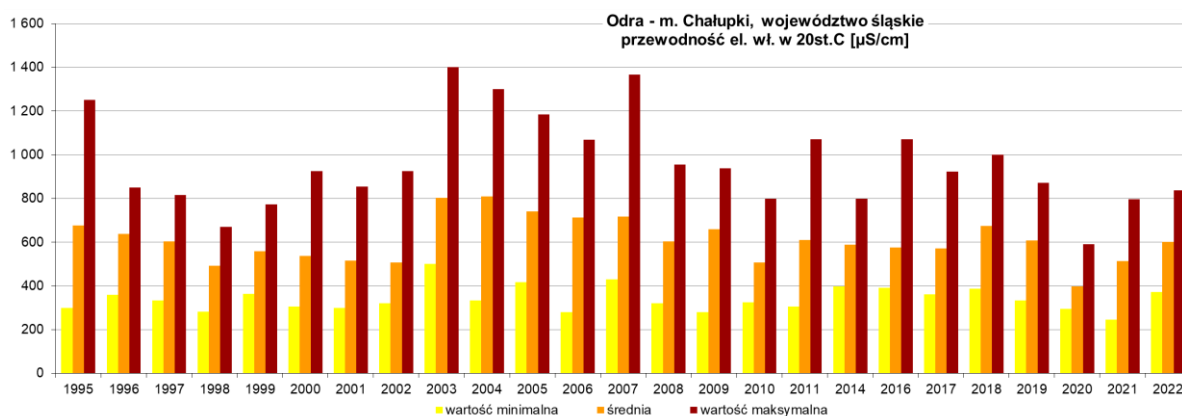
WARUNKI ZASOLENIA

W sierpniu 2022 r., przewodność elektrolityczna właściwa wody w niemal wszystkich badanych punktach w przypadku większości dokonanych pomiarów znacząco przekraczała wartości

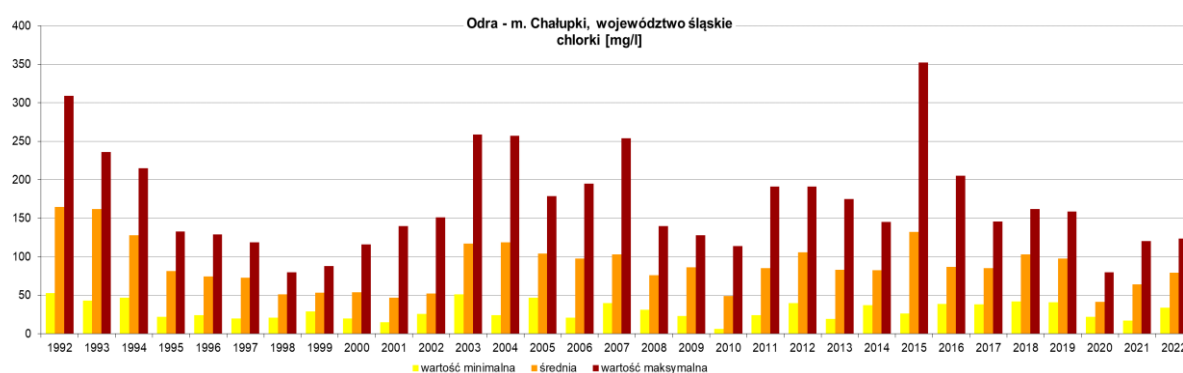
normatywne. Na wszystkich badanych stanowiskach najwyższą przewodność notowano w początkowym okresie pomiarów, na początku sierpnia, która przekroczyła poziom 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. W porównaniu z wartościami średnimi z wielolecia były to wartości wyższe. Na wartość przewodności elektrolitycznej w Odrze wpływa głównie stężenie chlorków, a ich stężenia w czasie i w poszczególnych punktach układały się podobnie jak wartości przewodności. Stężenia sodu i siarczanów wykazywały podobny przebieg zmian jak wartości przewodności elektrycznej.

PPK Odra w Chałupkach

Pierwszy punkt monitoringowy Odry na terenie Polski zlokalizowany jest na granicy z Republiką Czeską w Chałupkach. Jest to punkt z wieloletnią serią danych. W punkcie tym nie obserwowano wysokich wartości wskaźników zasolenia. Analiza danych z wielolecia 1992-2022 wykazała średni poziom przewodności 609 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wartość maksymalną 1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2003 rok) oraz minimalną wynoszącą 246 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2021 rok). W przypadku chlorków średnia wartość z wielolecia kształtowała się na poziomie 88 mg/l, wartość maksymalna 352 mg/l wystąpiła w 2015 roku, a wartości minimalne nie przekraczały 50 mg/l.



Wykres 1



Wykres 2

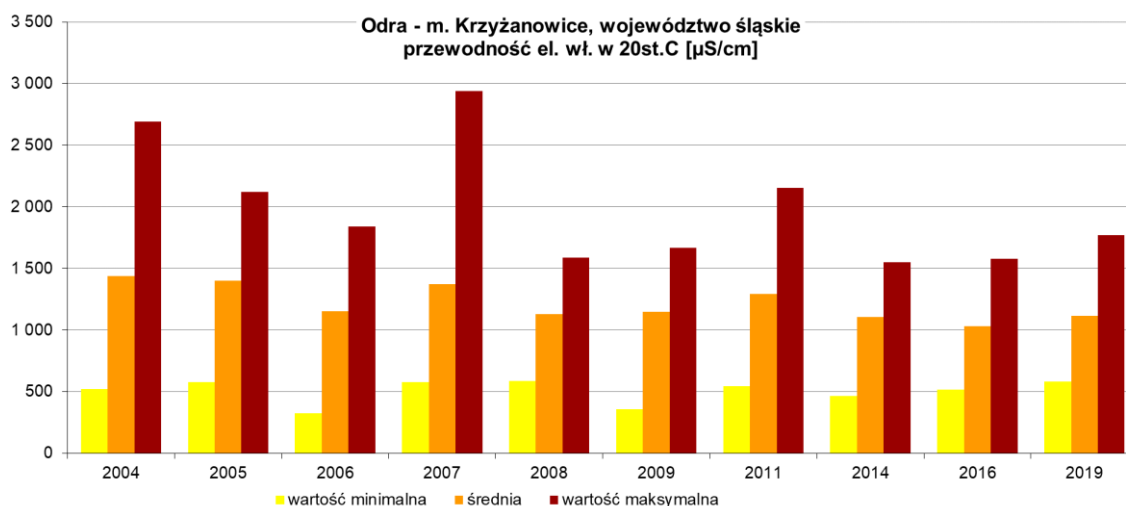
Badania inspekcyjne Odry w Chałupkach, w związku z katastrofą ekologiczną, od sierpnia 2022 r. do stycznia 2023 r. wykazały, iż wartości przewodności elektrolitycznej oscylowały wokół wartości średniej z wielolecia 1992-2022 wynoszącej 609 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Najwyższa wartość przewodności elektrolitycznej właściwej wynosząca 963 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wystąpiła dnia 20.08.2022 r. Na początku grudnia wartości przewodności były jeszcze wysokie, w granicach 700 – 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a od 27.12.2022

do 12.01.2023 r. zauważalny jest spadek wartości przewodności do poziomu 365 – 535 $\mu\text{S}/\text{cm}$, poniżej wartości granicznej dla II klasy wód powierzchniowych, wynoszącej 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dla typu wód RzN.

W okresie badań inspekcyjnych w 2022 r., stężenia chlorków osiągały wartości maksymalne 100 – 130 mg/l, na przemian z wartościami minimalnymi poniżej 60 mg/l. Wartości średnioroczne w okresie lat 1992 - 2022 zmieniały się w granicach od 42 mg/l (w 2020 r.) do 165 mg/l (w 1992 r.)

PPK Odra w Krzyżanowicach oraz Odra Ciechowice-Grzegorzowice

Wzrost stężeń wskaźników zasolenia w wodach Odry na terenie województwa śląskiego obserwowany jest od punktu pomiarowego w Krzyżanowicach i jest wynikiem odprowadzania wód dołowych z górnictwa węgla kamiennego. Poziom zasolenia w tym punkcie pomiarowym ustabilizował się od 2004 roku, wraz z uruchomieniem systemu retencyjno-dozującego „Olza”, za pomocą którego wody dołowe z kopalń zlokalizowanych w rejonie Jastrzębia-Zdroju i Rybnika odprowadzane są w sposób kontrolowany bezpośrednio do Odry. Średni poziom przewodności elektrolitycznej w wieloletiu 2004 – 2019 wynosił 1219 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Najwyższe maksymalne stężenie wystąpiło w 2007 roku i wynosiło 2940 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a minimalne w 2006 roku 326 $\mu\text{S}/\text{cm}$.



Wykres 3



Wykres 4

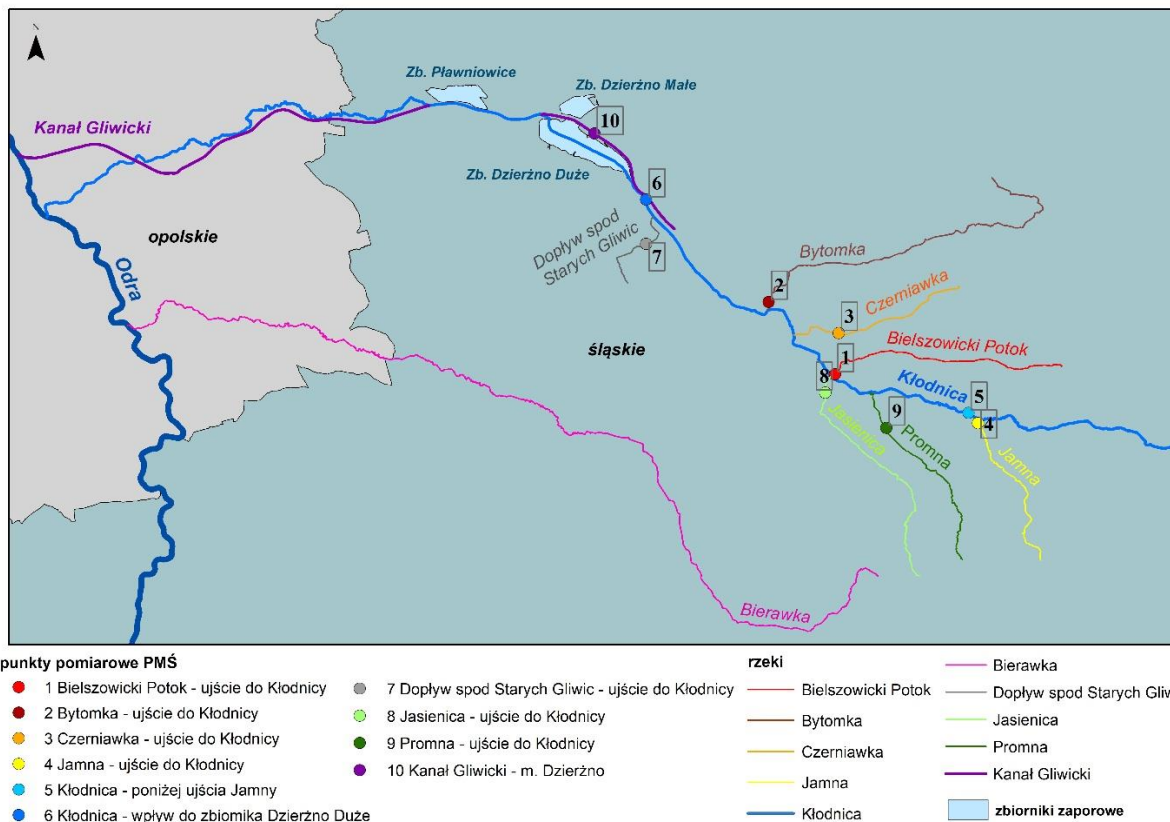
W związku z masowym śnięciem ryb badania inspekcyjne Odry prowadzono w punkcie pomiarowym Ciechowice-Grzegorzowice, zlokalizowanym w odległości ok. 15 km poniżej punktu monitoringowego w Krzyżanowicach. Na tym odcinku nie występują doły wód zasolonych. Ponieważ punkt ten umiejscowiony jest po doły wód dołowych z Kolektora Olza, ale jeszcze przed ujściem innych doły wód Odry, do których odprowadzane są wody dołowe, w tym Ruda (doły do Odry jeszcze w granicach województwa śląskiego), oraz Bierawka, Kłodnica i Kanał Gliwicki (doły do Odry w granicach województwa opolskiego). Wartości przewodności w przedmiotowym punkcie były wyższe od punktu pomiarowego w Chałupkach. Najwyższa wartość przewodności wynosząca 2270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wystąpiła 19.08.2022. Na początku grudnia 2022 r. przewodność osiągała wartości w granicach 1500–2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a od 27.12.2022 nastąpił spadek do poziomu 553-1030 $\mu\text{S}/\text{cm}$. W przypadku chlorków maksima osiągały 500 mg/l, natomiast minimalne wartości były na poziomie 100 mg/l.

Kolejne zrzuty wód dołowych z terenu województwa śląskiego, odprowadzane za pośrednictwem doły wód Odry: Rudy, Bierawki i Kłodnicy obserwowane są w punkcie pomiarowym Odra – miejscowość Kłodnica, zlokalizowanym na terenie województwa opolskiego.

Rzeka Ruda monitorowana była w 2022 r. w punkcie pomiarowym Ruda – ujście do Odry. Badania wykazały średnie wartości przewodności elektrolitycznej właściwej na poziomie 3365 $\mu\text{S}/\text{cm}$, chlorków na poziomie 1037 mg/l oraz siarczanów na poziomie 193 mg/l.

Kanał Gliwicki, Kłodnica i ich doły wód

Badania **przewodności elektrolitycznej właściwej** wykonywane były w 2021 roku w 9 punktach monitoringowych w zlewni Kłodnicy (rys. 2). Najwyższe wartości stwierdzono w **Bielszowickim Potoku** do 19 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. W Kanale Gliwickim przewodność elektrolityczna osiągnęła maksymalną wartość 4810 $\mu\text{S}/\text{cm}$.



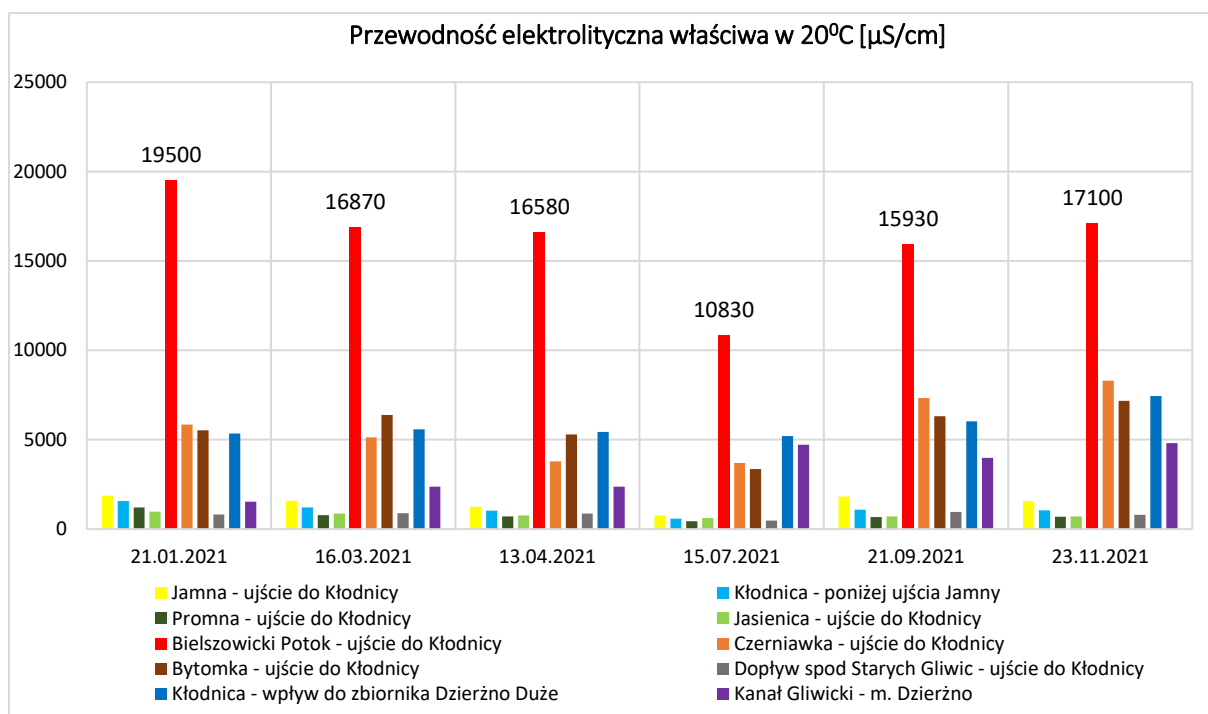
Rysunek 2. Lokalizacja punktów pomiarowych na Kanale Gliwickim, Kłodnicy i jej dopływach

Zanieczyszczenie wód Kłodnicy (i jej dopływów: Potok Bielszowski, Czarniawka i Bytomka), w szczególności związane z zasoleniem, spowodowane jest odprowadzaniem do jej zlewni dużych ładunków zanieczyszczeń z kopalń węgla kamiennego. Wody rzeki Kłodnicy są głównym źródłem zasilania Kanału Gliwickiego, dlatego poziom zasolenia jego wód na początkowym odcinku niewiele się zmienia, w odniesieniu do wód Kłodnicy. Warunki hydrologiczne Kanału Gliwickiego są kształtowane przez 6 śluz (3 w województwie śląskim i 3 w opolskim), co powoduje, że przepływ wód nie jest swobodny, i okresowo w Kanale Gliwickim panują warunki zbliżone do zbiorników wody stojącej.

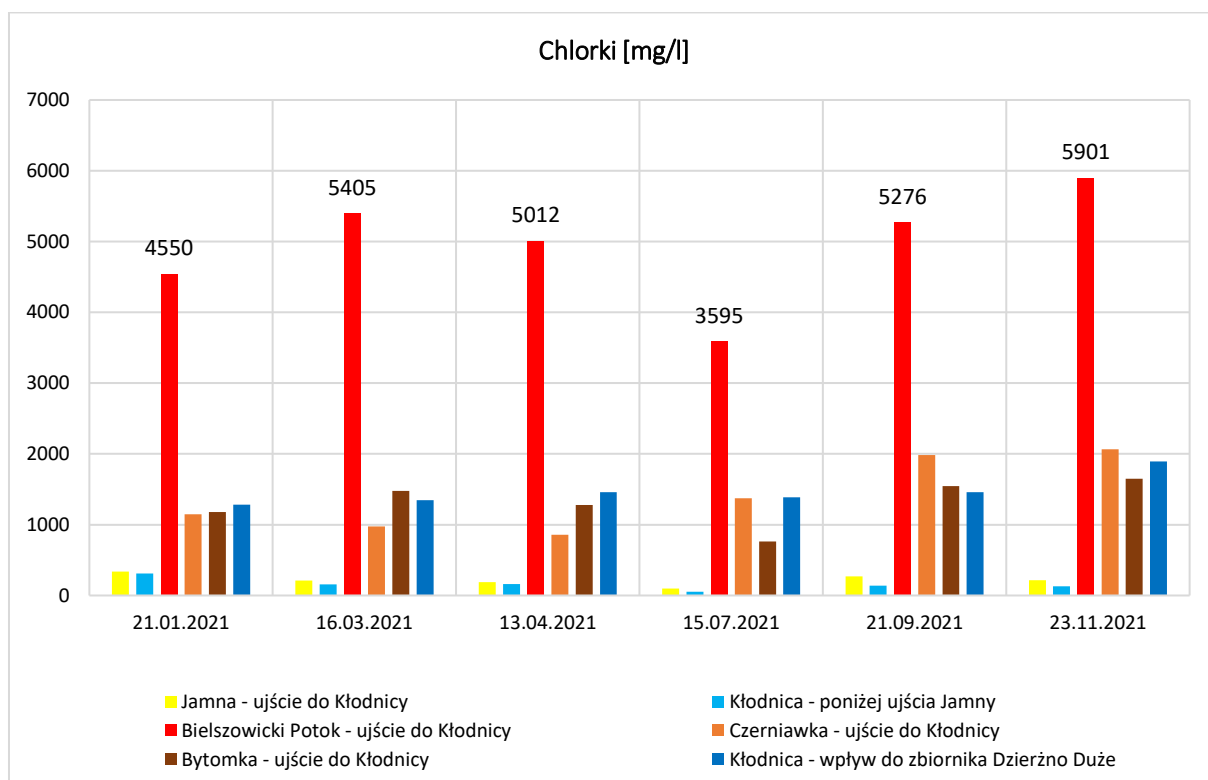
Na warunki hydrologiczne Kanału Gliwickiego mają też wpływ zlokalizowane w jego zlewni zbiorniki zaporowe: Dzierżno Duże, Dzierżno Małe, Pławniowicki, które pełnią m.in. funkcje retencyjne i przeciwpowodziowe. Na odcinku pomiędzy zbiornikami, Kłodnica i Kanał Gliwicki stanowią jeden ciek wodny, który rozdziela się poniżej zbiornika Pławniowice.

W 2021 roku badania siarczanów i chlorków w ramach pmś w zlewni Kłodnicy i Kanału Gliwickiego prowadzone były w 6 następujących punktach pomiarowych: Kłodnica poniżej ujścia Jamny, Jamna ujście do Kłodnicy, Bielszowski Potok ujście do Kłodnicy, Czarniawka ujście do Kłodnicy, Bytomka ujście do Kłodnicy, Kłodnica – wpływ do zbiornika Dzierżno.

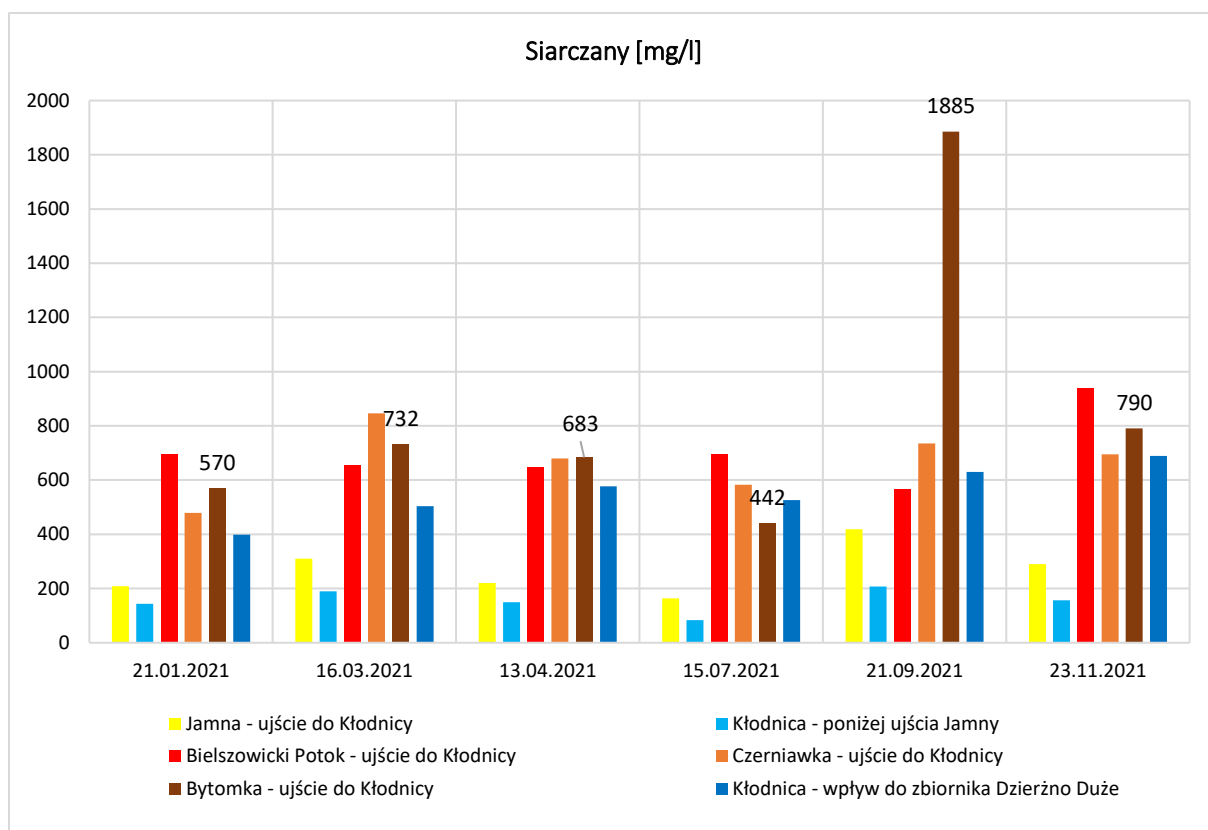
W 2021 roku najwyższe stężenia chlorków stwierdzono w Bielszowskim Potoku i dochodziły do 5900 mg/l, natomiast siarczanów w Bytomce, gdzie wartości dochodziły do 1885 mg/l.



Wykres 5



Wykres 6



Wykres 7

PPK Kłodnica – wpływ do zbiornika Dzierżno Duże oraz Kłodnica na wysokości Mariny

Punktem zamykającym zlewnię Kłodnicy na terenie województwa śląskiego jest Kłodnica – wpływ do zbiornika Dzierżno Duże. Wieloletnie badania monitoringowe prowadzone w tym punkcie w okresie 1995 – 2021 wykazały średnie wartości przewodności elektrolitycznej na poziomie 6562 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wartość maksymalna 12 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wystąpiła w 2015 roku, a minimalna 1031 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 1997. Średnia wartość chlorków w tym okresie wynosiła 1726 mg/l, wartość maksymalna 3700 mg/l (2015 rok), a minimalna 192 mg/l (1997 rok).

W 2022 r. badania inspekcyjne wód Kłodnicy prowadzono w Gliwicach na wysokości Mariny. Wyniki pomiarów przewodności elektrolitycznej w tym punkcie były bardzo wysokie i jednocześnie zróżnicowane, od 1953 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (22.08.2022) do 8370 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (21.11.2022 r.), przy normie średniorocznej dla przewodności wynoszącej dla tego typu wód 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Stężenia chlorków w tym okresie były bardzo zróżnicowane, od wartości 459 mg/l (22.08.2022 r.) do 2279 mg/l (24.11.2022 r.).

PPK Kanał Gliwicki – m. Dzierżno oraz Kanał Gliwicki, Pyskowice

Kanał Gliwicki na terenie województwa śląskiego monitorowany jest w punkcie pomiarowym w miejscowości Dzierżno. Badania w tym punkcie są prowadzone od 2008 roku. Wyniki badań z wielolecia 2008 – 2021 wykazały wartości wskaźników zasolenia na poziomie: średnia wartość przewodności elektrolitycznej 5412 $\mu\text{S}/\text{cm}$, maksymalna 9980 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2015 rok), minimalna 367 $\mu\text{S}/\text{cm}$

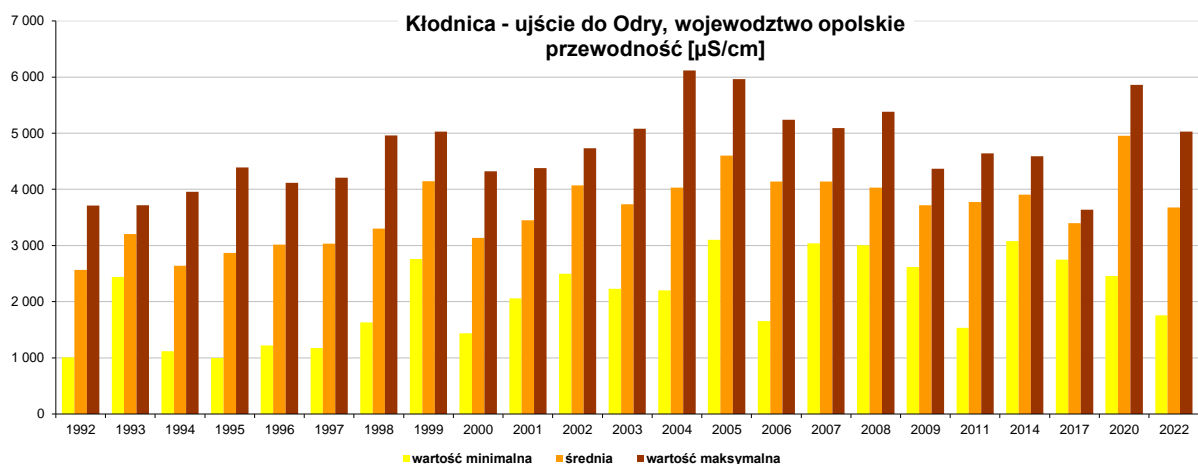
(2012 rok), średnia wartość chlorków na poziomie 1527 mg/l, maksymalna 3100 mg/l (2012 rok), minimalna 66 mg/l (2012 r.).

Kanał Gliwicki, w ramach działań inspekcyjnych od sierpnia 2022 r., badany był w 3 punktach położonych kolejno wzdłuż biegu cieku: Gliwice Marina, Pyskowice oraz Rudziniec. Najwyższa wartość przewodności wód Kanału Gliwickiego wystąpiła w Pyskowicach dnia 5.12.2022 r. i wyniosła 7460 $\mu\text{S/cm}$. W przypadku punktu w Rudzińcu, wyniki są bardzo zmienne w granicach 822-4730 $\mu\text{S/cm}$, na co mogły mieć wpływ upusty wody ze zbiorników zaporowych zlokalizowanych w zlewni Kanału Gliwickiego i Kłodnicy (wahania wartości stężeń).

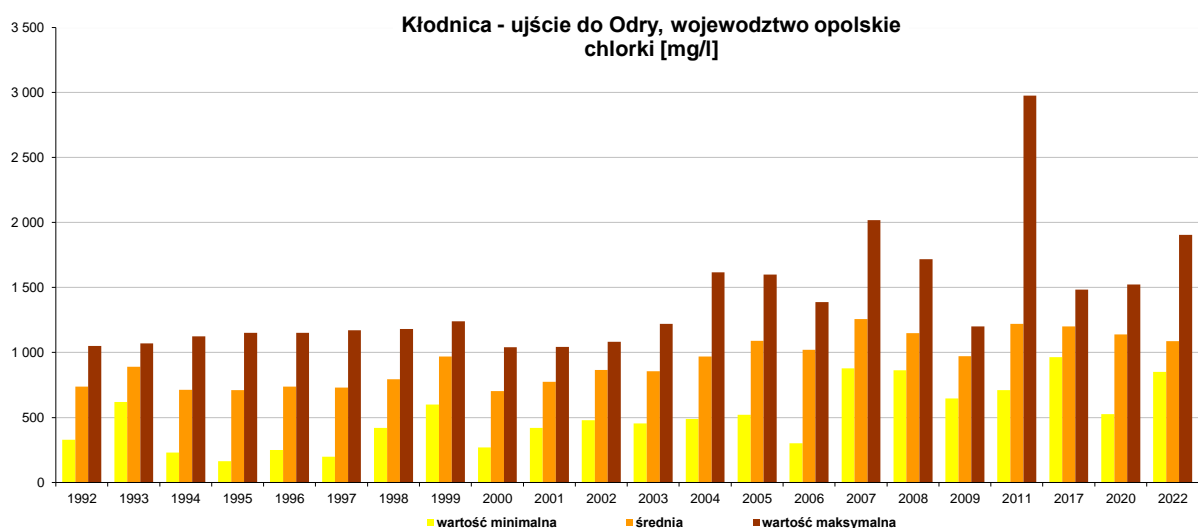
Stan jakości rzeki Odry po dopływie wszystkich wód dołowych z kopalń węgla kamiennego, odprowadzanych z terenu województwa śląskiego poprzez kolektor Olza, rzekę Rudę, Bierawkę, Kłodnicę oraz Kanał Gliwicki można ocenić w punkcie: Odra - Obrowiec, na terenie województwa opolskiego.

PPK Kłodnica – ujście do Odry

W ppk Kłodnica – ujście do Odry w okresie od 1992 do 2022 przewodność była przekraczana w stosunku do obowiązujących w tym czasie norm. Najwyższą wartość tego wskaźnika odnotowano w roku 2004 – 6120 $\mu\text{S/cm}$, niewiele mniejsza wystąpiła w latach 2005 – 5965 $\mu\text{S/cm}$ oraz 2020 – 5864 $\mu\text{S/cm}$. Przy czym w 2020 r. wysokie wartości przewodności, występowały przez cały rok (średnia roczna – 4955 $\mu\text{S/cm}$). Wyniki badań wskaźników zasolenia z 2022 r. nie odbiegały znacząco od poprzednich lat. Wyniki chlorków z lat 1992 – 2022 pokazują, że podobnie jak przewodność, wartości stężeń tego wskaźnika w ppk Kłodnica – ujście do Odry są przekraczane w każdym roku (średnia roczna – 317 mg/l). Najwyższa wartość stężenia chlorków wystąpiła w 2011 r. – 2976 mg/l. Dla obu wskaźników obserwowana jest tendencja wzrostowa w wieloleciu. Zasolenie wód Kłodnicy, będące wynikiem działalności górniczej w województwie śląskim, wpływa na jakość wód rzeki na terenie województwa opolskiego. Nie są to już tak wysokie wartości przewodności czy chlorków, jak w województwie śląskim, jednak w dalszym ciągu dużo powyżej obowiązujących w okresie 1992-2022 norm. Średnie wartości przewodnictwa i chlorków w wieloleciu 1992-2022 w ppk na ujściu Kłodnicy do Odry wynosiły: PEW 3633 $\mu\text{S/cm}$, chlorki 936 mg/l. W punkcie zamykającym zlewnię Kłodnicy na terenie województwa śląskiego (Kłodnica – wpływ do zbiornika Dzierżno Duże) średnie wartości przewodności elektrolitycznej kształtowały się na poziomie 6562 $\mu\text{S/cm}$, a chlorków 1726 mg/l (1995 – 2021).



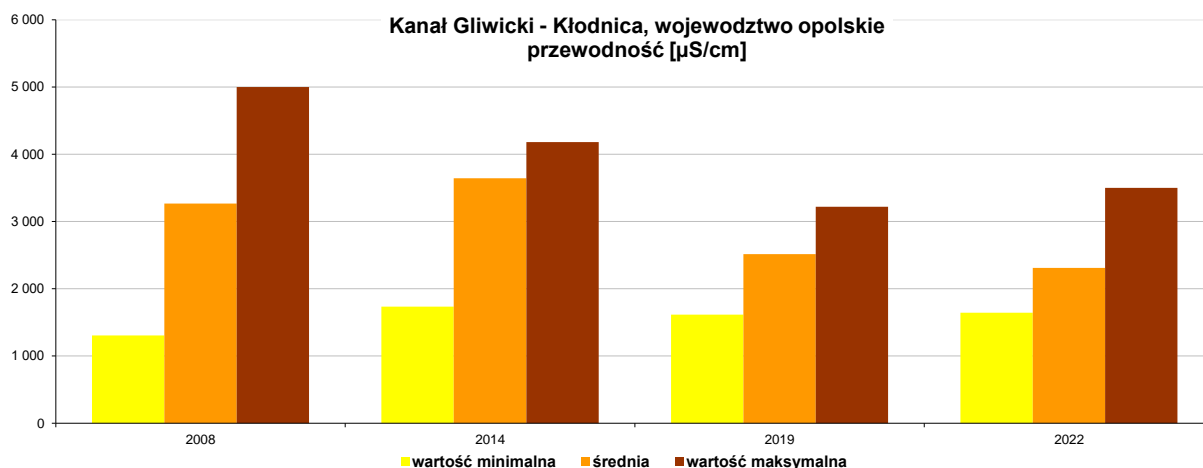
Wykres 8



Wykres 9

Punkt pomiarowo-kontrolny Kanał Gliwicki - Kłodnica, ujście do Odry

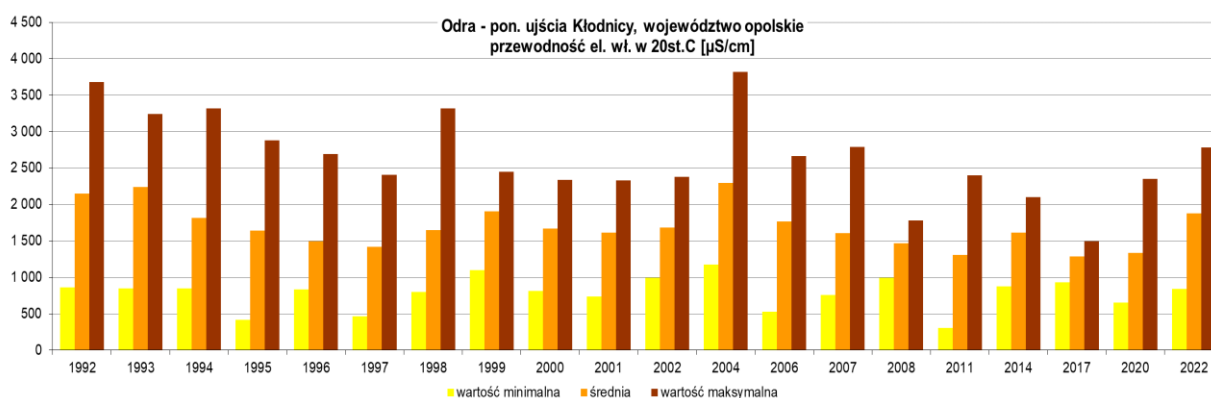
Analogicznie jak dla Kłodnicy, poziom zasolenia wód w Kanał Gliwickim, który na terenie województwa opolskiego jest osobnym ciekim (rozdział Kłodnicy na rzekę i kanał znajduje się powyżej granicy z województwem śląskim) był wysoki i odzwierciedlał wpływ zasolonych kopalnianych wód na jakość wód w kanale. W ppk kontrolowanym na ujściu do rzeki Odry wartości wskaźnika przewodność w latach 2008 – 2022 kształtowały się na wysokim poziomie. Najwyższa wartość wystąpiła w roku 2008 – 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Wyniki średnioroczne dla wszystkich lat z opisywanego okresu były przekroczone, przy czym widoczna jest tendencja spadkowa w wieloleciu.



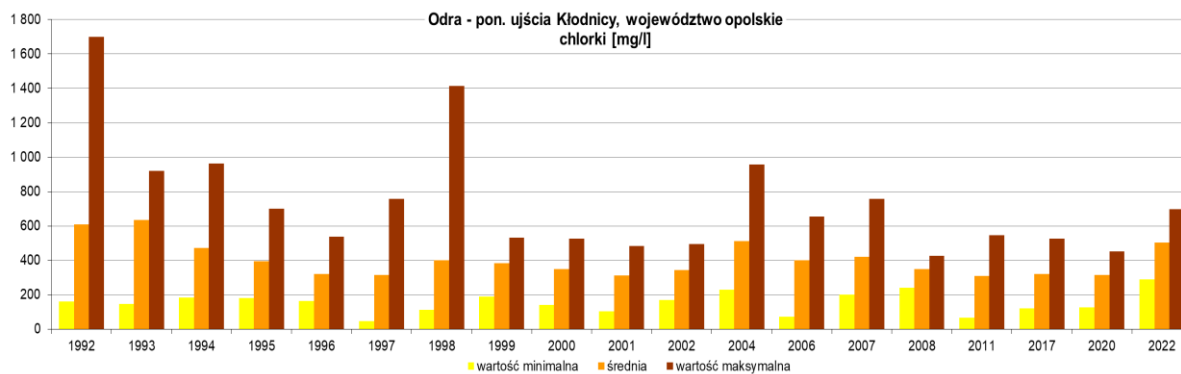
Wykres 10

PPK Odra - Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy

W ppk Odra – Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy najwyższe zanieczyszczenie w zakresie wskaźników zasolenia mierzone przewodnością wystąpiło w 2004 roku – 3820 μS/cm. W całym okresie badawczym przewodność charakteryzowały wysokie wartości. W 2022 r. wartość średnioroczna była wyższa w stosunku do ostatnich badań z 2020 roku, jednak nie przekroczyła najwyższej średniorocznej z 2004 r. Zawartość chlorków w wodach Odry w ppk poniżej ujścia Kłodnicy w całym analizowanym okresie kształtowały się na wysokim poziomie, przekraczającym granicę stanu dobrego. W 2022 zanieczyszczenie wód Odry w zakresie chlorków było wyższe niż w 2020 r., jednak nie odbiegało znacząco od badań przeprowadzonych w poprzednich latach. Zarówno w przypadku przewodności, jak i stężenia chlorków obserwowana jest tendencja spadkowa w wieloleciu.

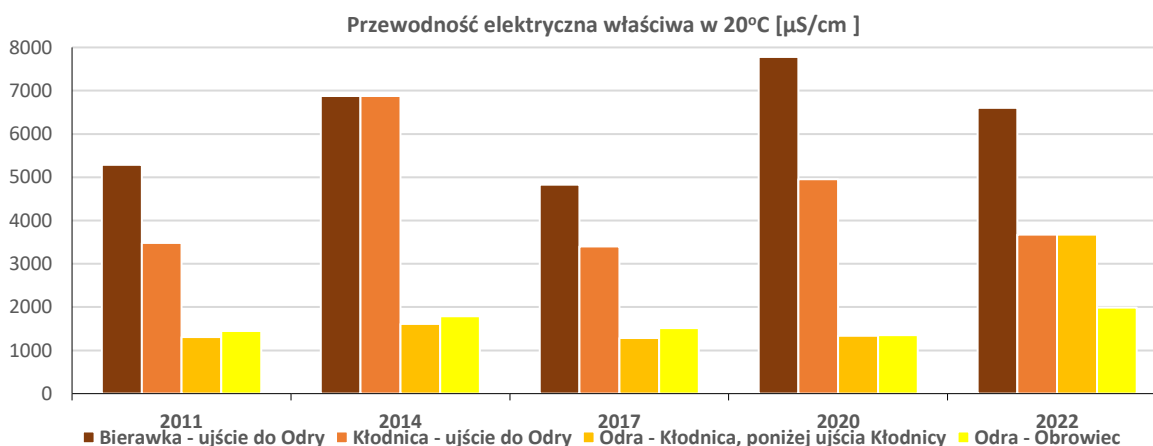


Wykres 11



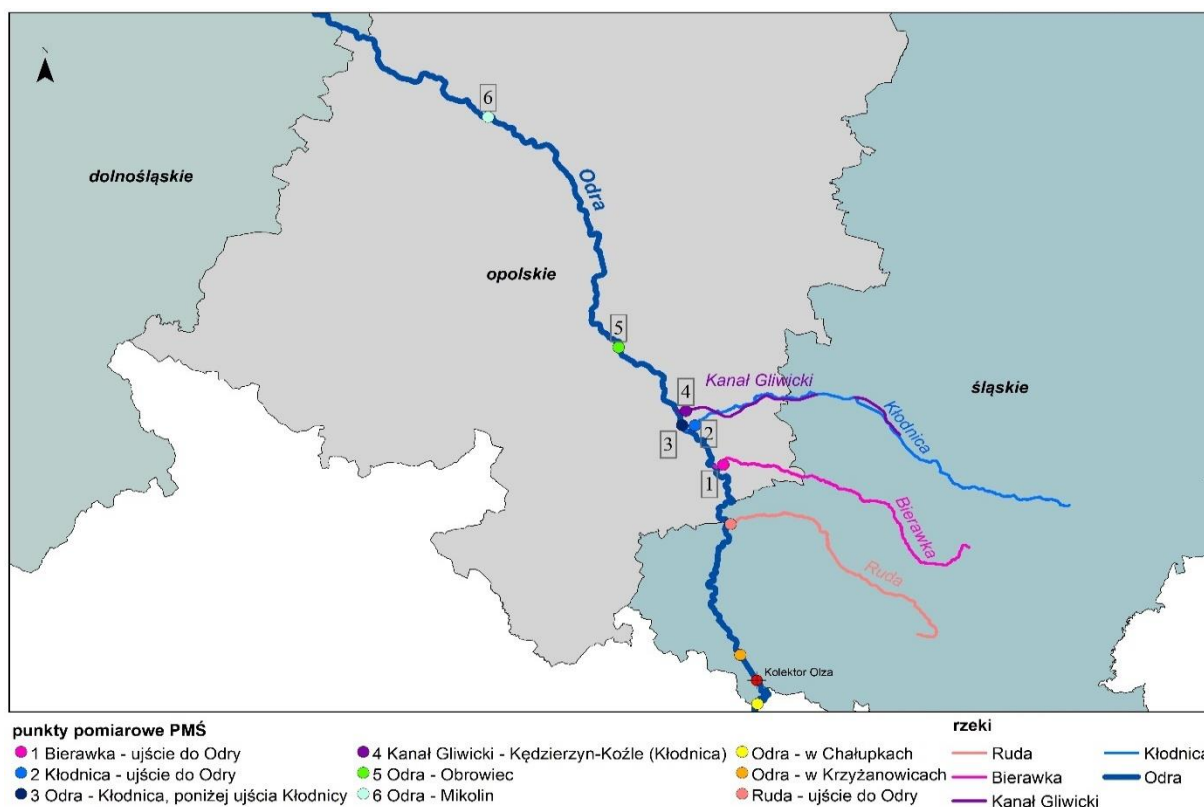
Wykres 12

W województwie opolskim badania wód powierzchniowych przeprowadzone w 2022 r. w ramach pmś oraz badania inspekcyjne, zlecone do wykonywania od dnia 5.08.2022 r. wskazują na negatywny wpływ cieków płynących z województwa śląskiego, jak również opolskich miejscowości przemysłowych, z których ścieki odprowadzane są do Odry (Kędzierzyn-Koźle, Zdzieszowice, Krapkowice, Opole, Brzeg). W 2022 r. badania monitoringowe prowadzone były na Odrze w 4 punktach pomiarowo-kontrolnych oraz w ppk zlokalizowanych na ujściowych odcinkach Bierawki, Kłodnicy i Kanału Gliwickiego. Wyniki tych badań nie odbiegają od wartości mierzonych w latach poprzednich. Na wykresie poniżej przedstawiono porównanie średnich wartości przewodności z lat 2011, 2014, 2017, 2020 i 2022 w ppk zlokalizowanych na Bierawce, Kłodnicy i Odrze.



Wykres 13

Badania zlecone przez WIOŚ w Opolu prowadzone były od 5.08.2022 r. w 5 punktach na Odrze oraz po 1 punkcie na Kanale Gliwickim i Kanale Kędzierzyńskim (rys. 3), zlokalizowanych poniżej zrzutu ścieków (są to inne punkty niż monitoringowe).



Rysunek 3. Lokalizacja punktów pomiarowych na Odrze i jej dopływach województwi śląskim i opolskim

Wyniki tych badań wskazują na zanieczyszczenie wód opolskiego odcinka Odry i kanałów szczególnie w dniach, kiedy był niski stan wód, tj. 12-22 sierpnia 2022 r. W ppk Kanał Gliwicki – Ujazd wskaźnik przewodności wzrósł gwałtownie z poziomu 974 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dnia 11.08.2022 r. do 4280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ następnego dnia w punkcie Odra – Utrata, zlokalizowanym poniżej granicy z województwem śląskim, poniżej ujścia Bierawki, maksymalna wartość 2910 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wystąpiła 19.08.2022 r., po czym wystąpił spadek do 661 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w dn. 22.08.2022 r. Podobnie kształtowały się wskaźniki zasolenia w pozostałych ppk zlokalizowanych na Odrze (m. Rogów Opolski, m. Wróblin, m. Chróścice, m. Lipki). W ppk monitoringowych wysokie wartości wskaźników zasolenia wystąpiły w lipcu i sierpniu. Wrześniowe wyniki z monitoringu wskazują na rosnący trend badanych wskaźników. Nie są to jednak tak wysokie wartości, jak w okresie 12-22.08.2022 r., kiedy nie było opadów deszczu.

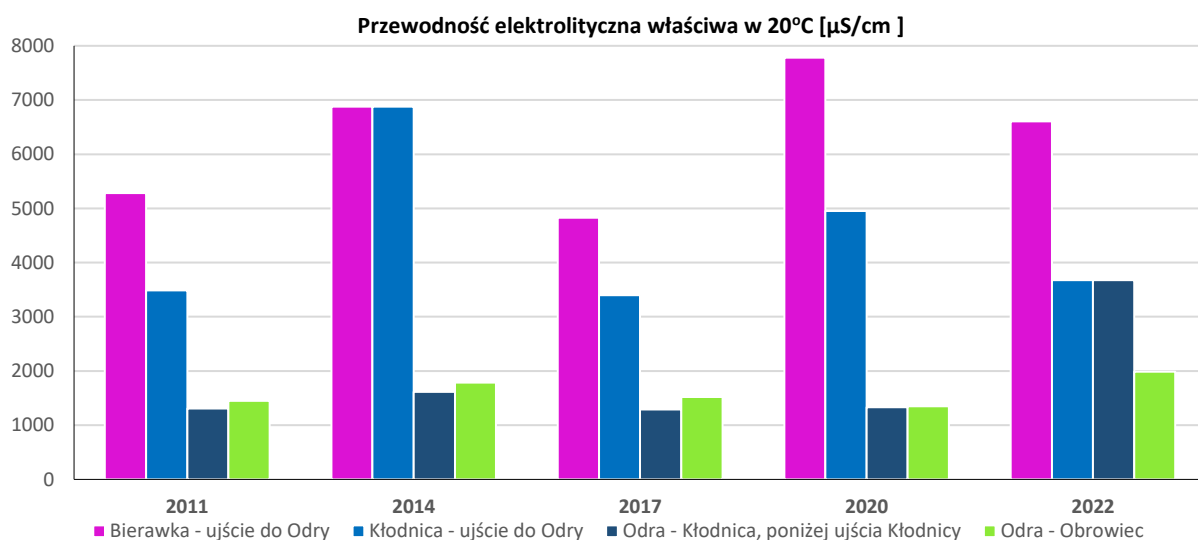
Wyniki badań z 2022 r. przeprowadzone w ramach pmś wskazują na znaczne zasolenie wód **Bierawki** w stosunku do pozostałych cieków (Kłodnicy, Kanału Gliwickiego i Odry), mierzone wartości przewodności. Szczególnie wysoką wartość przewodności odnotowano w drugiej połowie lipca (**11030 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – 20.07.2022 r.**). Już w maju zaznaczył się znaczący wzrost zasolenia wód Bierawki (7230 $\mu\text{S}/\text{cm}$). W 2022 r. wartość przewodności zawierała się w przedziale **od 4415 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (kwiecień) do 11 030 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (lipiec)**. Brak jest wyników badań z sierpnia. W późniejszym okresie wartości były niższe od notowanych w lipcu, oscylując w zakresie 5630-8180 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Średnia wartość przewodności z roku 2022 wyniosła 6607 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Wyniki badań **Kłodnicy** w zakresie przewodności kształtowały się w granicach **1758 $\mu\text{S}/\text{cm}$** w styczniu **do 5030 $\mu\text{S}/\text{cm}$** na początku października. Średnia wartość przewodności z 2022 r. nie odbiegała od średnich wartości z poprzednich lat badań (3677 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

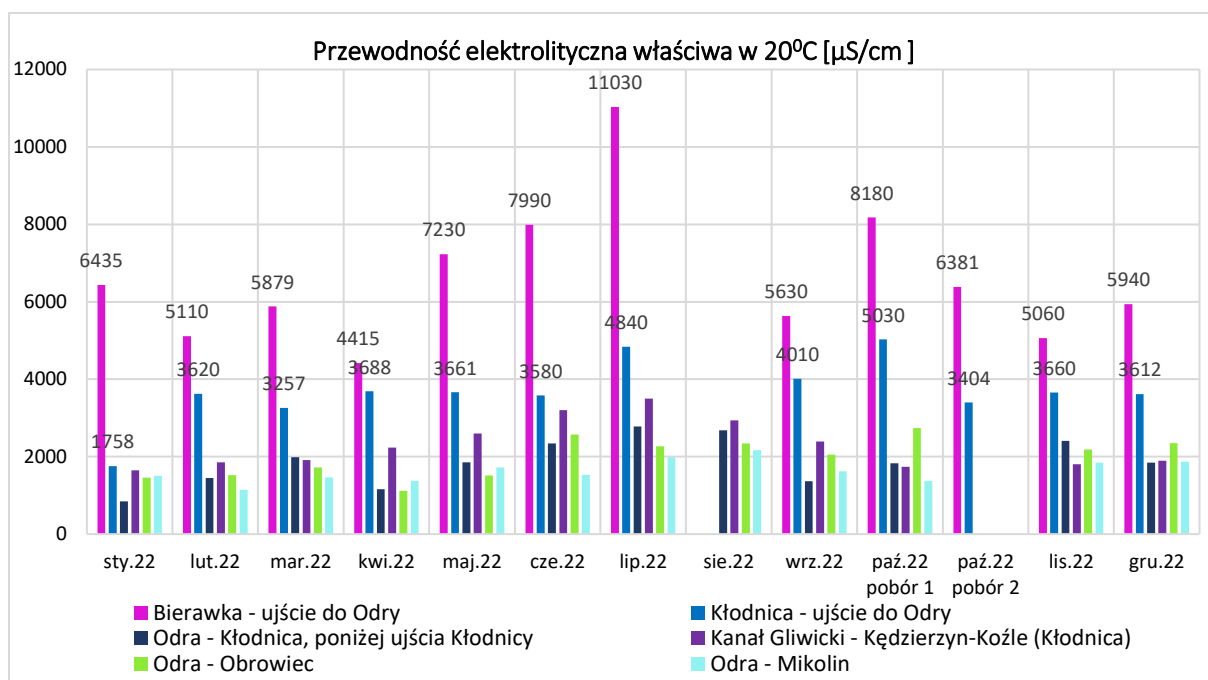
Zasolenie wód **Kanału Gliwickiego** na terenie województwa opolskiego w 2022 r. mieściło się w granicach **1645 $\mu\text{S}/\text{cm}$** (styczeń) **do 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$** (lipiec).

Wyniki badań wód Odry z 2022 r. kształtowały się na znacznie niższym poziomie w porównaniu do wyników badań Bierawki i Kłodnicy. W ppk Odra-Kłodnica, po dopływie słonych wód ze Śląska, wartości przewodności miesiły się w przedziale **844 $\mu\text{S}/\text{cm}$** w styczniu **do 2780 $\mu\text{S}/\text{cm}$** w lipcu 2022 r. Lipcowe wyniki przewodności wskazują, że w tym czasie decydujący wpływ na jakość wód Odry miały ciekły śląskie - poziom zanieczyszczenia wód Odry zmniejszał się wraz z biegiem rzeki od ppk Odra-Kłodnica, poprzez ppk Odra-Obrowiec po ppk Odra-Mikolin (poniżej Opola).

Średnie wartości przewodności w 2022 r. wynosiły: **Odra – Kłodnica** - 3677 $\mu\text{S}/\text{cm}$; **Odra – Obrowiec** – 1987 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

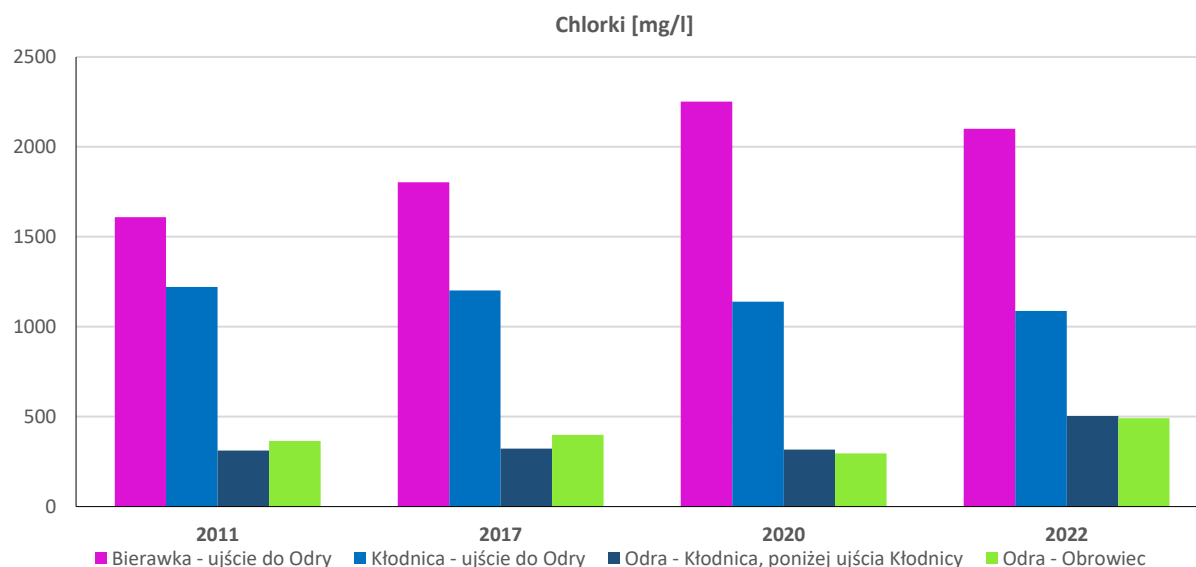


Wykres 14

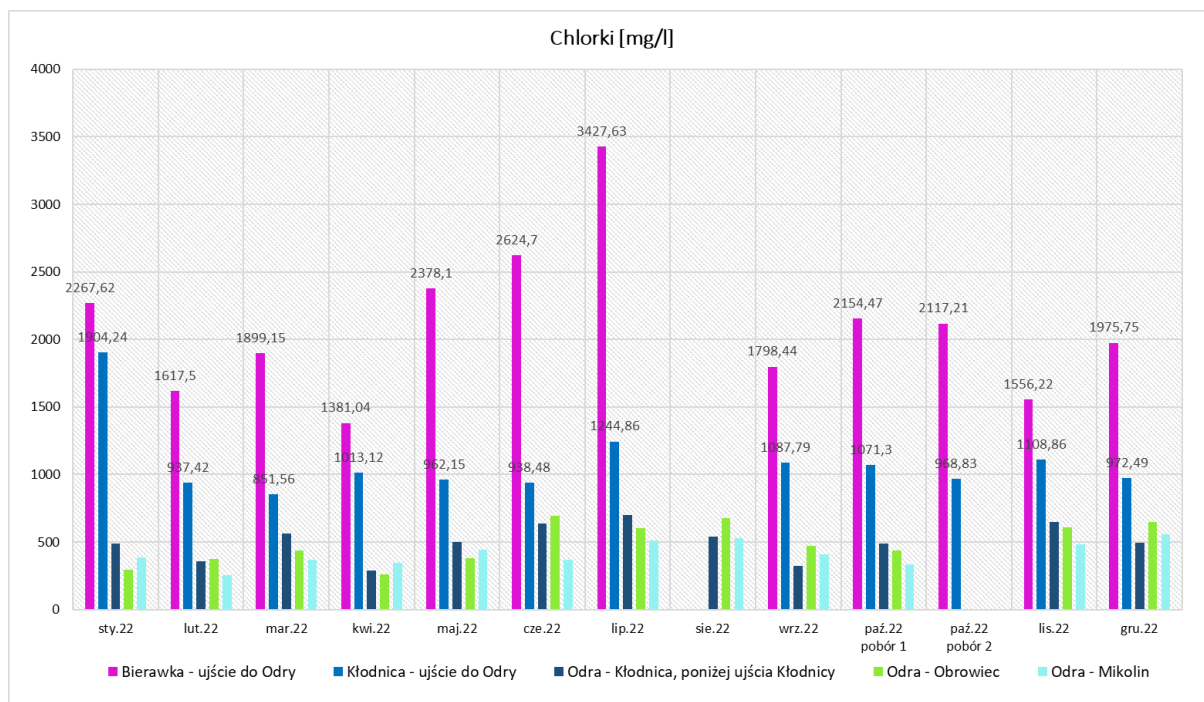


Wykres 15

Analogicznie jak w przypadku przewodności, widać zależności zawartości chlorków w wodach badanych w poprzednich latach. Na wykresach poniżej przedstawiono porównanie średnich wartości chlorków z lat 2011, 2017, 2020 i 2022 oraz zmienność w 2022 r. w ppk zlokalizowanych na Bierawce, Kłodnicy i Odrze. Najwyższe stężenia chlorków wystąpiły w wodach Bierawki (maksymalne stężenie chlorków 3428 mg/l w lipcu, średnia z 2022 r. - 2100 mg/l) w porównaniu do pozostałych analizowanych punktów: na Kłodnicy oraz na Odrze (średnie z 2022 r.: od 417 w ppk Odra – Mikolin do 503 mg/l w ppk Odra – Kłodnica).

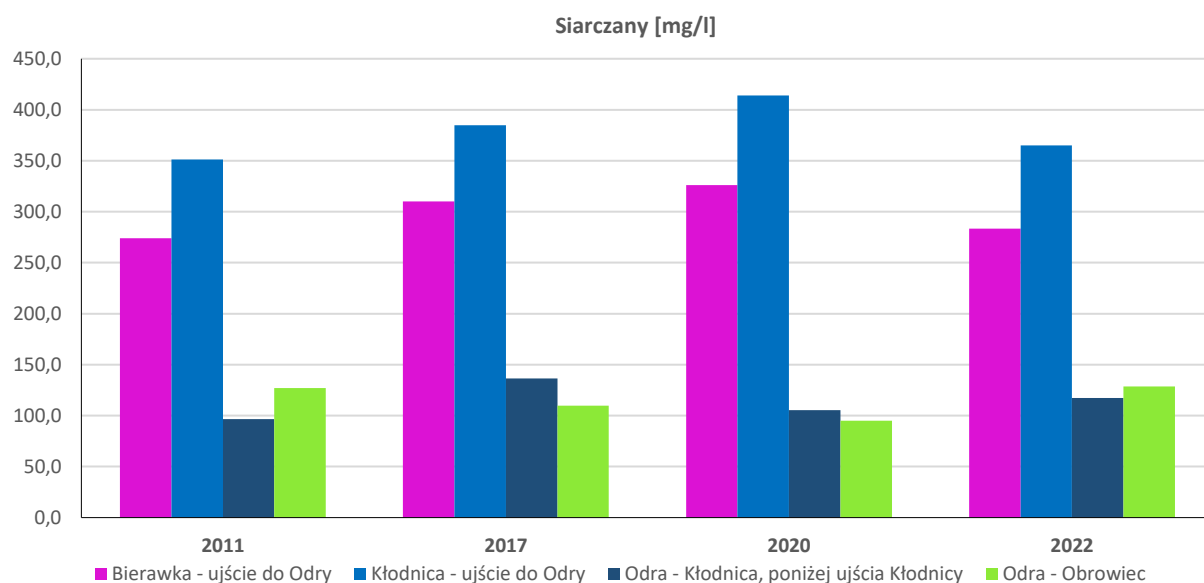


Wykres 16

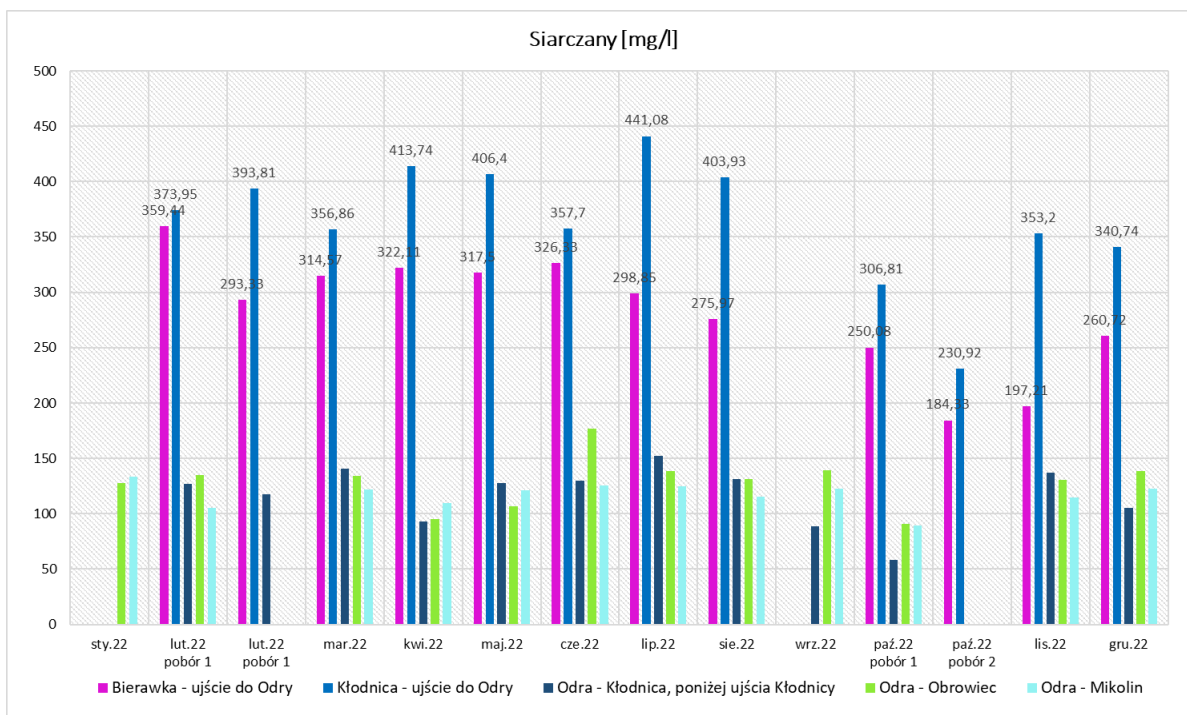


Wykres 17

Na wykresie przedstawiono porównanie średnich wartości siarczanów z lat 2011, 2017, 2020 i 2022 oraz zmienność w 2022 r. w ppk zlokalizowanych na Bierawce, Kłodnicy i Odrze. Zawartość siarczanów w wodach monitorowanych w 2022 r. była najwyższa w Kłodnicy (maksymalne stężenie siarczanów 441,1 mg/l w lipcu 2022 r., średnia 364,9 mg/l). W Bierawce zanotowano mniejszy poziom zanieczyszczenia siarczanami w porównaniu do Kłodnicy oraz znacznie niższy poziom w Odrze (117,2 mg/l w ppk Odra – Mikolin, 128,6 mg/l w ppk Odra – Obrowiec).



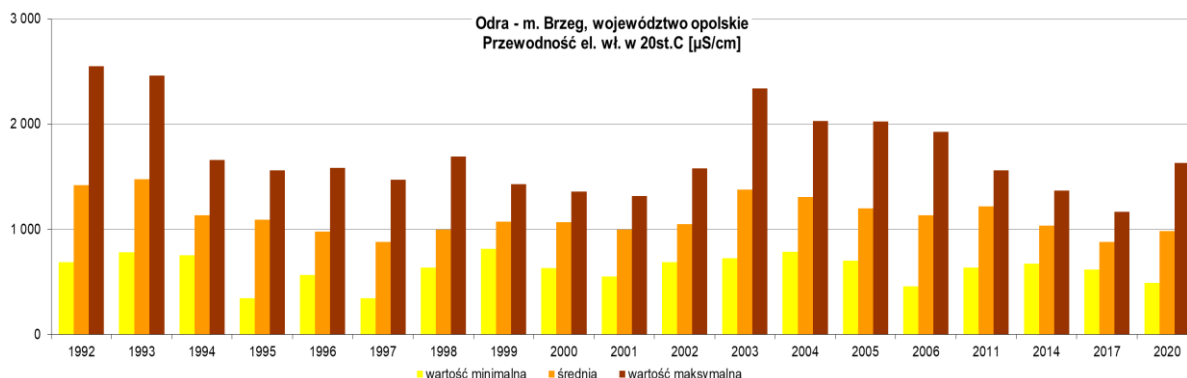
Wykres 18



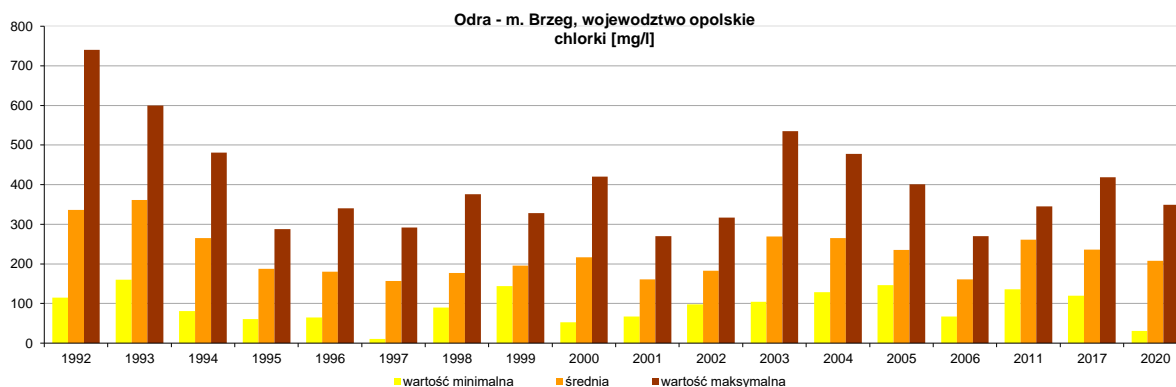
Wykres 19

PPK Odra - Brzeg

Wody rzeki Odry, badane w ramach monitoringu w Brzegu, poniżej ujścia Nysy Kłodzkiej oraz Osobłogi, blisko granicy z województwem dolnośląskim, charakteryzuje dużo mniejsze zasolenie, niż w pozostałych ppk zlokalizowanych na Odrze, w zakresie przewodności i chlorków. W analizowanym okresie 1992-2020 obserwowana jest tendencja spadkowa obu wskaźników, a wartości dla przewodności oscylowały w przedziale 879 – 1476 $\mu\text{S}/\text{cm}$, natomiast dla chlorków 157 – 269 mg/l.



Wykres 20



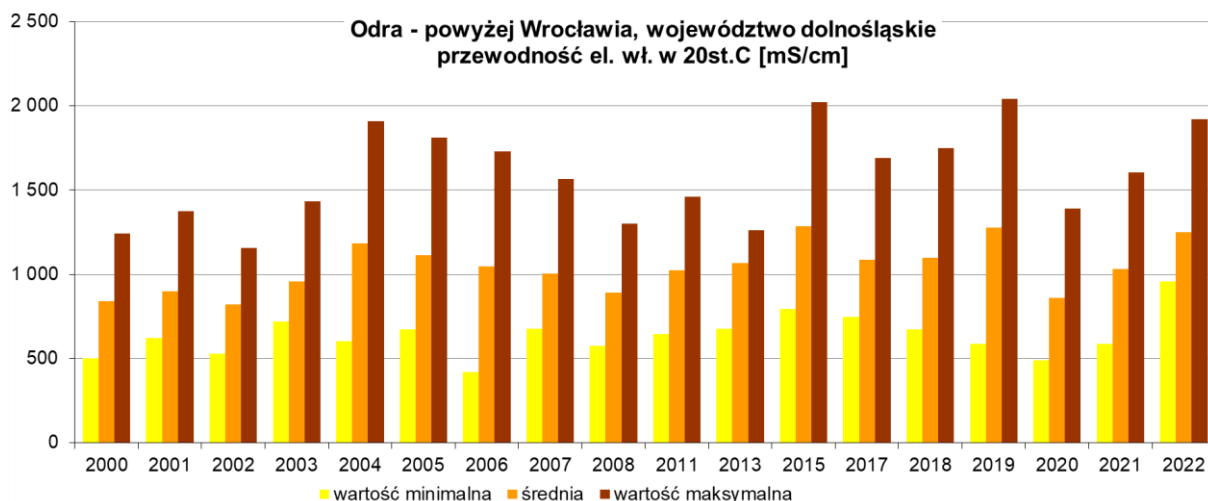
Wykres 21

Obserwowany od lat w wynikach badań monitoringowych wysoki poziom zasolenia opolskiego odcinka Odry, wynika w głównej mierze z zanieczyszczeń niesionych przez śląskie dopływy: Bierawkę (w zakresie chlorków) oraz Kłodnicę (w zakresie siarczanów). Opolskie miasta przemysłowe: Kędzierzyn-Koźle, Zdzeszowice, Opole i Brzeg w znacznie mniejszym stopniu przyczyniają się do zasolenia wód Odry na terenie województwa opolskiego, przy czym najwyższy udział ma powiat m. Opole. Liczne budowle hydrotechniczne na opolskim odcinku skutecznie blokują swobodny przepływ wody w rzece, przez co, przy wysokich temperaturach latem oraz niskich stanach wody i braku opadów deszczu, istnieją korzystne warunki do rozwoju organizmów fitoplanktonowych. Układ hydrologiczny rzek w zlewni opolskiej Odry sprawia, że jej wody poniżej Opola są zasilane dużymi dopływami (Mała Panew, Nysa Kłodzka, Stobrawa), przez co poprawiają się wskaźniki jakości wód kontrolowane poniżej tych dopływów.

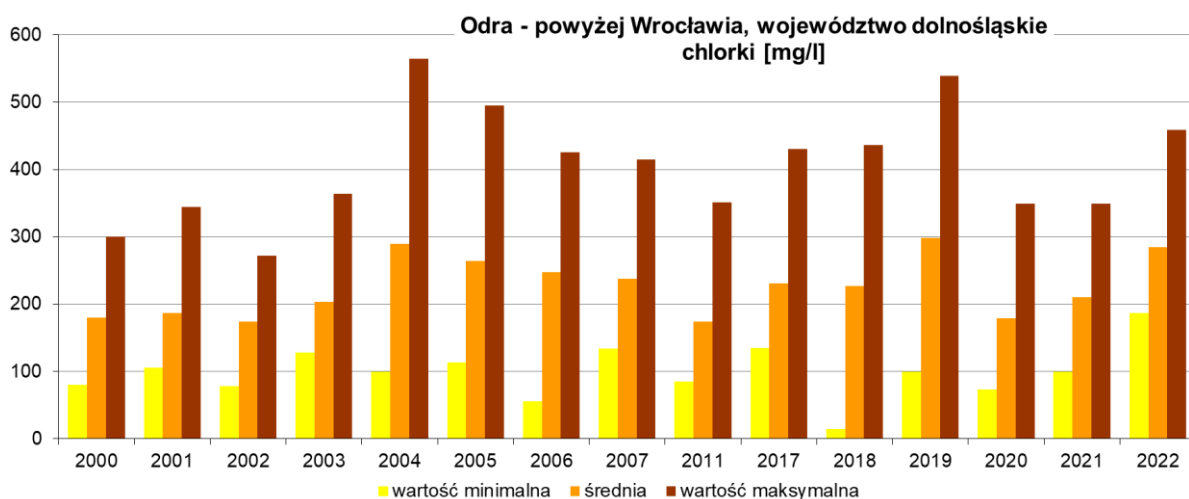
PPK Odra - powyżej Wrocławia

Szczegółowa analiza wyników stężeń stwierdzonych dla wskaźników jakości wód w punkcie Odra – powyżej Wrocławia wykazała, podobnie jak w latach wcześniejszych, podwyższone wartości przewodności, substancji rozpuszczonych, siarczanów, chlorków, magnezu oraz związków azotu (azot ogólny i azot azotanowy). Nie stwierdzono podwyższonych stężeń metali ciężkich. W latach poprzednich w analizowanym punkcie również przekroczone były wartości dobrego stanu wód dla ww. wskaźników.

Poniżej przedstawiono rozkład stężeń minimalnych, maksymalnych i średnich w latach 2000-2022 dla chlorków i wielkości przewodności (na podstawie danych pmś). Wartości w 2022 r. nie odbiegały znacząco od notowanych w latach wcześniejszych (szczególnie suchych), jednakże wystąpił wzrost wartości w porównaniu do dwóch ostatnich lat.

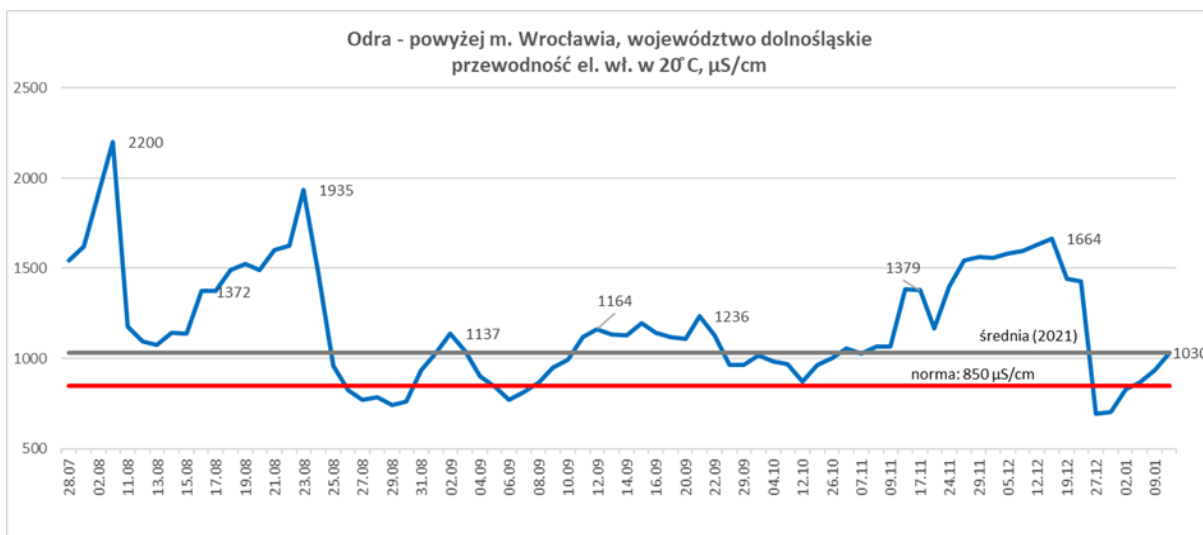


Wykres 22

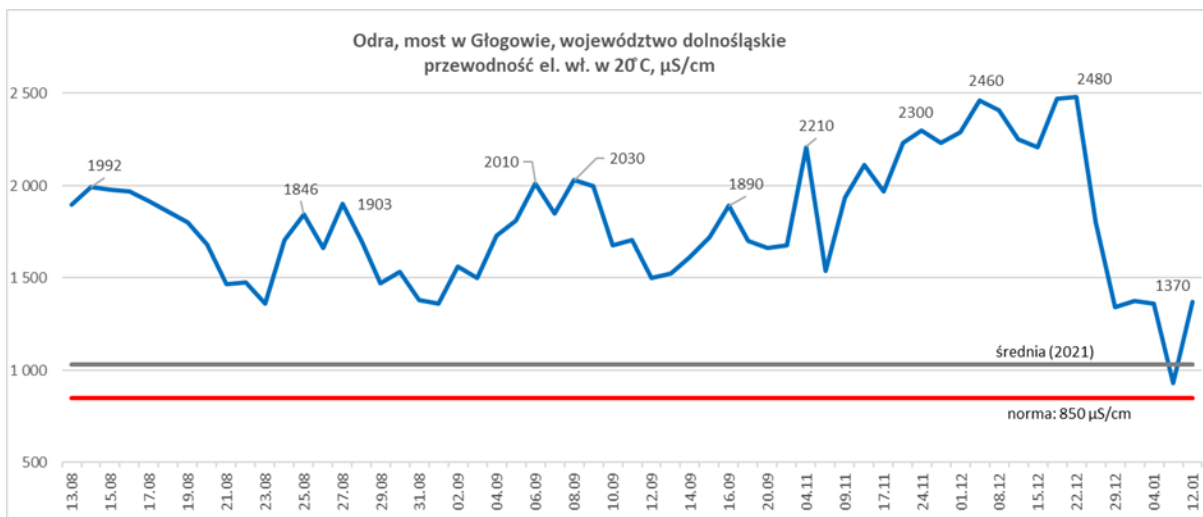


Wykres 23

Analiza wyników badań prowadzonych w okresie sierpień 2022 – styczeń 2023 r. w ramach monitoringu interwencyjnego wykazała dużą zmienność wartości przewodności w całym analizowanym okresie. Wartości te w punkcie powyżej Wrocławia wahały się od 742 $\mu\text{S/cm}$ do 2200 $\mu\text{S/cm}$. Przez większość czasu wartości przewodności przekraczały normę wynoszącą 850 $\mu\text{S/cm}$. W punkcie Odra, most w Głogowie, położonym w dolnym biegu dolnośląskiego odcinka rzeki, odnotowano analogiczne wahania przewodności, przy czym zakres wartości (931-2480 $\mu\text{S/cm}$) był wyższy niż odnotowany w punkcie powyżej, a wszystkie wyniki przekraczały wartość dopuszczalną.

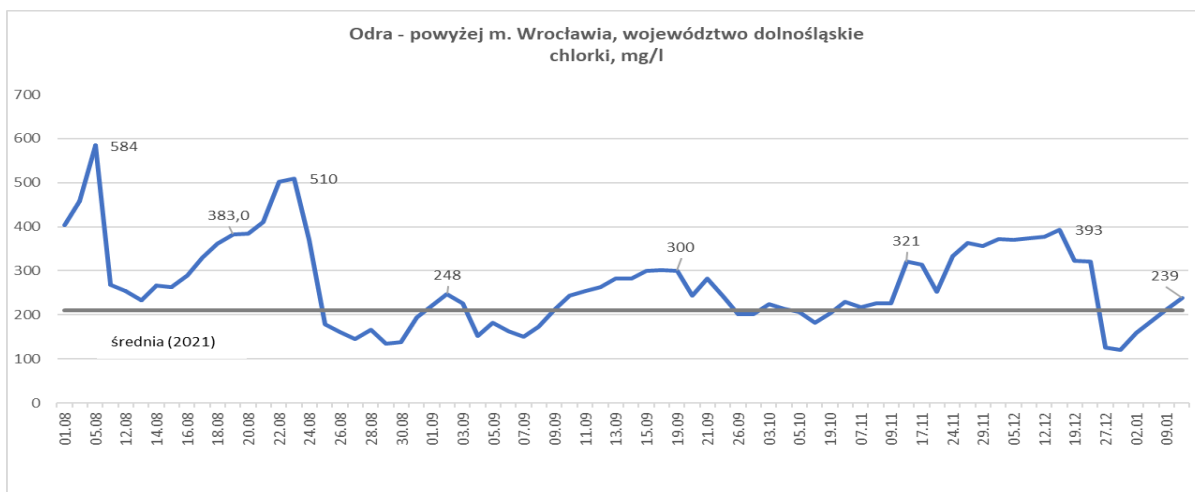


Wykres 24

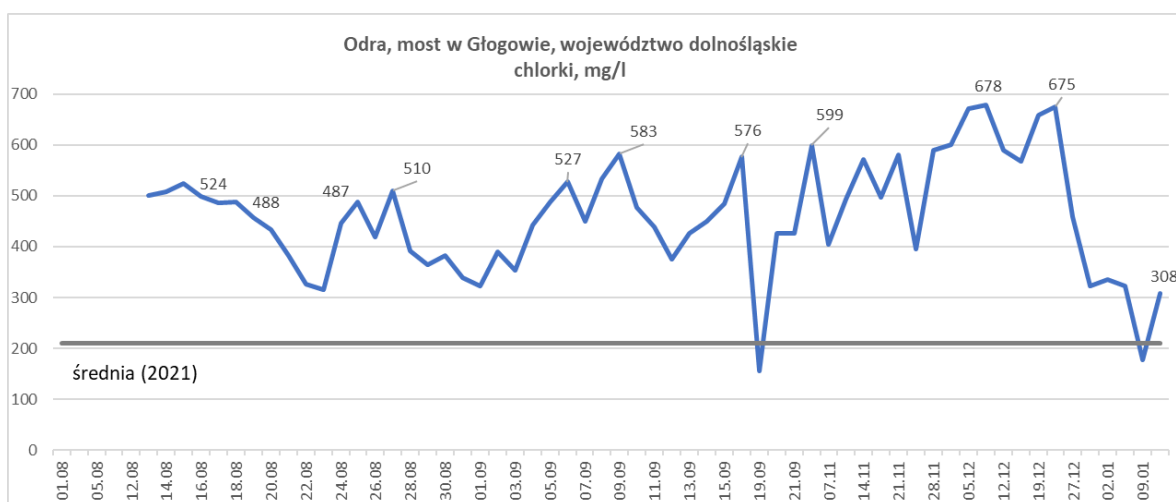


Wykres 25

Wartości stężeń chlorków wykazywały analogiczny rozkład ekstremów. W punkcie powyżej Wrocławia najniższa wartość wyniosła 120 mg/l, zaś najwyższa - 584 mg/l. W punkcie Odra, most w Głogowie, również daje się zauważyć wzrost stężeń tego wskaźnika - wartość minimalna wynosiła 210 mg/l a maksymalna - 678 mg/l. Przez większość badanego okresu stężenie chlorków na wysokości Głogowa utrzymywało się powyżej wartości średniej odnotowanej w 2021 r.



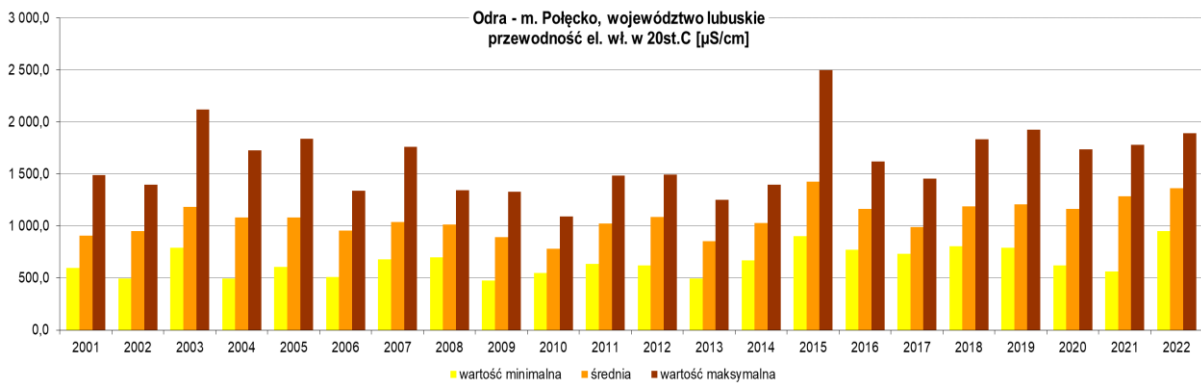
Wykres 26



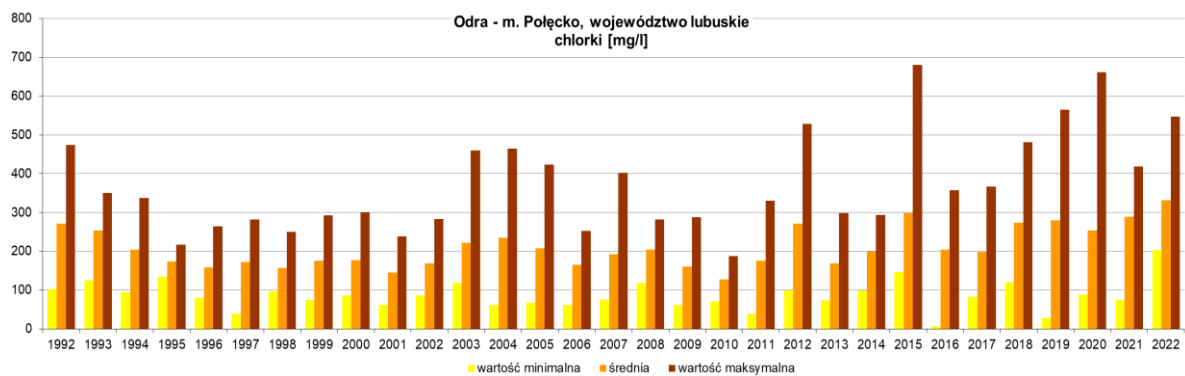
Wykres 27

PPK w Połęczku i Kostrzynie nad Odrą

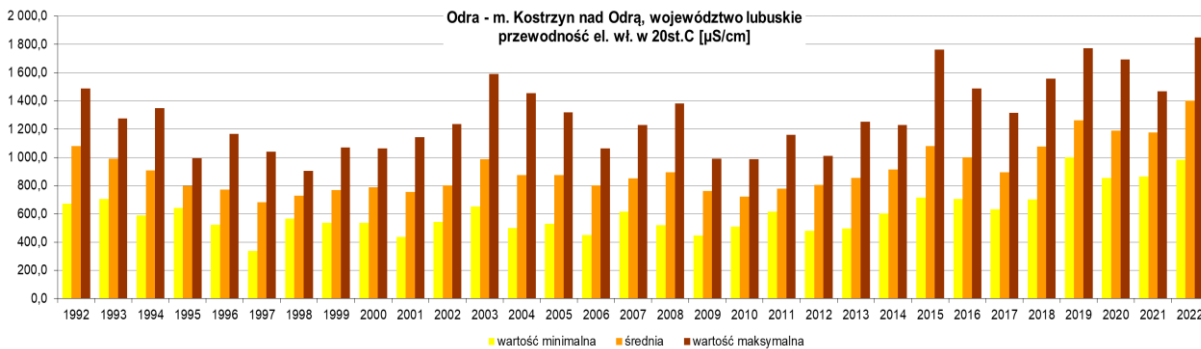
Na wykresach 28-31 przedstawiono rozkład stężeń minimalnych, maksymalnych i średnich w latach 1992-2022 dla chlorków i przewodności na podstawie danych pms. Zauważalny jest wyraźny trend wzrostu wartości średniorocznej dla wskaźników charakteryzujących zasolenie (przewodność, chlorki), co wynika z podwyższonych wartości notowanych w ciągu ostatniego roku badawczego w stosunku do lat ubiegłych. Dla punktu w Połęczku średnie stężenie roczne chlorków (332 mg/l) było najwyższe w 2022 r., natomiast wartość maksymalną ze stężenia chlorków stwierdzono w 2015 r. (680 mg/l). Najwyższa średnia roczna wartość przewodności właściwej (1427 $\mu\text{S}/\text{cm}$) oraz wartości maksymalnej (2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) odnotowano w 2015 r. Biorąc pod uwagę dane z wielolecia w Kostrzynie nad Odrą średnie roczne (311 mg/l) i maksymalne (580 mg/l) wartości stężenia chlorków były najwyższe w 2022 r. Podobnie średnie roczne (1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) i maksymalne (2020 $\mu\text{S}/\text{cm}$) wartości przewodności właściwej były najwyższe w 2022 r. Wartości w 2022 r. nie odbiegały znacząco od notowanych w latach wcześniejszych, jednakże w ostatnich latach od 2018 roku wystąpił wzrost wartości w porównaniu do lat poprzednich.



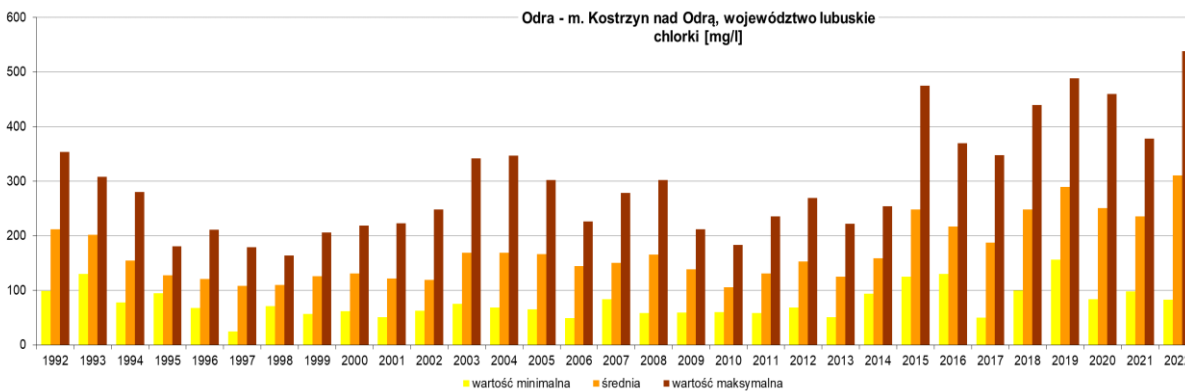
Wykres 28



Wykres 29



Wykres 30



Wykres 31

Odcinek dolnego biegu Odry przepływającej przez obszar województwa zachodniopomorskiego charakteryzuje się skomplikowaną hydrologią, co odróżnia ten odcinek od górnego biegu rzeki. Przed granicą województwa zachodniopomorskiego, w części południowej, zasilana jest wodami Warty. Następnie nurt poniżej m. Widuchowa ulega rozdzieleniu na Odrę Wschodnią, łączącą się z jeziorem Dąbie na wysokości Szczecina oraz na Odrę Zachodnią. Poniżej Polic Odra wprowadza wody do Zalewu Szczecińskiego, pozostającego pod wyraźnym wpływem wód morskich, który poprzez cieśninę Świny i Dziwny łączy się z Morzem Bałtyckim. Taka hydrografia sprawia, że wody w dolnym biegu Odry pozostają pod wpływem wód słonawych, których napływ powodowany jest zjawiskiem cofki wiatrowej, obserwowanej przy północnych wiatrach. Przy odpowiednich warunkach, sprzyjających powstawaniu cofki wiatrowej, oddziaływanie wód słonawych może być obserwowane nawet w Widuchowej.

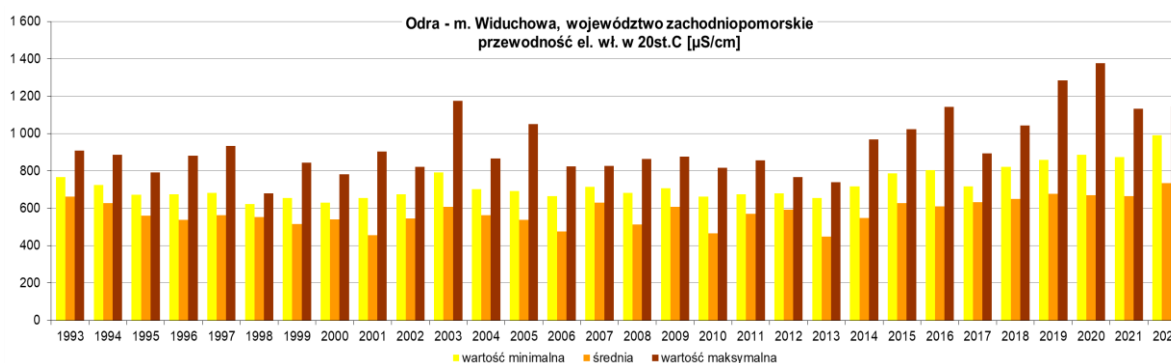
W związku z hydrologią ujściowego odcinka Odry wartości stężeń substancji w pobranych próbkach zależą od lokalizacji punktu pomiarowego wzdłuż biegu Odry. Najbardziej wysunięty na północ punkt pomiarowy (Odra Zachodnia - Baza UMS (Szczecin)) pozostaje pod wpływem oddziaływania zasolonych wód Zalewu Szczecińskiego. Dodatkowo, wzdłuż biegu Odry, znajdują się zakłady przemysłowe oraz oczyszczalnie ścieków komunalnych, które mogą odprowadzać do rzeki ścieki zawierające ładunek soli nieorganicznych.

PPK Odra w Widuchowej

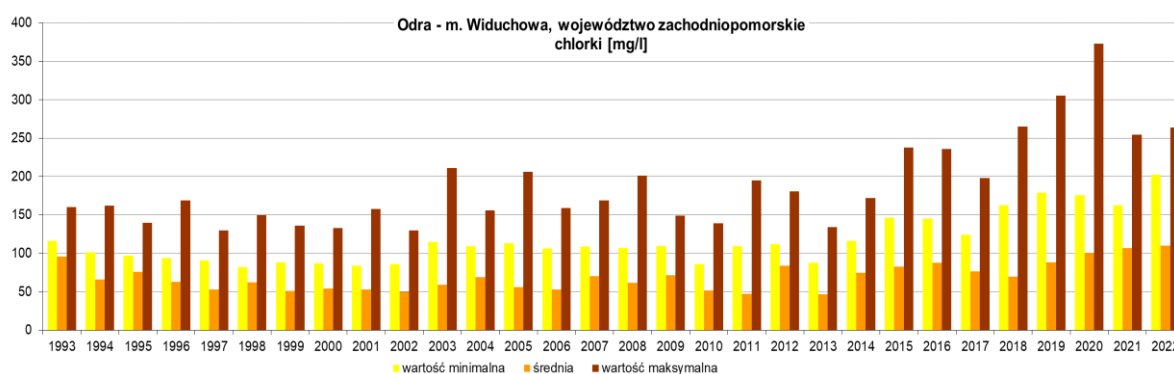
Na wykresach dla ppk Odra w Widuchowej przedstawiono rozkład stężeń minimalnych, maksymalnych i średnich w latach 1993-2022 dla chlorków i przewodności (na podstawie danych pmś). Zauważalny jest wyraźny trend wzrostu wartości średniorocznej dla wskaźników charakteryzujących zasolenie (przewodność, chlorki), co wynika z podwyższonych wartości notowanych w ciągu ostatniego roku badawczego w stosunku do lat ubiegłych.

Średnia wartość przewodności z roku 2022 w punkcie Odra w Widuchowej, wynosząca 992 $\mu\text{S}/\text{cm}$ była wartością najwyższą ze średnich rocznych w latach od 1993 do 2022, pozostając wyraźnie powyżej średniej z wielolecia wynoszącej 729 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Wartość maksymalna przewodności odnotowana w grudniu 2022 r., wynosząca 1146 $\mu\text{S}/\text{cm}$, była niższa, niż notowane w poprzednich latach (2003, 2019 i 2020) wartości maksymalne. Natomiast wartość minimalna, wynosząca 736 $\mu\text{S}/\text{cm}$, która wystąpiła w marcu 2022 r., była najwyższą wartością minimalną roczną w latach od 1993 do 2022.

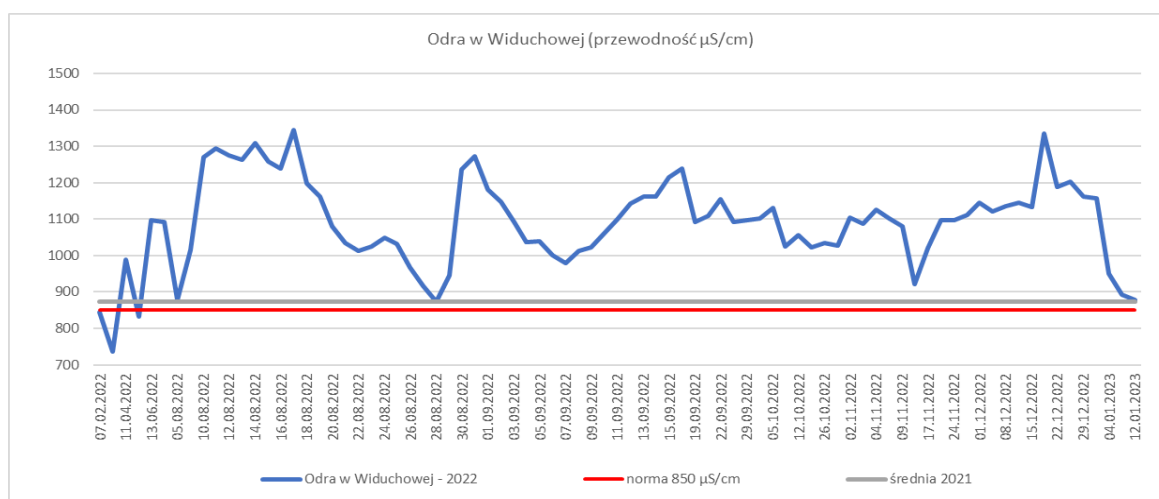


Wykres 32

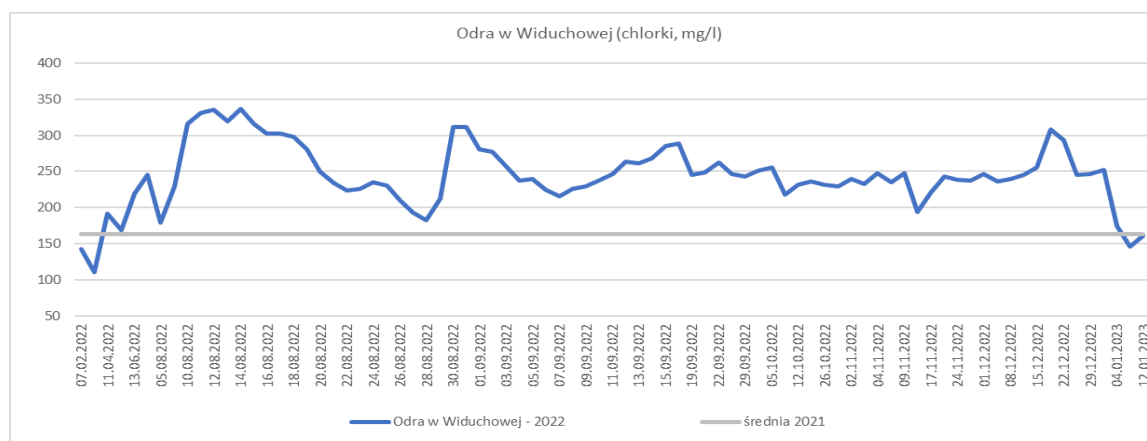


Wykres 33

Wstępna analiza danych z roku 2022 wskazuje, że w przypadku przewodności elektrolitycznej we wszystkich punktach stwierdzono wysokie wartości dla większości wyników. Przy czym podwyższone stężenia tego wskaźnika na Odrze odnotowywano również w poprzednich latach. Nie obserwuje się zmian sezonowych wartości wskaźników zasolenia w ciągu roku badawczego. Dla województwa zachodniopomorskiego, analizując wyniki badań pmś od stycznia 2015 do grudnia 2022 r. i dostępne dane hydrologiczne, można wysnuć wniosek, że zawartość substancji powodujących zasolenie wód Odry jest skorelowana z wartościami stanów wody.



Wykres 34



Wykres 35

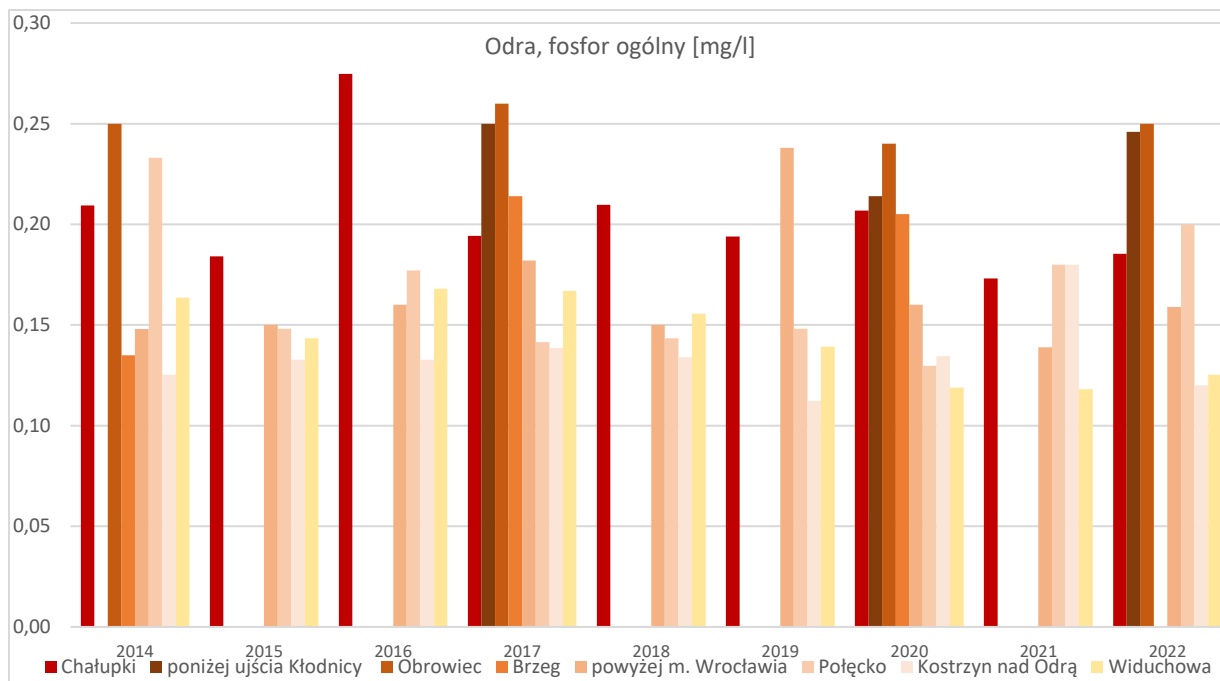
Podsumowując sytuację w okresie od sierpnia do grudnia 2022 r., można wyróżnić trzy epizody z podwyższonymi parametrami zasolenia tj. w sierpniu, we wrześniu oraz w grudniu 2022 r. Najniższe wartości obserwowane są dla punktu w Chałupkach (śląskie), natomiast najwyższe w Utracie (opolskie) oraz w Bytomiu Odrzańskim (lubuskie).

SUBSTANCJE BIOGENNE

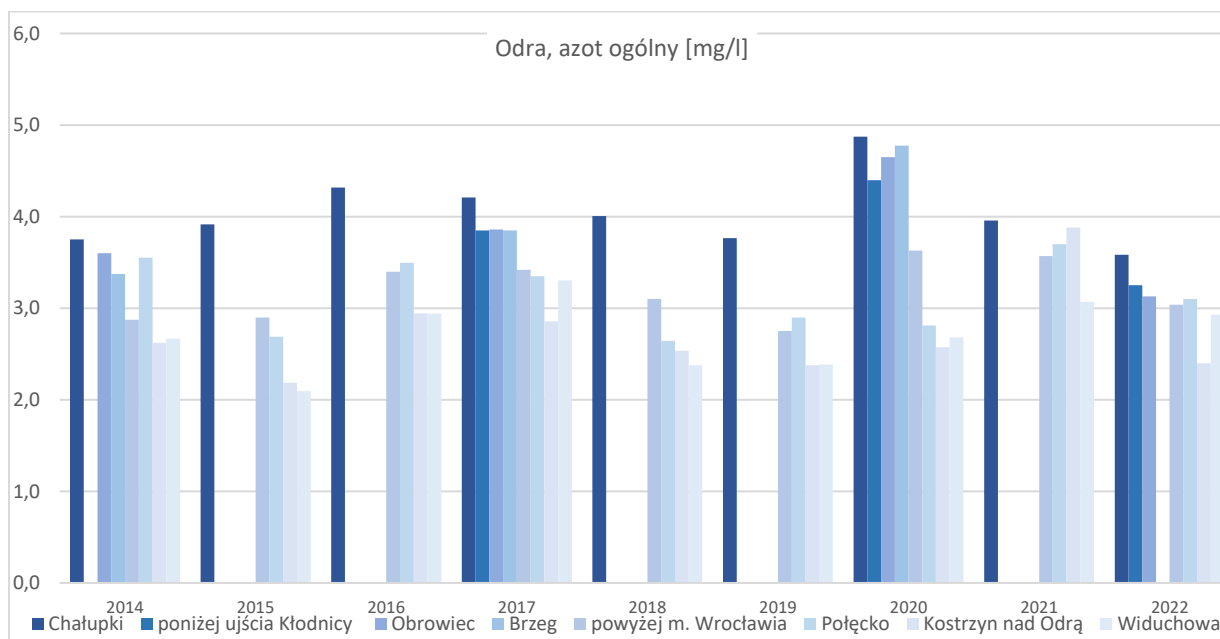
Dostępność biogenów w wodach jest kluczowa dla rozwoju fitoplanktonu. W ramach państwowego monitoringu środowiska badania biogenów realizowane były na przestrzeni ostatnich 30 lat w większości punktów. Dla większości punktów w długim przedziale czasu obserwuje się poprawę (tendencję spadkową) w zakresie stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego, natomiast w ciągu ostatnich kilku lat wartości utrzymują się na podobnym poziomie. W latach 2014-2022 najwyższe stężenia średnioroczne fosforu ogólnego i azotu ogólnego obserwowano w górnym biegu Odry w punktach: Chałupki, poniżej ujścia Kłodnicy i Obrowiec, natomiast z biegiem rzeki wartości te malały (wykresy 36 i 37).

W Chałupkach wartość średnioroczna azotu ogólnego corocznie przekraczała obowiązujące obecnie normy wynoszące 3,3 mg N/l. Dla cieków typu RzN norma II klasy dla wartości średniorocznej fosforu ogólnego wynosi 0,33 mg/l. W analizowanym okresie 2014-2022 norma ta nie została przekroczona.

Odcinek Odry płynący od granicy z Republiką Czeską, aż do ujścia Kłodnicy do Odry w Kędzierzynie-Koźlu stanowi jedną jednolitą część wód. Badania monitoringowe jakości wód rzeki Odry, w zakresie azotu ogólnego i fosforu ogólnego prowadzone były w punkcie zlokalizowanym poniżej ujścia Kłodnicy do Odry. W 2022 r. średnie wartości obu wskaźników biogennych nie przekraczały norm dobrego stanu dla jcwp o typie RzN (azot ogólny 3,3 mg N/l oraz 0,33 mg P/l), a zawartość azotu ogólnego w 2022 r. była niższa niż w 2020 roku. Średnie wartości azotu ogólnego w całym analizowanym okresie, oprócz 2022 r., tylko w 1994 oraz 2007 były niższe od obecnie obowiązującej normy. Średnie wartości fosforu ogólnego w latach 2001-2022 nie przekraczały obecnie obowiązującej normy.



Wykres 36



Wykres 37

Badania monitoringowe zawartości wskaźników biogennych na Odrze poniżej ujść rzek Bierawki i Kłodnicy oraz miast Kędzierzyna-Koźla i Zdieszowic prowadzone były ppk Odra – Obrowiec. Punkt zamyka jednolitą część wód Odra od Kanału Gliwickiego do Osobłogi (typ RzN). Średnie wartości wyników badań z 2022 r. w zakresie obu wskaźników nie przekraczały dobrego stanu. W porównaniu do poprzednich lat badań, zawartość azotu ogólnego w całym roku 2022 była najniższa. Maksymalna wartość stężenia azotu ogólnego 6,50 mg N/l wystąpiła w 2020 r., co można wiązać z występującą w tym okresie suszą hydrologiczną. Średnie wartości fosforu ogólnego w analizowanym okresie

kształtowały się w granicach obecnie obowiązującej normy dla stanu dobrego. Maksymalna wartość 0,62 mg P/l wystąpiła w 2017 r.

Ostatni w województwie opolskim punkt monitoringowy zlokalizowany na Odrze – Odra-Brzeg, zamyka jcwP Odra od Nysy Kłodzkiej do Kościelnej (typ RwN - Wielka rzeka nizinna). W 2020 r. średnia wartość azotu ogólnego przekraczała granicę dobrego stanu; dla fosforu ogólnego stan dobry był zachowany. Poziom zanieczyszczenia wód Odry w zakresie fosforu ogólnego kształtował się poniżej granicy obecnie obowiązującego dobrego stanu. Wyniki badań monitoringowych, przeprowadzonych poniżej dużych opolskich dopływów, Nysy Kłodzkiej i Stobrawy w zakresie biogenów wskazują, że wody Odry, opuszczające Opolszczyznę zawierają podwyższone ilości azotu ogólnego. Natomiast zawartość związków fosforu, oznaczanych jako fosfor ogólny mieściła się w ostatnich latach poniżej obecnie obowiązującej granicy dobrego stanu.

W punkcie powyżej m. Wrocławia, zamykającym jcwP Odra od Kościelnej do granic m. Wrocławia (typ RwN - wielka rzeka nizinna) poziom średnich stężeń azotu ogólnego począwszy od roku 2007, praktycznie kształtował się poniżej wartości dopuszczalnej dla stanu dobrego. Incydentalne i stosunkowo niewielkie przekroczenia tej granicy miały miejsce w latach 2013, 2020 i 2021. W odniesieniu do wartości średnich stężeń fosforu ogólnego począwszy od 1998 r., kształtowały się one poniżej wartości dopuszczalnej dla stanu, a od roku 2014 osiągały stabilny niski poziom w granicach 0,18-0,14 mg P/l.

W Połęczku norma wartości średniorocznej dla II klasy jakości wód w przypadku fosforu ogólnego wynosi obecnie 0,35 mg/l. W analizowanym okresie 2014-2022 norma ta nie została przekroczona, a wartości oscylowały w zakresie 0,13-0,23 mg/l. Wartości średnioroczne azotu ogólnego w latach 2014-2022 mieściły się w zakresie 2,6-3,7 mg/l, a przekroczenia obowiązującej obecnie normy wynoszącej 3,5 mg N/l stwierdzono w 2014 i 2021 r.

W Kostrzynie nad Odrą norma wartości średniorocznej dla II klasy jakości wód w przypadku fosforu ogólnego wynosi obecnie 0,35 mg/l. W analizowanym okresie 2014-2022 norma ta nie została przekroczona, a wartości oscylowały w zakresie 0,11-0,18 mg/l. Wartości średnioroczne azotu ogólnego w latach 2014-2022 mieściły się w zakresie 2,2-3,9 mg/l, a przekroczenia obowiązującej obecnie normy wynoszącej 3,5 mg N/l zaobserwowano w 2021 r.

Obserwowany jest systematyczny spadek średniorocznych wartości stężeń fosforu ogólnego. Średnioroczna wartość stężenia fosforu ogólnego z roku 2022 w punkcie Odra w Widuchowej, wynosząca 0,13 mg/l należała do jednych z najniższych średniorocznych w latach od 1992 do 2022, pozostając wyraźnie poniżej średniej z wielolecia wynoszącej 0,20 mg/l oraz poniżej aktualnej dopuszczalnej wartości granicznej dobrego stanu wód (0,35 mg/l). Obserwuje się również wyraźny spadek wartości maksymalnych notowanych dla fosforu ogólnego. Wartości średnioroczne azotu ogólnego ulegały niewielkim zmianom w kolejnych latach, pozostają na ustabilizowanym poziomie nieprzekraczającym aktualnej dopuszczalnej wartości granicznej dobrego stanu wód (3,5 mg/).

ANALIZA WSKAŹNIKÓW BIOLOGICZNYCH WÓD ODRY I JEJ DOPŁYWÓW

CHLOROFIL a

W Odrze obserwowana jest typowa zmienność sezonowa zawartości chlorofilu „a”. Wraz z rozpoczęciem okresu wegetacyjnego obserwuje się wzrost wartości chlorofilu. Najwyższe stężenia chlorofilu „a” notuje się w okresach intensywnych zakwitów glonów.

Latem 2022 r., w okresie bezpośrednio poprzedzającym dopływ zanieczyszczonych wód Odry, niosących ze sobą ładunek śniętych ryb z górnego biegu rzeki do województw w środkowym i dolnym biegu rzeki, zaobserwowano pogorszenie wyników jakości wód dla badanych wskaźników oraz obserwowano warunki meteorologiczne sprzyjające powstawaniu zakwitów. Dodatkowo sprzyja rozwojowi fitoplanktonu słaby, laminarny przepływ wód rzecznych w dolnym odcinku rzeki Odry.

Na przełomie lipca i sierpnia 2022 r. niekorzystne warunki pogodowe, w tym wyjątkowo wysoka temperatura (do 25°C) i niski poziom wód w Odrze oraz brak opadów, wpłynęły na wyniki badań fizykochemicznych wskaźników jakości wód, wrażliwych na zmiany warunków hydrometeorologicznych. Dodatkowo niski stan wód mógł wpływać na zwiększenie koncentracji substancji i zanieczyszczeń zawartych w wodzie. Wyniki prowadzonych badań potwierdziły możliwość zakwitów glonów. Wskaźnikiem pozwalającym pośrednio wskazać na wzrost biomasy jest chlorofil zawarty w komórkach glonów fotosyntetyzujących. Zmiany wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe, zakwaszenie wód oraz warunki biogenne mają związek z wielkością produkcji pierwotnej.

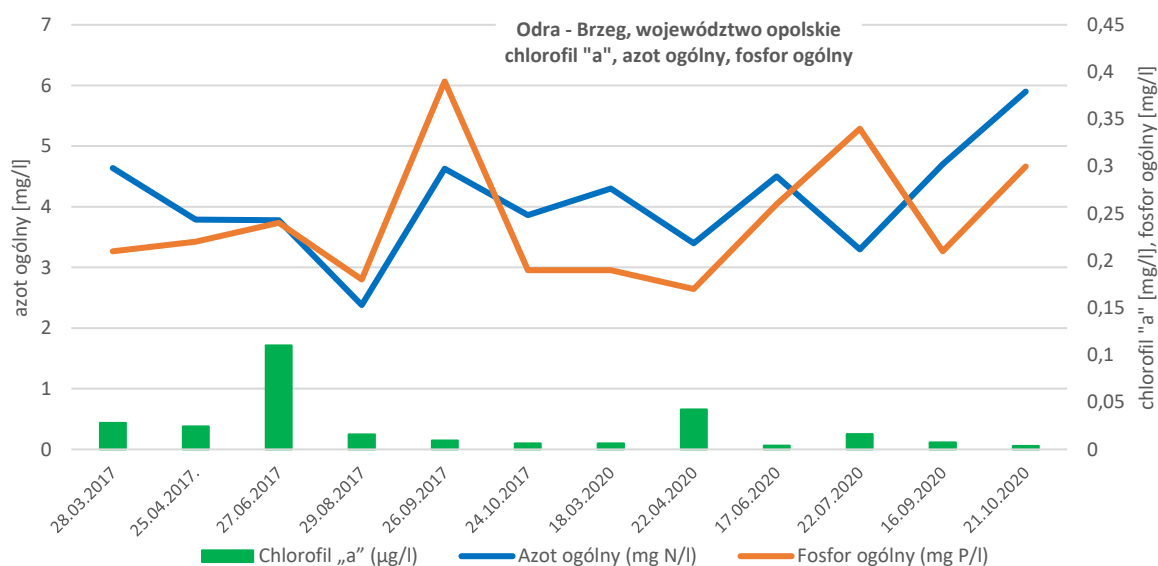
Stężenia związków fosforu, podobnie jak związków azotu, charakteryzują się zmiennością sezonową, związaną z wielkością ładunków doprowadzanych wodami rzeczными oraz intensywnym rozwojem fitoplanktonu. Najwyższe stężenia azotu ogólnego i fosforu ogólnego stwierdzano wiosną przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, a najniższe w jego szczycie. Wyższe stężenia azotu ogólnego we wszystkich punktach stwierdzono w pierwszym kwartale roku, a w kolejnych miesiącach następował ich spadek. Warunki biogenne nie odbiegały od dotychczasowych, a spadek stężenia azotu i fosforu mógł świadczyć o ich wykorzystywaniu w procesie rozwoju roślinnych organizmów wodnych. Dlatego tak kluczowe jest uwzględnienie dostępności biogenów w analizie masowych zakwitów glonów, w tym również *P. parvum*.

W analizie uwzględniono stosunek azotu (N) do fosforu (P) określający, który z biogenów limituje rozwój glonów. Gdy stosunek N:P jest niższy niż 16:1, to produkcja pierwotna limitowana jest azotem. Natomiast, gdy następuje wzrost stosunku N:P powyżej 16:1, to produkcję limituje fosfor. Zwiększony ładunek fosforu w wodzie powoduje, że produkcja pierwotna limitowana jest dostępnością azotu, co może prowadzić do pojawienia się sinic zdolnych do wiązania azotu atmosferycznego. Dodatkowo spadek zawartości krzemionki w wodzie może również prowadzić do limitowania produkcji pierwotnej, na skutek czego w miejsce okrzemek mogą zacząć rozwijać się wiciowce. W 2022 r. w styczniu, tak jak w latach wcześniejszych, zaobserwowano najwyższe wartości stosunku N:P, a w kolejnych miesiącach wartości były niższe i ulegały wahaniom. Większość zakwitów miała charakter etapowy: początkowo był to zakwit limitowany fosforem, a w dalszym etapie azotem. Obserwuje się wzrastające wartości chlorofilu „a” do fosforu ogólnego oraz spadek azotu ogólnego wraz z maksimum chlorofilu „a”. Z osiągnięciem maksimum stężenia chlorofilu wartości azotu najpierw wzrastają, a następnie spadają

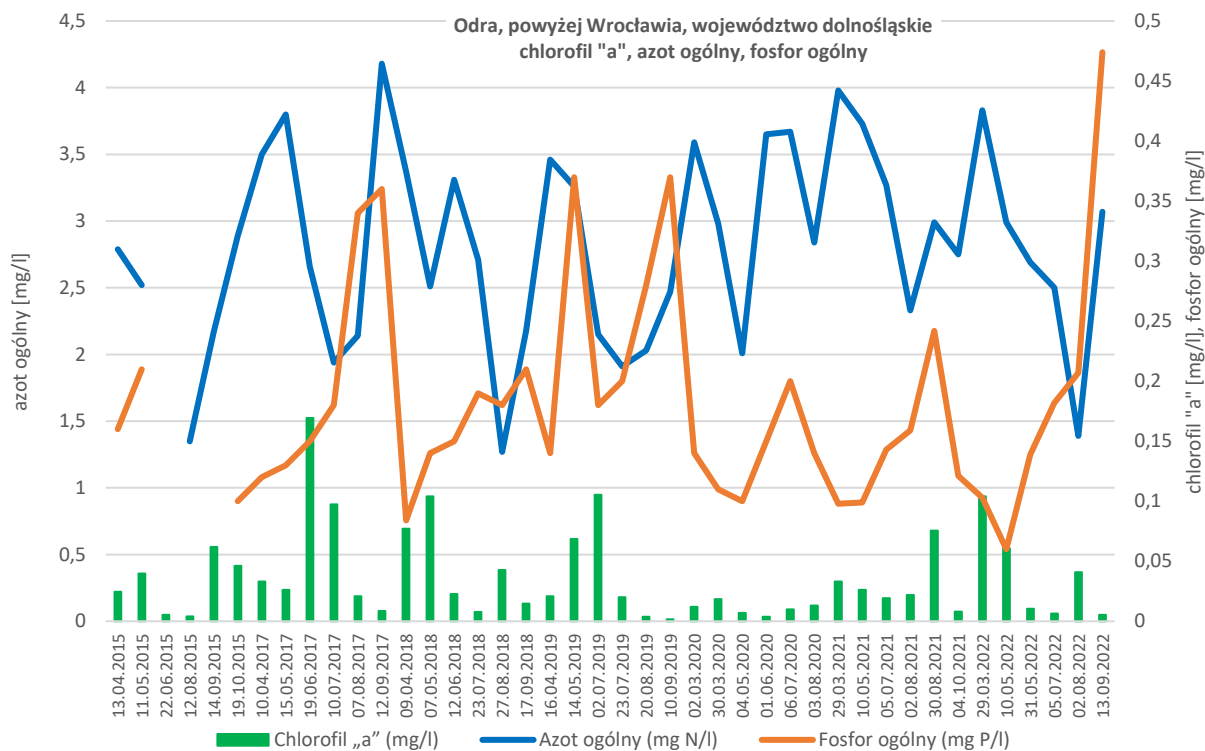
(konsumpcja azotu). Proces wzrostu wartości chlorofilu ma miejsce przy wzrastającym fosforze ogólnym. Dla przykładu na stanowisku w Widuchowej w latach 2014-2022 obserwowano corocznie wzrost wartości chlorofilu „a” wiosną oraz latem związany z rozwojem fitoplanktonu, skorelowany z jego biomasą i liczebnością. Maksymalne wartości chlorofilu „a” wyniosły 171,8 µg/l (maj 2014 r.), 175,1 µg/l (czerwiec 2017 r.), 176,3 µg/l (maj 2019) oraz 171,4 µg/l (lipiec 2021). W roku 2022 nie zaobserwowano wartości chlorofilu „a” wyższych niż w latach wcześniejszych. W roku 2022 zawartość chlorofilu „a” była niższa niż w latach wcześniejszych.

Rok 2022 nie odznaczał się anormalnymi stężeniami chlorofilu „a”. Należy także zaznaczyć, że w przypadku roku 2022 koncentracja chlorofilu „a” nie koreluje także z okresem katastrofy ekologicznej w Odrze (sierpień i wrzesień), gdy stężenia chlorofilu były podobne lub mniejsze od notowanych w latach ubiegłych. Zwraca uwagę rozrzut wartości maksymalnych chlorofilu „a” w poszczególnych latach, niewykazujący wyraźnej regularności. Jedyną zauważalną prawidłowością jest występowanie największej obfitości fitoplanktonu w połowie trwania okresu wegetacyjnego.

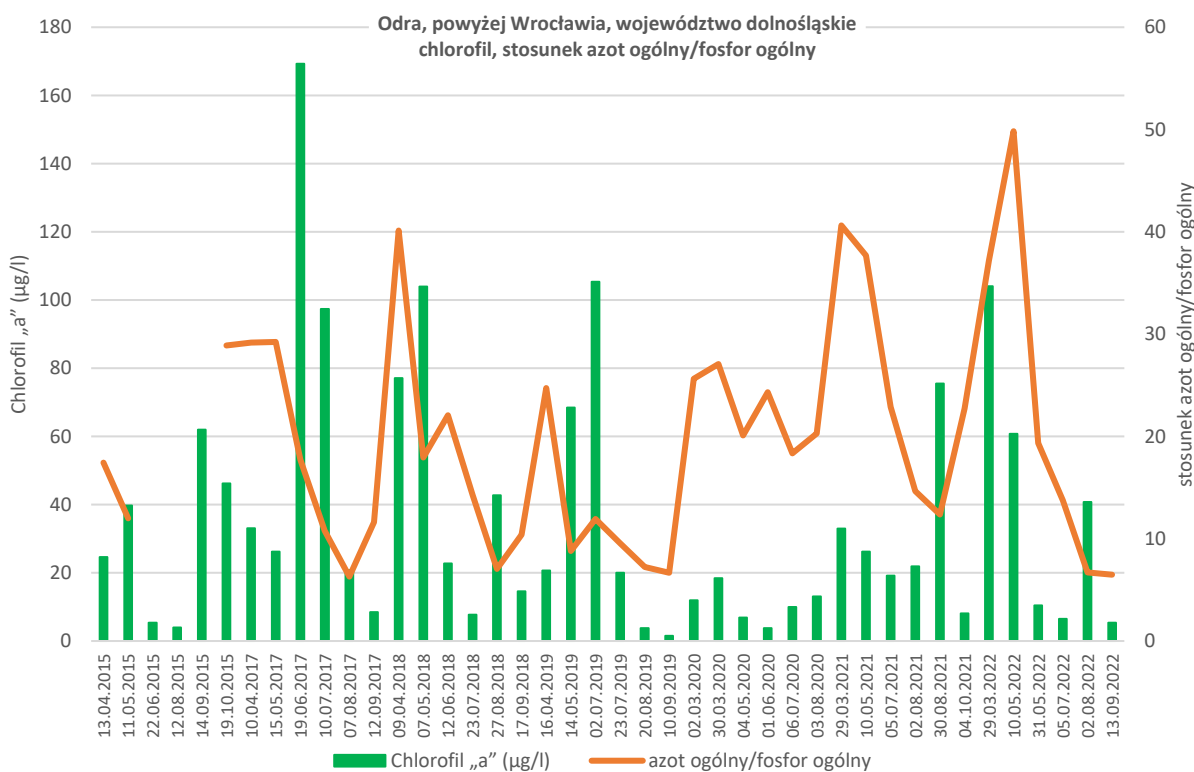
Poniżej przedstawiono zmienność chlorofilu „a” wraz ze stężeniami azotu i fosforu ogólnego w poszczególnych punktach na Odrze oraz w odniesieniu do stosunku azot ogólny do fosforu ogólnego.



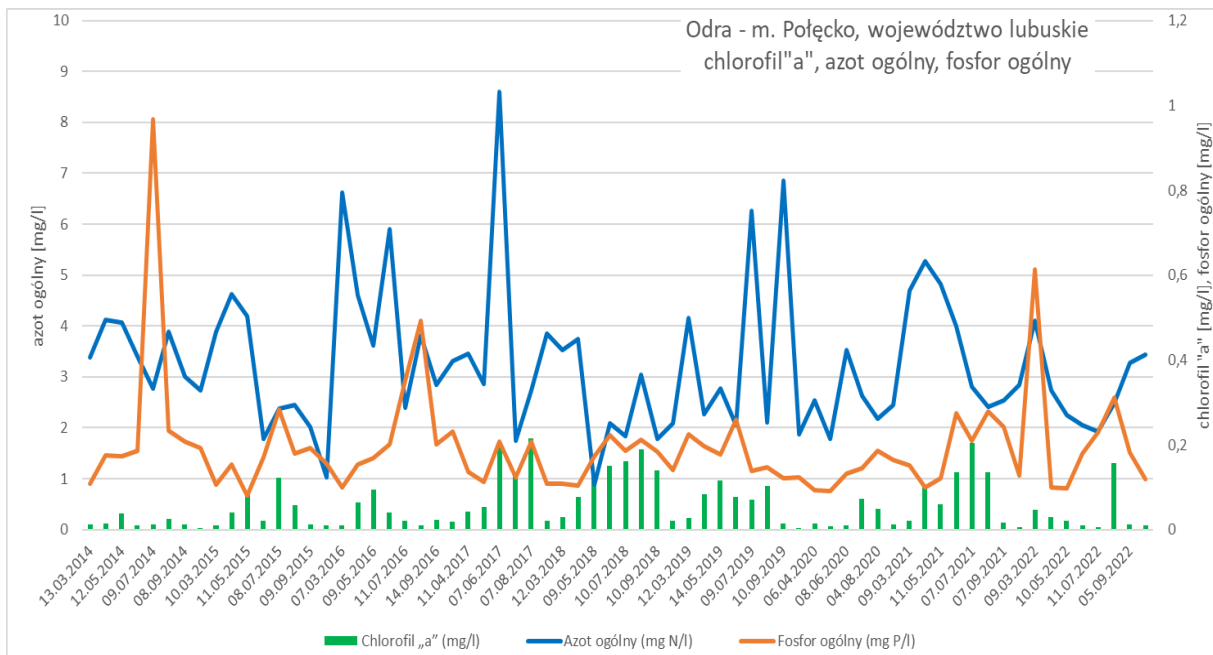
Wykres 38



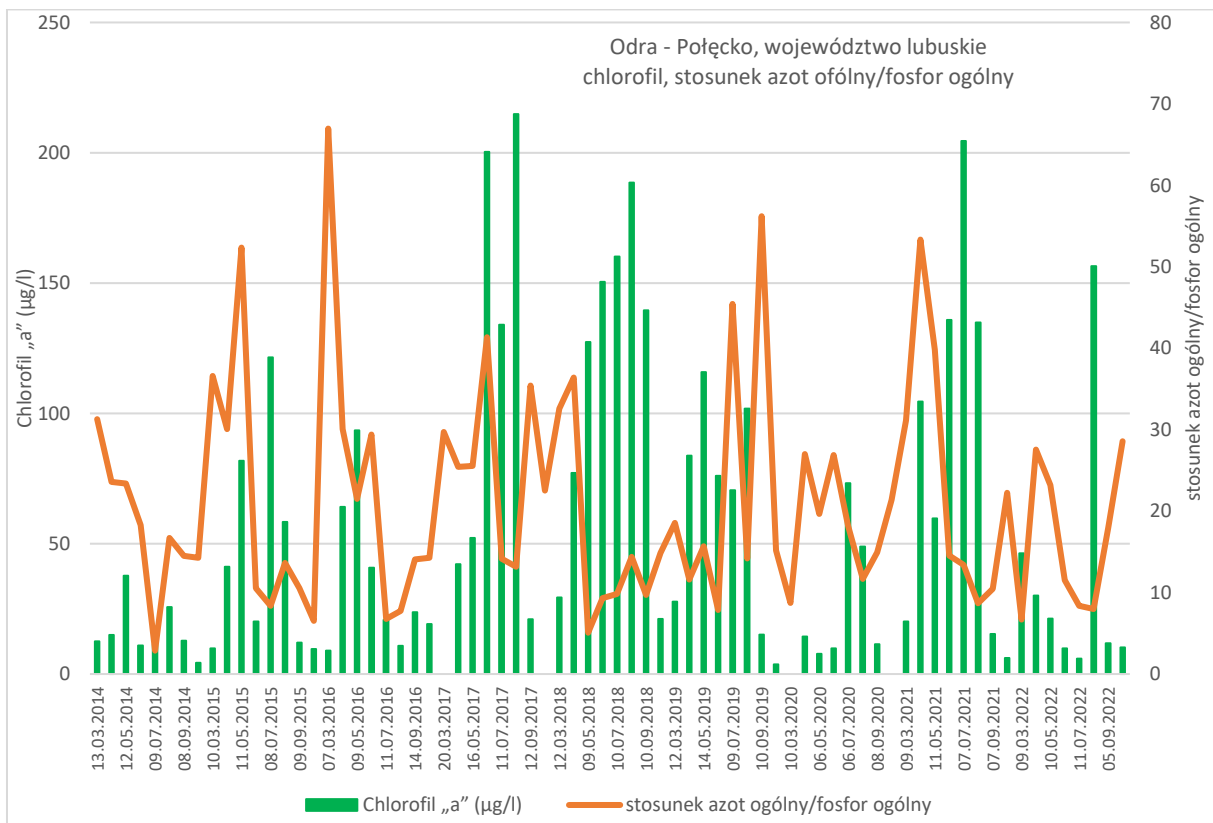
Wykres 39



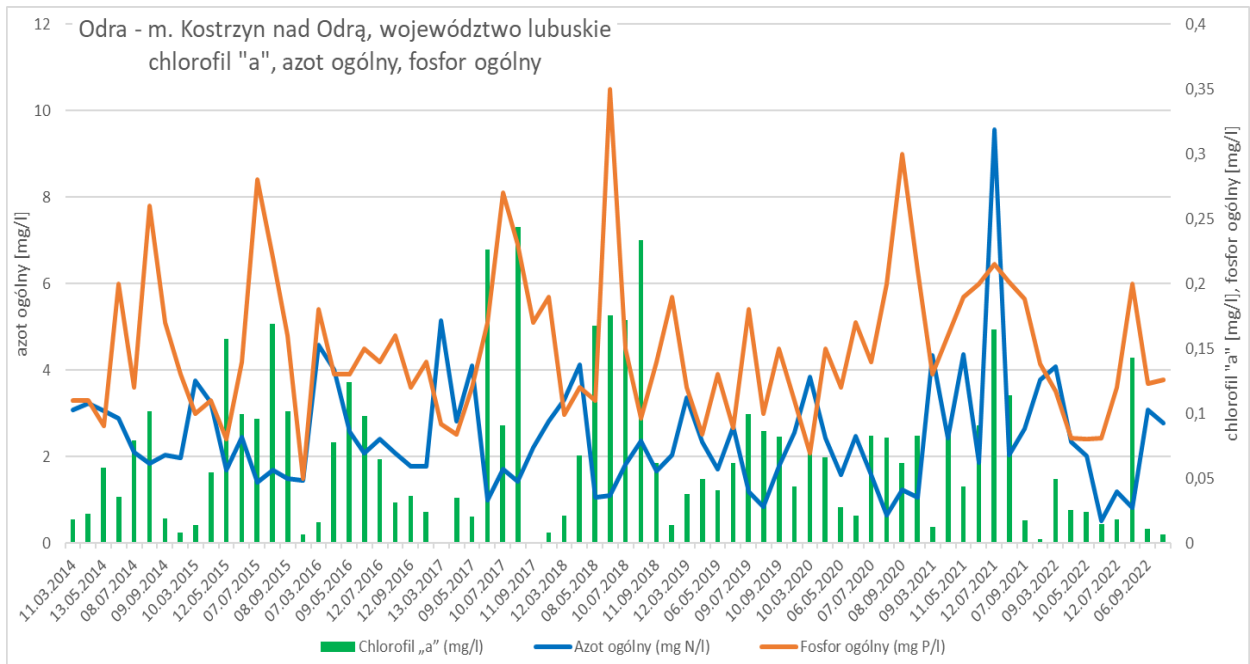
Wykres 40



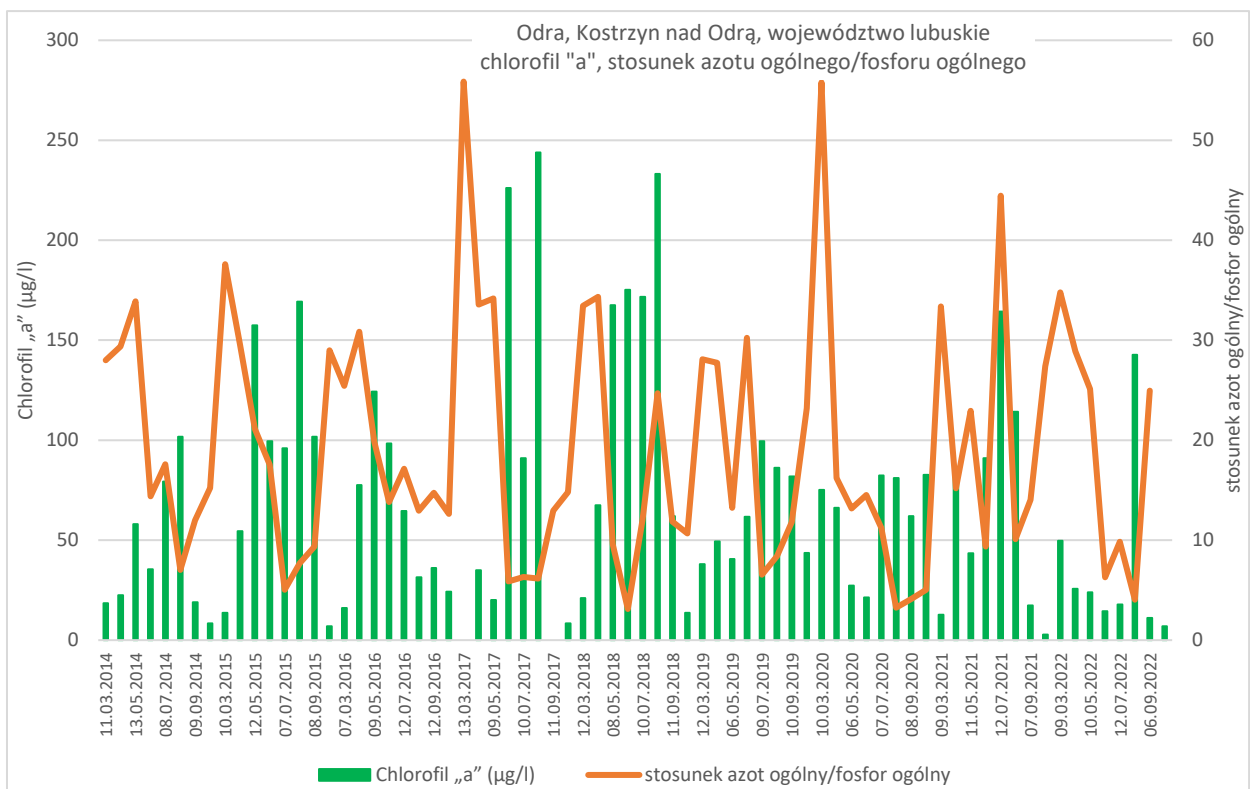
Wykres 41



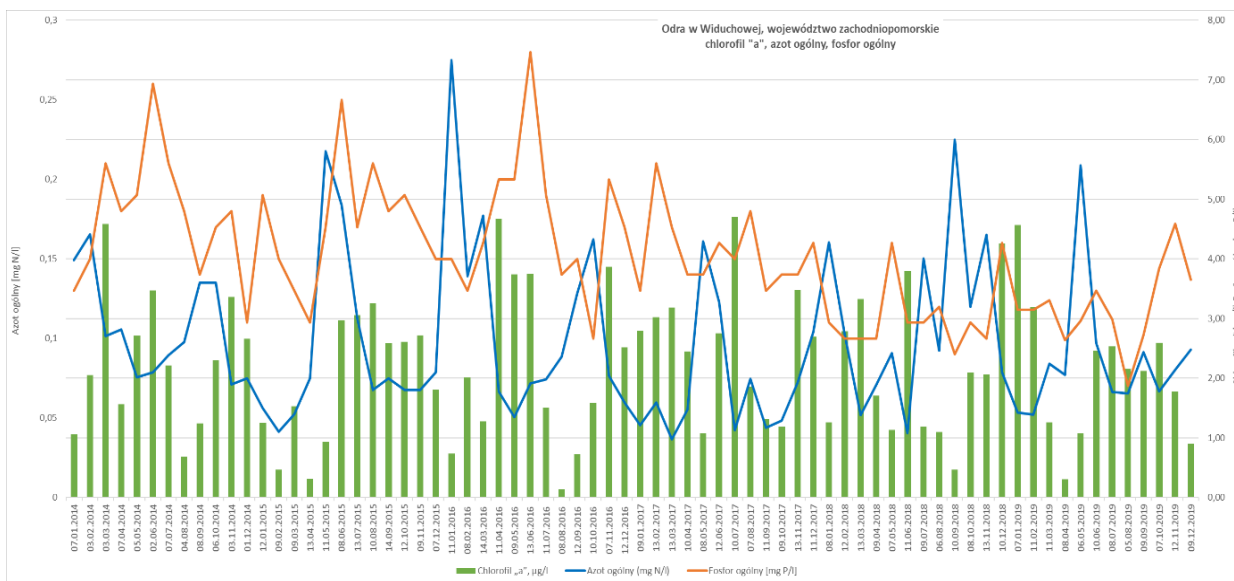
Wykres 42



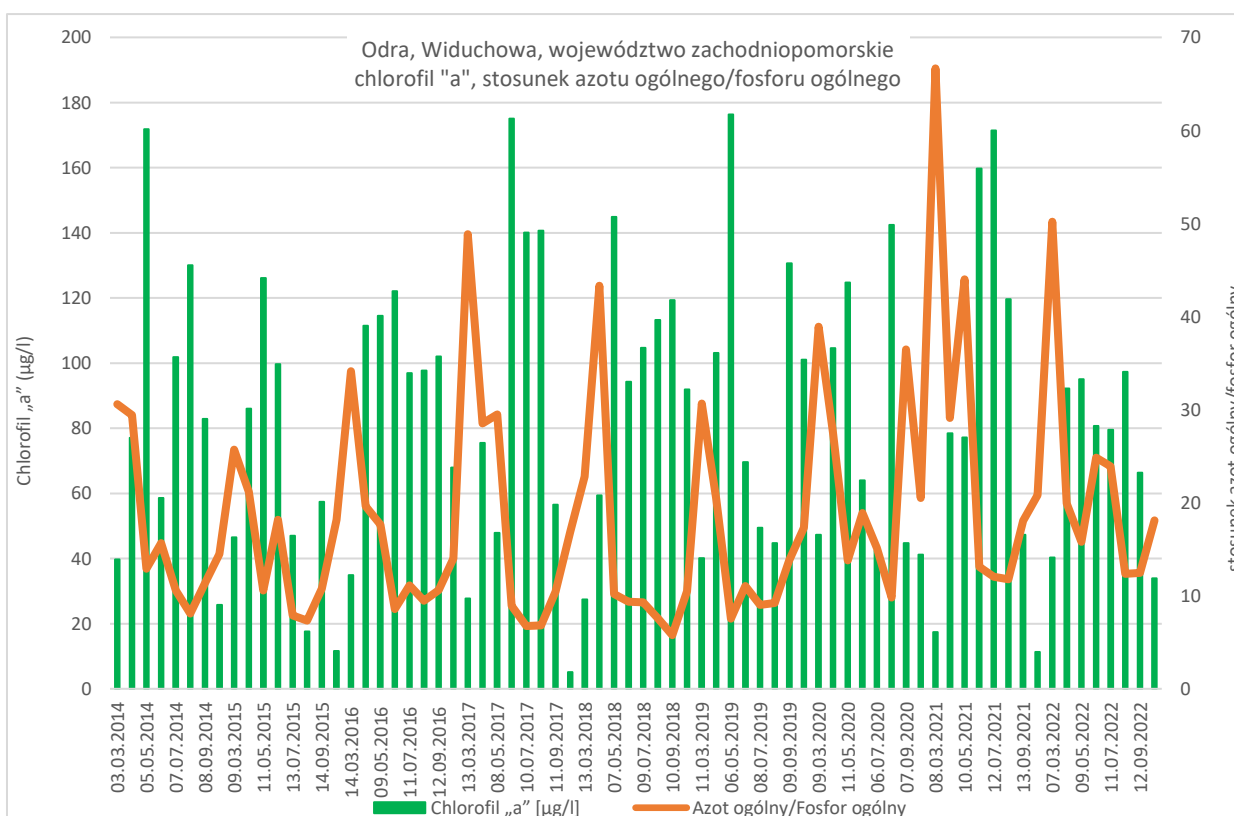
Wykres 43



Wykres 44



Wykres 45

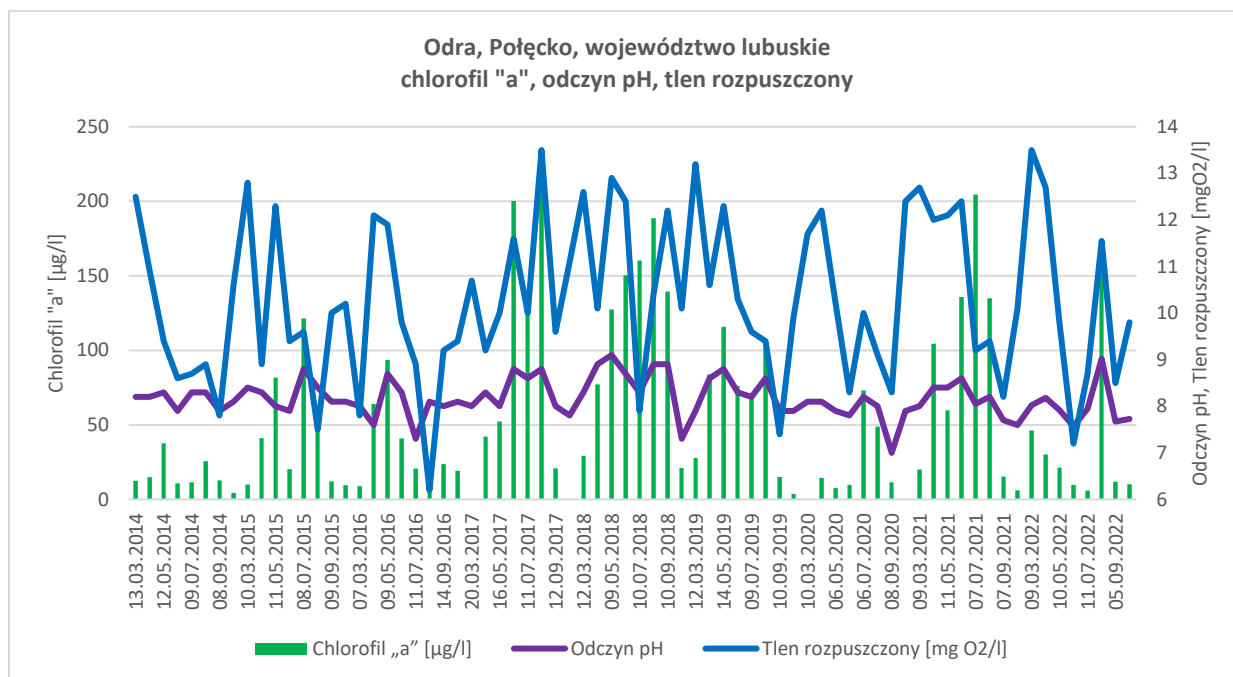


Wykres 46

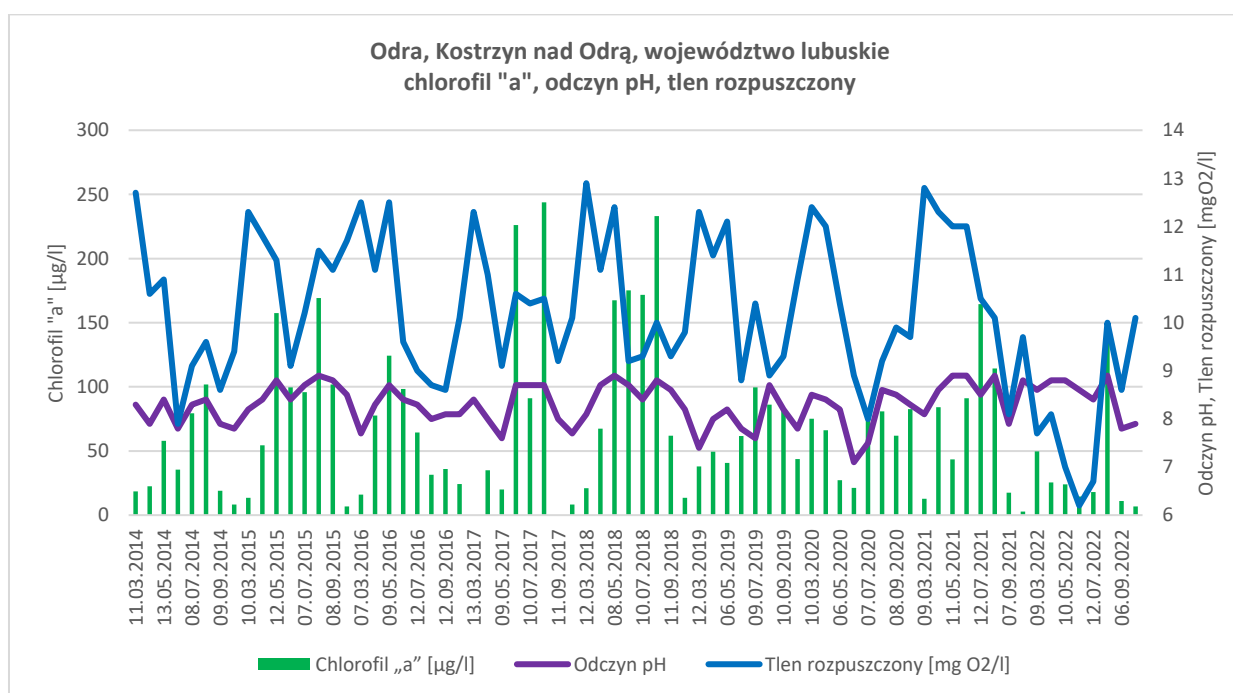
Sezonowe zmiany natlenienia wód związane są z czynnikami klimatycznymi oraz intensywnością produkcji pierwotnej. Zakwitom fitoplanktonu towarzyszą okresy podwyższonego nasycenia wód tlenem w warstwie powierzchniowej w ciągu dnia. Wysokie stężenia tlenu rozpuszczonego stwierdzone w Odrze oraz wysokie procentowe natlenienie wskazują na intensywny proces fotosyntezy. Wartości tlenu rozpuszczonego we wszystkich ppk od stycznia do maja, mały wraz ze wzrostem temperatury wody w kolejnych miesiącach. Na stanowisku Odra w Widuchowej

w roku 2022 podobnie jak w latach wcześniejszych obserwowano sezonowe zmiany wartości BZT₅ w ciągu roku. Podwyższone wartości BZT₅ wystąpiły od kwietnia do czerwca.

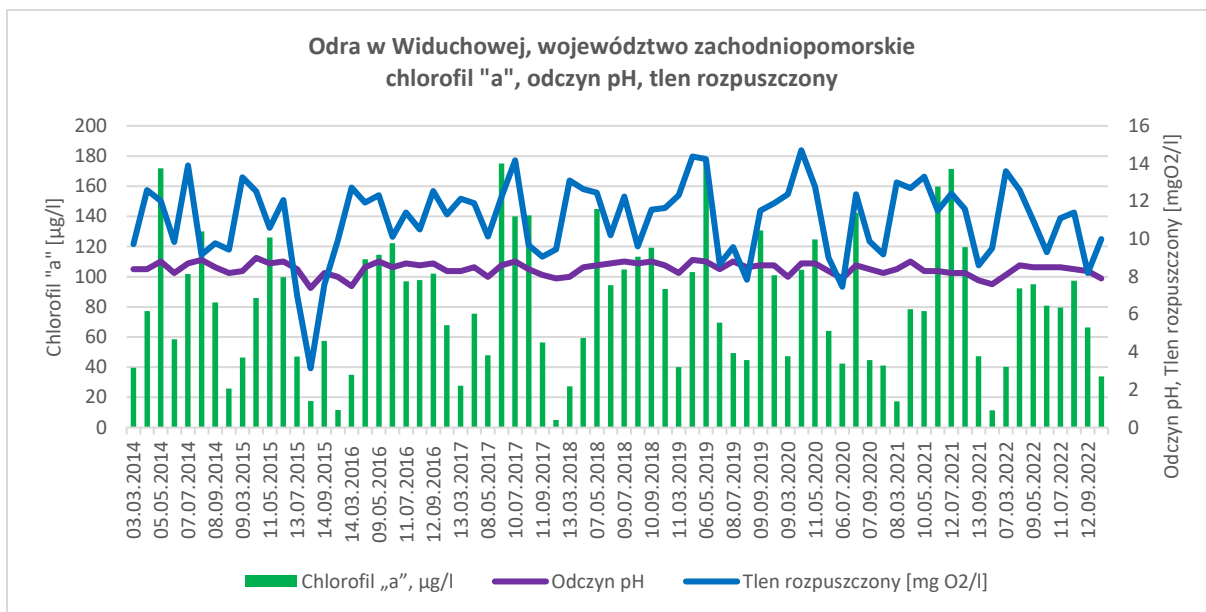
W warunkach wysokiej temperatury wód może dochodzić do obumierania roślinności i szybszego rozkładu materii organicznej, co w efekcie prowadzi do wzrostu ilości zawiesiny oraz znajduje odzwierciedlenie w niekorzystnych zmianach wartości wskaźników charakteryzujących warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne. Zjawisku intensywnego rozwoju fitoplanktonu towarzyszy również wzrost wartości pH wody.



Wykres 47

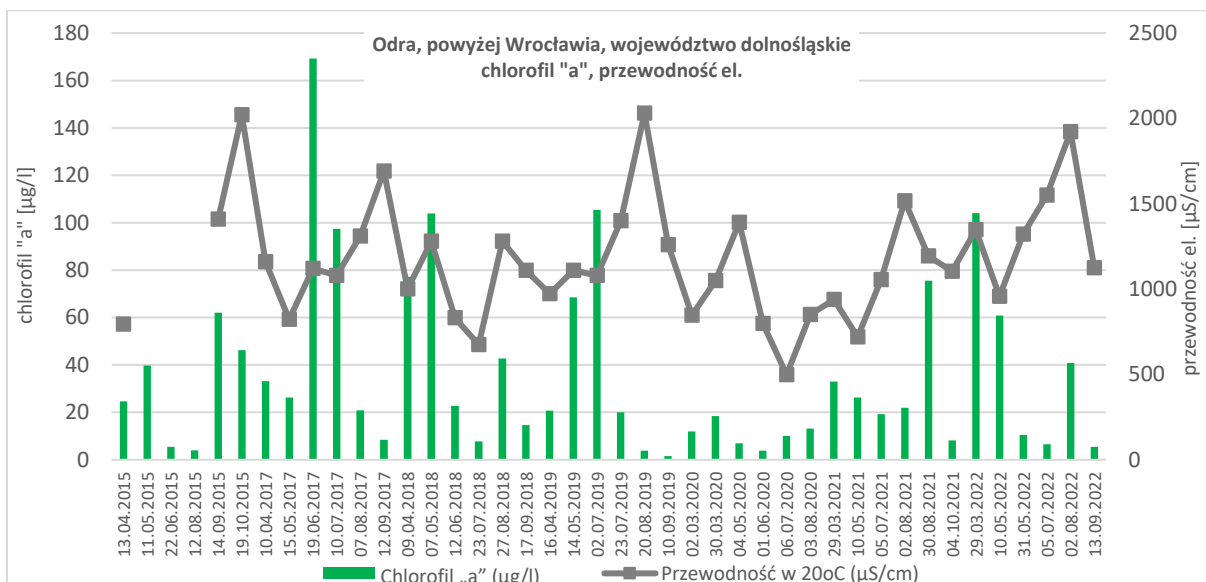


Wykres 48

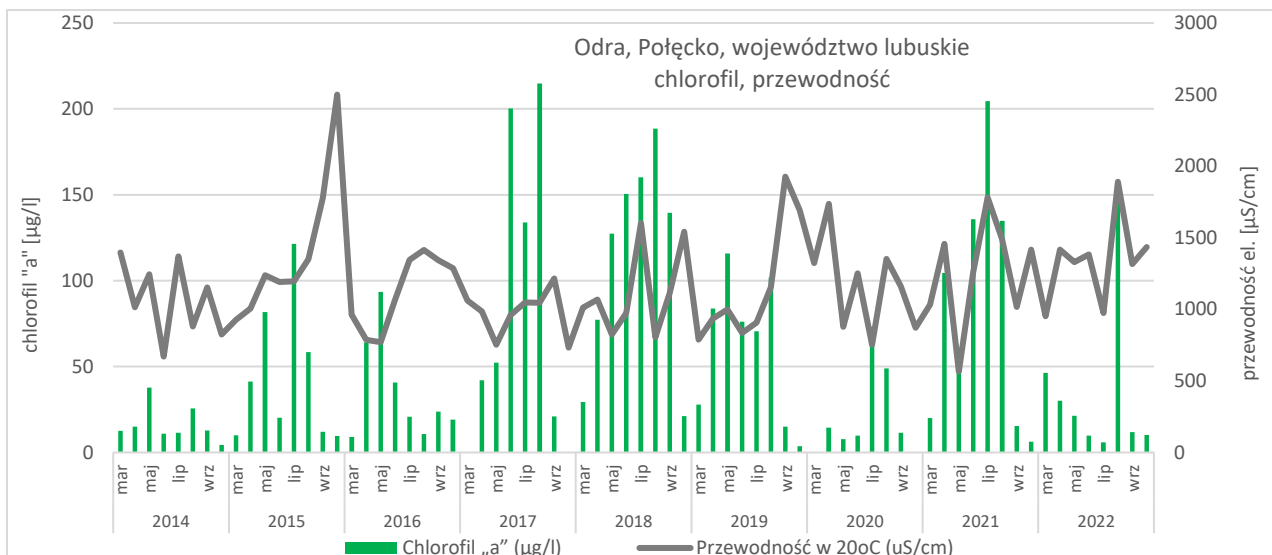


Wykres 49

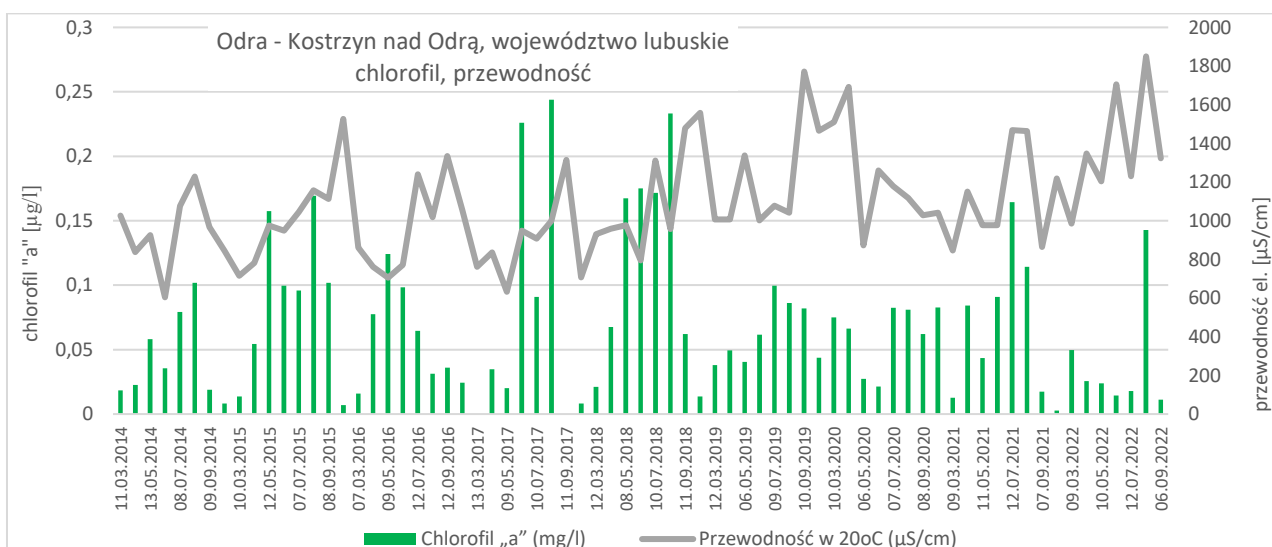
Obserwowane w Odrze zmiany wartości wskaźników fizykochemicznych jakości wód w ciągu roku powiązać należy ze wzrostem temperatury wody w kolejnych miesiącach oraz aktywnością biologiczną, wynikającą z rozpoczęcia okresu wegetacyjnego. Zmierzone wyniki nie odbiegały znacząco od stężeń obserwowanych w latach wcześniejszych. Również zmiany sezonowe stężeń nie odbiegały od typowych zmian sezonowych obserwowanych w latach ubiegłych.



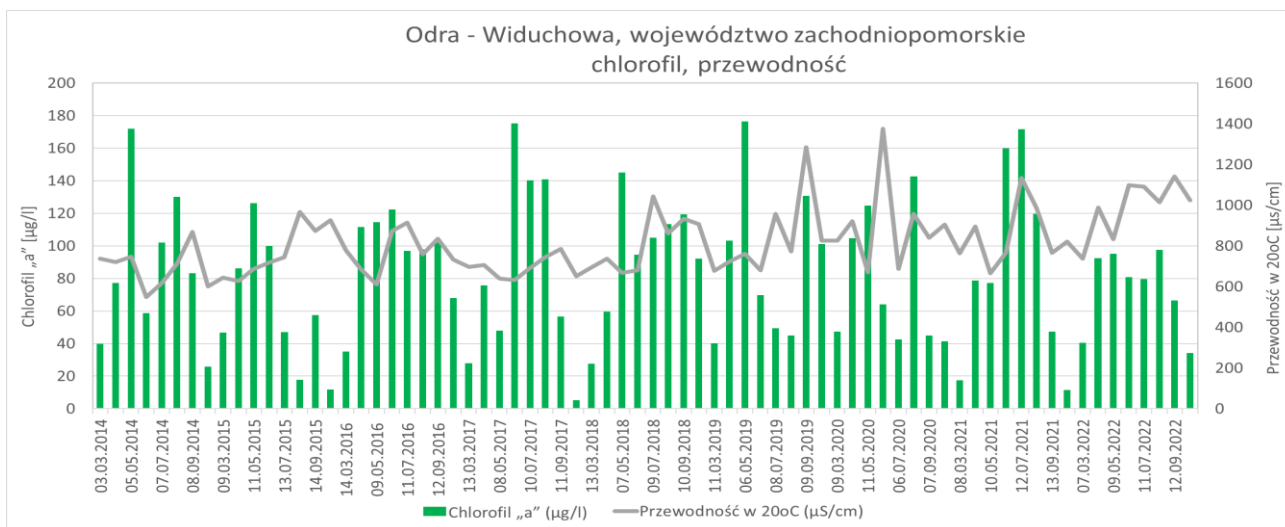
Wykres 50



Wykres 51



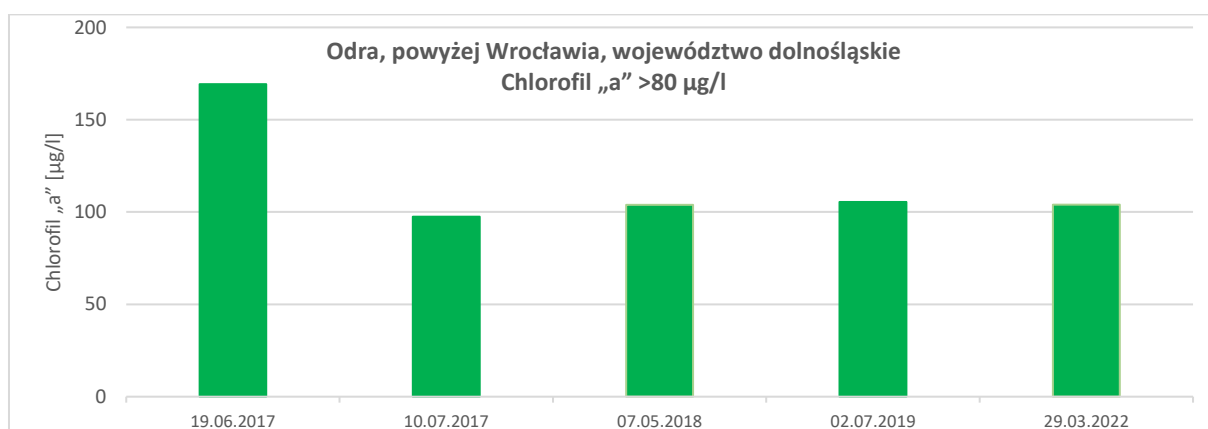
Wykres 52



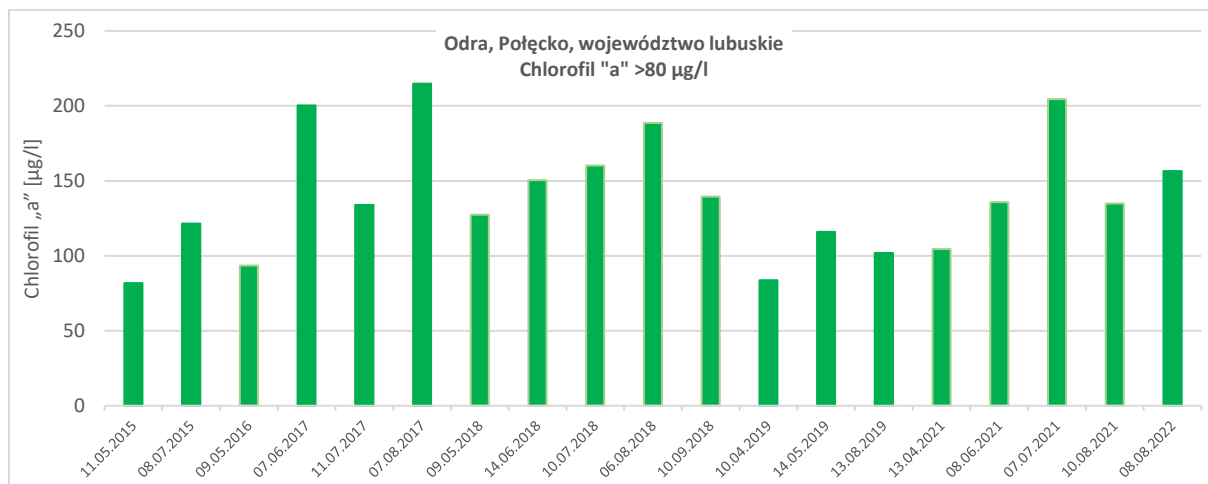
Wykres 53

Analiza wysokich stężeń chlorofilu „a”

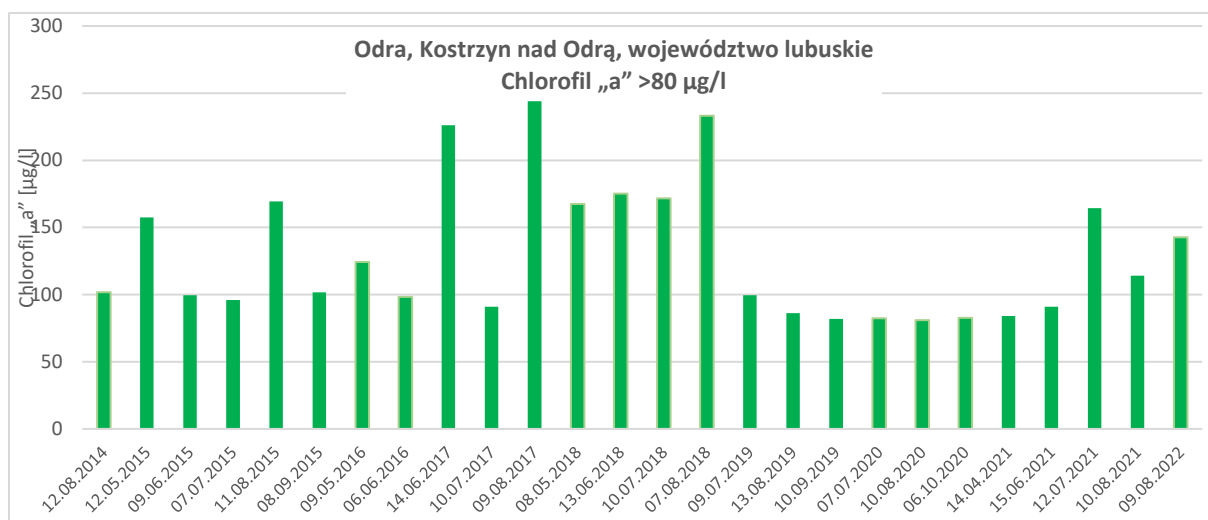
Za wartość graniczną do analizy wysokich stężeń chlorofilu „a” przyjęto, metodą ekspercką, 80 µg/l. Poniższe zestawienie pokazuje, jak wraz z biegiem rzeki Odry wzrasta częstotliwość pojawiania się takich epizodów. Na odcinku opolskim w analizowanym okresie 2014-2022 takie sytuacje stwierdzono w punkcie Kłodnica - 3, w Obrowcu – 2, we Wróblinie – 2, w Brzegu – 1. Wraz z biegiem rzeki częstotliwość takich epizodów wzrasta: w punkcie powyżej Wrocławia – 5, w Połęczku – 19, w Kostrzynie nad Odrą – 26, w Widuchowej – 36 obserwacji. Największy zanotowany zakwit wystąpił 9 sierpnia 2017 r. w punkcie Kostrzyn nad Odrą, kiedy to chlorofil „a” osiągnął wartość 243,9 µg/l. Nie obserwuje się wyraźnej tendencji w zmianie częstotliwości na przestrzeni lat, czy też wielkości stężeń w analizowanym okresie. Rzeka wraz z biegiem zmienia swój charakter, przyjmując cechy wielkiej rzeki nizinnej, w której pojawiają się warunki umożliwiające rozwój masowego zakwitu.



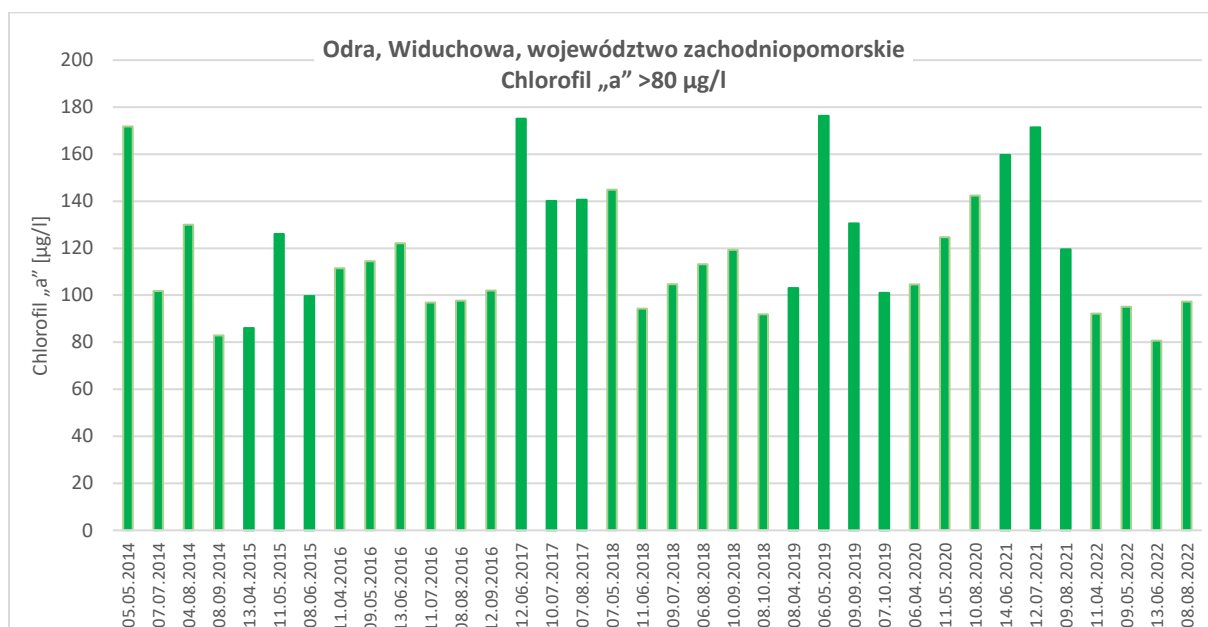
Wykres 54



Wykres 55



Wykres 56



Wykres 57

FITOPLANKTON

Fitoplankton budowany przez organizmy fotoautotroficzne stanowi jeden z biologicznych elementów jakości wód, uwzględnianych w ocenie stanu i potencjału ekologicznego rzek. Badania fitoplanktonu pozwalają ocenić wpływ na jakość wód rzecznych jednej z najważniejszych presji na środowisko wodne - dopływu substancji biogennych.

W wodach płynących wzrost fitoplanktonu jest ograniczany przez dostępność składników biogennych oraz prąd wody. Rozwojowi fitoplanktonu sprzyja przepływ laminarny, gdzie przy wysokiej zawartości substancji biogennych oraz sprzyjających warunkach pogodowych, w tym wysokiej temperaturze, może dochodzić do zakwitów fitoplanktonu

Fitoplankton jest monitorowany jedynie w rzekach o określonym typie abiotycznym, w tym przede wszystkim w Odrze przechodzącej na kolejnych odcinkach z rzeki nizinnej (typ RzN) w wielką rzeką niziną (typ RwN).

Próbki do badań fitoplanktonu rzeczno-pobierane są w okresie sezonu wegetacyjnego, od marca do listopada włącznie, z częstotliwością miesięczną (od 6 do 8 próbek na danym stanowisku). Jednocześnie z fitoplanktonem pobierane są próbki do badania stężenia chlorofilu „a” oraz wskaźników fizykochemicznych w wodzie.

Ponieważ celem analizy fitoplanktonu jest określenie stanu ekologicznego jcw, w związku z tym nie jest konieczna identyfikacja wszystkich występujących gatunków glonów. Analiza jakościowa składu fitoplanktonu polega na oznaczaniu zgodnie z listą taksonów wskaźnikowych, określonych w obowiązującej metodyce. Na liście oznaczanych taksonów znajdują się między innymi złotowiciowce, mikroglony o wielkości poniżej 10 µm (Chrysophyceae małe <10µm). W ocenie stanu ekologicznego rzek w Polsce wykorzystywany jest multimetryczny indeks fitoplanktonowy IFPL, będący średnią arytmetyczną wskaźnika chlorofilowego oraz wskaźnika trofii, opartego na taksonach wskaźnikowych występujących w zbiorowisku fitoplanktonu. Wskaźnik jest zgodny z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej i został zinterkalibrowany w europejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym.

Wyniki klasyfikacji i oceny w latach 2016-2022

W 2022 r. wykonana została ocena stanu jednolitych części wód objętych monitoringiem w latach 2016-2021. Fitoplankton podlegał pięciostopniowej klasyfikacji jako indeks multimetryczny IFPL stanowiąc jeden z elementów biologicznych w ocenie stanu i potencjału ekologicznego rzek.

Z 13 jcw, wyznaczonych na Odrze, dla których dokonano klasyfikacji wskaźnika fitoplanktonowego IFPL, 10 jcw przypisano klasę III (odpowiadającą potencjałowi umiarkowanemu), 2 jcw (Odra od wypływu ze zb. Polder Buków do Kanału Gliwickiego, Odra od Warty do Odry Zachodniej) przypisano klasę IV - odpowiadającą potencjałowi słabemu, a 1 jcw (Odra od Kanału Wschodniego do Czarnej Strugi) przypisana została II klasa, odpowiadająca potencjałowi dobremu.

Dla większości ocenianych odrzańskich jcw fitoplankton nie był elementem decydującym o klasyfikacji potencjału ekologicznego. Na słabą i złą ocenę elementów biologicznych jcw wzdłuż biegu Odry wpłynęły głównie wyniki klasyfikacji makrobezkręgowców bentosowych i ichtiofauny.

Wyniki badań składu taksonomicznego i biomasy w okresach intensywnego rozwoju fitoplanktonu

W wodach bogatych w substancje biogenne przy sprzyjających warunkach dochodzi do masowego rozwoju fitoplanktonu powodującego tzw. zakwity, które mogą mieć charakter toksyczny. Badania prowadzone w ramach pmś pozwalają na stwierdzenie intensywnego rozwoju organizmów fitoplanktonowych, określenie wielkości produkowanej biomasy oraz składu gatunkowego fitoplanktonu. W Odrze również systematycznie dochodzi do intensywnego rozwoju fitoplanktonu, szczególnie wiosną oraz w okresie letnim. Widocznemu trendowi wzrostu liczebności i biomasy fitoplanktonu towarzyszy również wzrost stężenia chlorofilu „a”.

Ze względu na częste występowanie wysokich wartości chlorofilu „a” do dalszego omówienia wybrano wyniki oznaczeń fitoplanktonu z lat 2014-2022, dla których wyniki chlorofilu „a” przekraczały wartość 100 µg/l w próbach. Stwierdzono, że dominującą grupę organizmów fitoplanktonowych podczas zakwitów w Odrze stanowiły okrzemki, a subdominantami były zielenice (Chlorophyceae) lub sinice (Cyanophyceae). Analiza szczegółowych oznaczeń fitoplanktonu z 2022 r. jest obecnie w trakcie realizacji.

Województwo opolskie

Na terenie województwa opolskiego badania fitoplanktonu prowadzono w 4 ppk zlokalizowanych na Odrze: Odra - Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy, Odra – Obrowiec, Odra – Wróblin, Odra – Brzeg. Zgodnie z pmś, w ppk Odra – Kłodnica i Odra – Obrowiec badania były prowadzone w latach 2017, 2020 oraz 2022, natomiast w ppk Odra – Wróblin oraz Odra – Brzeg w latach 2017 i 2020. Od 2022 r. prowadzone są badania w ppk Odra-Mikolin. Chlorofil „a” oznaczany był w województwie opolskim w czterech ppk zlokalizowanych na Odrze. Najwyższe wartości stężenia chlorofilu „a” (99,9 µg/l) wystąpiły w ppk Odra – Obrowiec (w ppk zlokalizowanym poniżej ujścia Kanału Gliwickiego, rz. Kłodnicy i poniżej m. Zdieszowice) oraz w ppk Odra – Brzeg - 110,1 µg/l (poniżej ujścia Małej Panwi oraz Nysy Kłodzkiej). Wysokie wartości stężenia chlorofilu „a” występowały najczęściej raz w roku, w okresie wegetacyjnym. Dominującą formą fitoplanktonu były: w Odrze zielenice i okrzemki, w zbiorniku Turawa – sinice oraz w zbiorniku Nysa – sinice w sezonie letnim i okrzemki wiosną.

Województwo dolnośląskie

Przeprowadzona analiza wyników oznaczeń próbek fitoplanktonu za lata 2015-2022 nie wykazała tendencji do tworzenia się i utrzymywania przez dłuższy czas zakwitu fitoplanktonu. Od 2015 w miesiącach letnich można było zaobserwować zwiększoną biomasę sinic (takie taksony jak *Macrocyctis* i *Planktothrix*) w zespole planktonu. Największa ich liczebność występowała w latach suchych i gorących. Jest to zjawisko powtarzające się cyklicznie w mniej więcej stałym nasileniu, nie może być więc wiązane z tegorocznym pomorem ryb. Analiza składu taksonomicznego fitoplanktonu także nie wykazuje długo utrzymujących się silnych zakwitów.

Województwo lubuskie

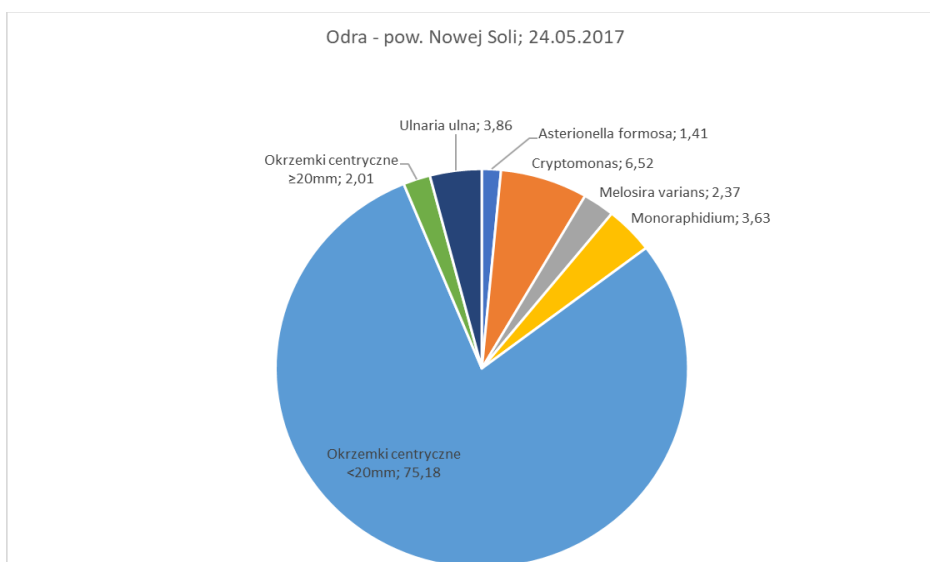
Do analizy wzięto pod uwagę badania z trzech punktów na Odrze z lat 2014-2022: powyżej Nowej Soli (most na drodze Nowa Sól - Przyborów), w Połęcku oraz w Kostrzynie nad Odrą. Badania chlorofilu w Nowej Soli były połączone z badaniami fitoplanktonu (2014, 2017, 2020). W Połęcku oraz Kostrzynie nad Odrą badania chlorofilu „a” realizowano co roku, natomiast fitoplanktonu jedynie w wybranych latach (2017, 2020). Epizody wysokich wartości chlorofilu „a” pokrywały się z pomiarami fitoplanktonu jedynie w 2017 roku. Najwyższe wartości chlorofilu „a” zaobserwowano we wszystkich punktach w 2017 roku, przy czym najwyższą wartość odnotowano w Nowej Soli (407,8 µg/l). We wszystkich przypadkach dominowały okrzemki centryczne. W przypadku Nowej Soli dominacja była znacząca, natomiast w Połęcku oraz Kostrzynie nad Odrą udział innych grup taksonomicznych wzrastał.

Województwo zachodniopomorskie

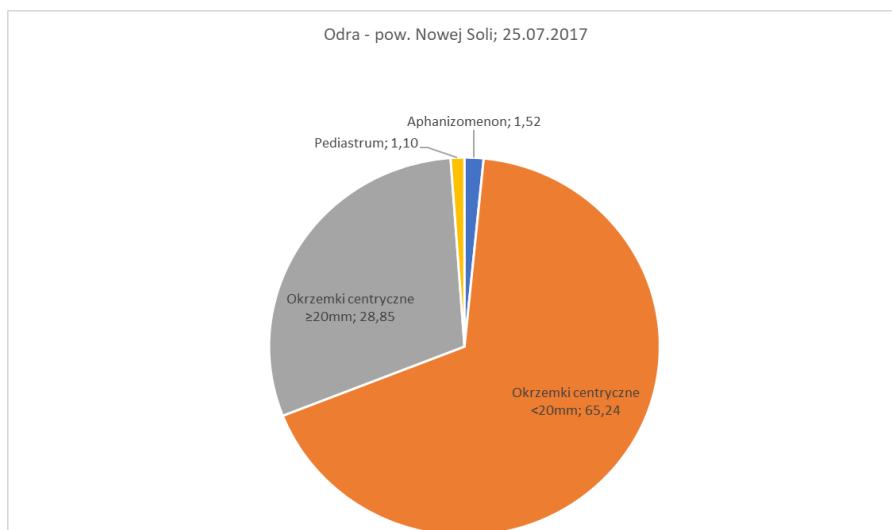
Badania fitoplanktonu w latach 2014-2022 prowadzone były w 3 punktach na Odrze (Krajnik Dolny, Most Cłowy, Siadło Dolne) - na dwóch z nich odnotowano wartości chlorofilu „a” powyżej przyjętej granicy 100 µg/l. W latach 2014-2022 w punkcie Odra powyżej ujścia Rurzyca m. Krajnik Dolny,

gdzie badania fitoplanktonu prowadzone są corocznie, 23 razy wystąpiła koncentracja chlorofilu „a” przekraczająca 100 µg/l. We wszystkich przypadkach dominowały okrzemki (Bacillariophyceae) i były to głównie gatunki: *Stephanodiscus hantzchii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Actinocyclus normanii* i *Asterionella formosa*. Subdominantami były zielenice (Chlorophyceae), sinice (Cyanophyceae) lub eugleniny (*Phacus longicauda*). Zaobserwowano również wzrost różnorodności gatunkowej fitoplanktonu w ciągu analizowanego okresu. W trzech próbach z 2019 roku oraz w jednej z 2021 roku stwierdzono występowanie taksonu złotowiciowców (Chrysophyceae > 10 µm), ale jego udział w całkowitej biomacie nie przekraczał 0,05%. Ponieważ na liście brak taksonów obejmujących *P. parvum* (Prymnesiophyceae/Coccolithophyceae, Haptophyta), jest możliwość, że w razie wystąpienia tego gatunku w próbie, zostałby zaliczony do tej grupy ze względu na historyczne ujęcie taksonomiczne.

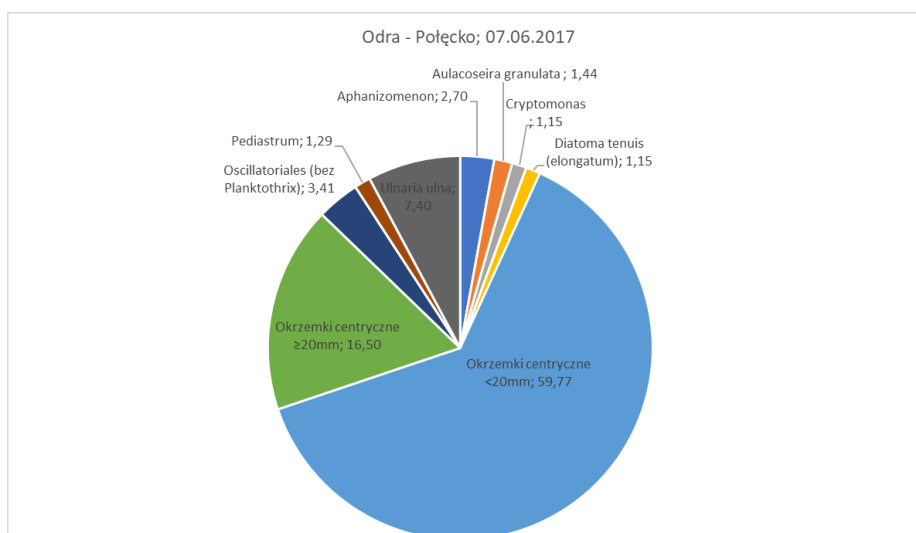
Na wykresach kołowych przedstawiono całkowitą biomasę fitoplanktonu (mm³/l) z podziałem na klasy, w próbie z maksymalnym stężeniem chlorofilu „a”. Fitoplankton przedstawiono również w postaci łącznej objętości z podziałem na taksony. Na wykresach przedstawiono taksony, których udział procentowy w biomacie przekracza 1%.



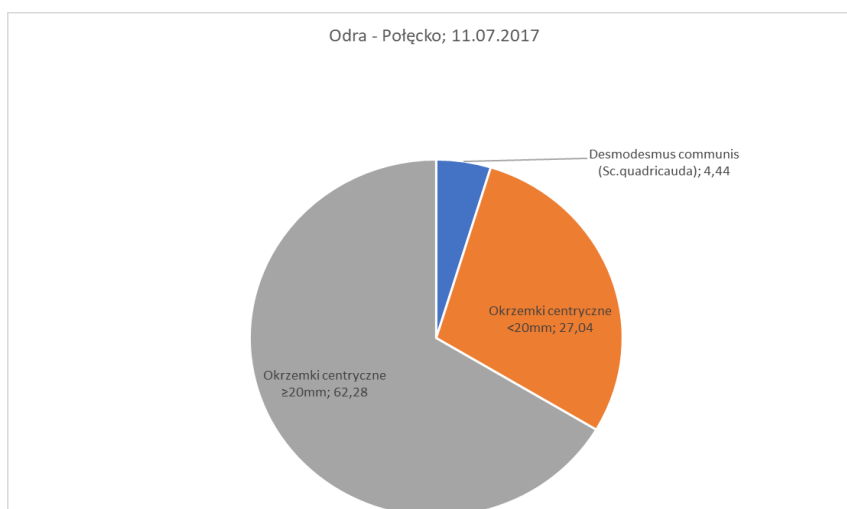
Wykres 58



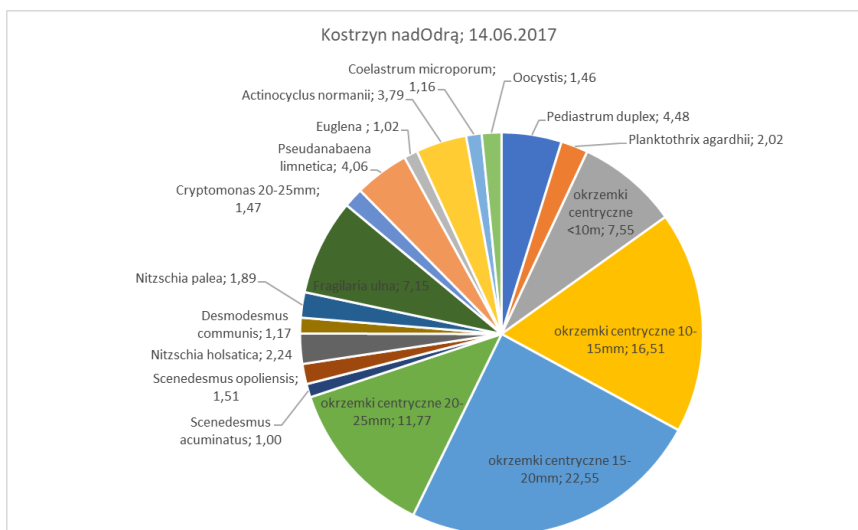
Wykres 59



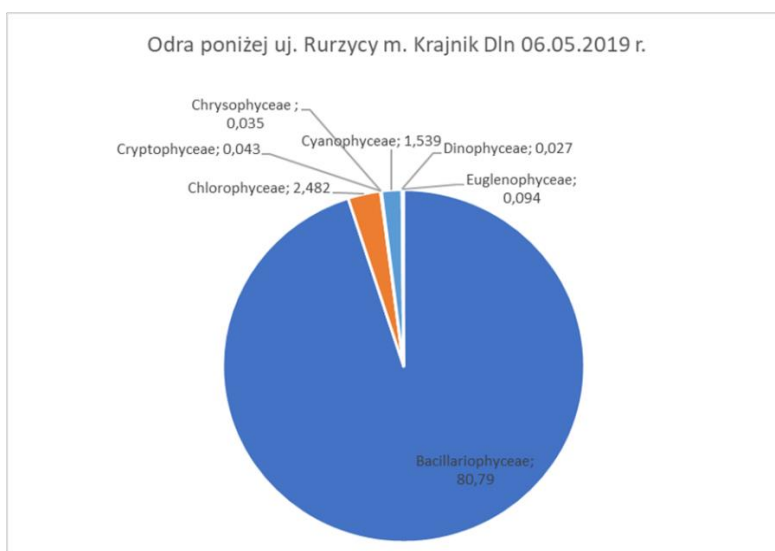
Wykres 60



Wykres 61



Wykres 62



Wykres 63

Obecność złotowiciowców w Odrze - toksyczne zakwity fitoplanktonu

Dotychczas nie obserwowano w Odrze incydentów zakwitów spowodowanych przez nadmierny rozwój toksycznych glonów oraz obecności w wodzie ichtiotoksyn w stężeniach zagrażających życiu organizmów wodnych, na skalę jaka miała miejsce w sierpniu 2022 r. Za przyczynę masowego śnięcia ryb latem 2022 r. uznaje się *P. parvum* glon tworzący toksyczne zakwity. Gatunek ten nie był oznaczany w ramach badań monitoringu wód, ponieważ do celów spełnienia wymagań RDW nie jest niezbędna identyfikacja wszystkich występujących glonów, a analiza takich taksonów fitoplanktonu rzecznoego, które dają możliwość oceny stanu i potencjału ekologicznego w danym punkcie monitoringowym. W sierpniu 2022 r. w wodach Odry stwierdzono obecność *P. parvum*, które wydzielają silną ichtiotoksynę, mogącą przyczynić się bezpośrednio do mającego wówczas miejsce zjawiska masowego śnięcia ryb.

Piśmiennictwo

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 roku ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. UE L00.327 z dnia 22 grudnia 2000 r.).

MacDonald D., Ingersoll C., Berger T., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>

Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 13 lipca 2021 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. 2021 poz. 1576).

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2021 poz. 1475).

WT-732, 2003. Consensus-Based Sediment Quality Guidelines. Recommendations for Use & Application. <https://dnr.wi.gov/DocLink/RR/RR088.pdf>

IV. ANALIZA CZASOWEJ I PRZESTRZENNEJ ZMIENNOŚCI PARAMETRÓW FIZYKOCHEMICZNYCH WÓD ODRY I JEJ DOPŁYWÓW

Rozdział przygotowany przez Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy na podstawie danych udostępnionych przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska

WSTĘP

W ramach monitoringu interwencyjnego w związku z katastrofą ekologiczną, wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska od sierpnia 2022 r., oprócz prowadzenia rutynowego monitoringu jakości wód przez CLB GIOŚ w ramach pmś, rozpoczęły regularne pobieranie próbek w dodatkowych punktach na Odrze i na jej dopływach oraz ich analizę pod kątem parametrów fizykochemicznych i oceny występowania i liczebności fitoplanktonowego gatunku o właściwościach ichtiotoksycznych, *Prymnesium parvum*. Szczegółowe informacje nt. lokalizacji punktów poboru, częstotliwości oraz zakresu badań, zostały przedstawione we *Wstępnym raporcie zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze*⁴, oraz poprzednim rozdziale aktualnego opracowania.

METODY

Przedstawione poniżej wyniki analiz wykonano na podstawie danych z monitoringu interwencyjnego z okresu od 1 sierpnia 2022 r. do 31 stycznia 2023 r. Zestaw danych z ww. okresu obejmował ogółem 2303 próbki, w tym dla ok. 98% z nich dostępny był komplet danych dotyczących podstawowych parametrów takich jak temperatura wody, jej natlenienie i odczyn oraz zasolenie i stężenia pierwiastków biogenych.

Badania interwencyjne obrazują czasowy i przestrzenny przebieg zmian wartości parametrów wód Odry w objętym analizą półroczu. Mimo wynikającego z ogromnej skali przestrzennej i nowości zjawiska zróżnicowania liczby i rozmieszczenia wyznaczanych stanowisk na całym przebiegu Odry i w jej dopływach (od kilku do kilkudziesięciu punktów monitorowanych jednocześnie w tym samym dniu) oraz różnej częstotliwości poborów (w początkowym okresie badania dobowe, a następnie pobór próbek dwa razy w tygodniu), powstała obszerna baza danych umożliwiająca ocenę dynamiki warunków środowiskowych w zakresie zasolenia, odczynu wód, natlenienia i zasobności w składniki biogenne.

Wyniki pomiarów przedstawiono i analizowano zarówno jako dane surowe (pojedyncze wyniki dla poszczególnych dat), jak również, w celu uzyskania bardziej zgeneralizowanego obrazu jako wartości średnie dla badanych miesięcy oraz w podziale na odcinki rzeki, tj. Odrę Górną (od granicy państwa w Chałupkach do Kędzierzyna-Koźła), Odrę skanalizowaną (Kędzierzyn-Koźle – Malczyce); Odrę swobodnie płynącą (Malczyce – ujście Warty) oraz Odrę Dolną (ujście Warty – jezioro Dąbie).

⁴ <https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2022/10/Wstepny-raport-zespołu-ds.-sytuacji-na-rzece-Odrze.pdf>

Dla zobrazowania zmienności czasowo-przestrzennej parametrów jakości wód, zmiany zasolenia, zakwaszenia, natlenienia i żyzności wód Odry i jej dopływów przedstawiono w postaci tzw. „map ciepła” dla wartości parametrów w nurcie rzeki, od odcinka Odry Górnej po Zalew Szczeciński oraz odrębnie dla Kanału Gliwickiego wraz z rzeką Kłodnicą. Zmienność czasową przedstawiono na danych surowych notowanych w kolejnych datach poborów, z podziałem na okres katastrofy (sierpień-wrzesień) i miesiące po niej następujące (październik 2022-styczeń 2023). Dla uzyskania większej przejrzystości obrazu, na wykresach pominięte zostały stanowiska monitorowane sporadycznie (1-3 pobory w uwzględnionym okresie). Pomiarów parametrów wskazujące na wartość poniżej granicy oznaczalności wprowadzono jako wartość zerową. Warunki zasolenia przedstawiono z uwzględnieniem zarówno przewodności elektrolitycznej ($\mu\text{S}/\text{cm}$), jak i stężenia chlorków, siarczanów i sodu (w mg/l), zakwaszenie, na podstawie pH wody, warunki tlenowe jako wartości tlenu rozpuszczonego (mg/l) i nasycenie wody tlenem (%), a zasobność w substancje pokarmowe na podstawie frakcji całkowitych azotu i fosforu (w mg/l).

WYNIKI

Zmienność przestrzenną podstawowych charakterystyk analizowanych parametrów fizykochemicznych wód w odniesieniu do wydzielonych odcinków rzeki i kanałów można prześledzić na podstawie tabeli 1. Zmiany charakterystyk w poszczególnych miesiącach analizowanego okresu przedstawia tabela 2. Opracowane dla poszczególnych parametrów tzw. „mapy ciepła” stanowią natomiast powiązanie wszystkich tych informacji.

Tabela 1. Podstawowe statystyki wartości parametrów fizykochemicznych wód Odry i jej dopływów w całym okresie od 1 sierpnia 2022 r. do 31 stycznia 2023 r. w podziale na wyróżnione odcinki

Odcinek	Statystyka	Temp. wody [st.C]	Tlen [mg/l]	Tlen (%)	Zawiesina ogólna [mg/l]	pH	Przewodność [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Siarczany [mg/l]	Chlorki [mg/l]	Sód [mg/l]	Azot Kjeldahla [mg/l]	Azot azotanowy [mg/l]	Azot azotynowy [mg/l]	Azot amonowy [mg/l]	Azot ogólny [mg/l]	Fosfor ogólny [mg/l]
Odra Górna	Średnia	12,9	9,3	92,6	56,5	7,7	1238	80	273	185	1,51	2,67	0,061	0,27	4,23	0,273
	Minimum	0,2	4,4	52,0	12,0	7,1	359	36	28	25	0,47	0,00	0,000	0,00	2,20	0,120
	Maximum	25,6	13,4	138,6	380,0	8,2	2910	253	830	487	5,70	4,56	0,206	2,89	7,70	1,310
	σ	7,1	2,0	11,9	64,8	0,1	622	26	198	121	0,89	0,64	0,030	0,44	0,98	0,171
	N stanowisk	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	N próbek	214	214	199	47	214	214	214	214	214	214	146	146	146	67	144
Odra skanalizowana	Średnia	17,3	8,7	89,5	27,7	7,7	1303	102	311	191	1,60	2,39	0,054	0,18	4,06	0,267
	Minimum	0,0	3,7	43,0	5,0	7,0	656	57	106	64	0,53	0,37	0,012	0,00	1,80	0,091
	Maximum	26,0	15,8	153,0	133,0	9,1	2790	232	837	494	4,50	4,60	0,315	0,76	7,92	1,100
	σ	6,5	2,0	13,2	28,5	0,2	436	21	135	81	0,84	0,72	0,040	0,13	1,07	0,176
	N stanowisk	9	9	9	4	9	9	9	9	9	6	6	6	9	6	6
	N próbek	466	465	424	86	466	467	463	463	459	162	161	162	225	161	161
Odra	Średnia	16,2	9,4	94,6	27,5	8,1	1661	114	415	226	0,99	2,14	0,027	0,10	3,16	0,135
	Minimum	0,0	6,2	63,0	7,8	7,1	784	40	134	75	0,00	0,00	0,000	0,00	0,47	0,038

Odcinek	Statystyka	Temp. wody [st.C]	Tlen [mg/l]	Tlen (%)	Zawiesina ogólna [mg/l]	pH	Przewodność [µS/cm]	Siarczany [mg/l]	Chlorki [mg/l]	Sód [mg/l]	Azot Kjeldahla [mg/l]	Azot azotanowy [mg/l]	Azot azotynowy [mg/l]	Azot amonowy [mg/l]	Azot ogólny [mg/l]	Fosfor ogólny [mg/l]
	Maximum	27,0	14,7	174,0	120,0	9,2	2890	176	845	463	2,91	4,66	0,101	0,41	6,61	0,372
	σ	7,2	1,7	13,1	21,0	0,3	378	17	124	71	0,47	1,11	0,019	0,09	1,10	0,068
	N stanowisk	10	10	10	7	10	10	10	10	10	9	9	9	7	9	9
	N próbek	437	437	415	37	437	437	436	436	436	146	146	146	169	154	154
Odra Dolna	Średnia	17,1	8,0	80,4	15,5	8,1	1098	84	245	127	1,36	1,10	0,012	0,17	2,72	0,200
	Minimum	0,6	0,6	7,2	4,8	7,4	626	55	62	43	0,62	0,00	0,000	0,00	0,24	0,082
	Maximum	28,5	14,4	187,6	29,0	9,1	1705	113	439	236	2,98	4,72	0,032	0,98	4,24	0,572
	σ	7,9	3,1	24,7	4,1	0,3	167	7	59	29	0,53	1,04	0,008	0,17	0,85	0,104
	N stanowisk	14	14	14	9	14	14	10	10	10	9	9	9	10	9	9
	N próbek	408	408	386	175	408	408	387	387	387	224	229	224	166	139	241
Zalew Szczeciński	Średnia	21,3	7,3	83,7	7,5	8,0	2413	144	690	336	bd	0,57	0,015	0,19	1,64	0,198
	Minimum	12,6	3,7	42,2	2,5	7,5	1425	86	345	177	bd	0,24	0,015	0,01	1,56	0,095
	Maximum	25,1	10,9	131,8	22,5	8,9	3906	211	1196	589	bd	0,98	0,015	0,57	1,72	0,298
	σ	3,0	1,4	16,8	3,7	0,4	721	33	248	115	bd	0,39	0,000	0,14	0,11	0,115
	N stanowisk	6	6	6	4	6	6	6	6	6	bd	2	2	4	2	2
	N próbek	108	108	100	82	108	108	108	108	108	bd	4	2	76	2	4
Kanał Gliwicki z Kłodnicą	Średnia	15,3	11,6	116,2	19,4	8,2	4065	415	1101	752	1,15	1,09	0,063	0,20	2,08	0,430
	Minimum	0,0	3,1	35,9	2,0	6,1	758	76	83	69	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,078
	Maximum	30,3	23,0	306,0	50,4	9,5	8370	857	2279	1650	4,60	8,60	0,560	1,20	9,50	2,570
	σ	6,7	4,0	46,5	10,4	0,5	1501	164	464	318	0,98	1,29	0,071	0,28	1,68	0,268
	N stanowisk	9	9	8	6	9	9	9	9	9	8	8	8	5	8	8
	N próbek	549	549	492	94	549	549	549	549	543	379	378	379	130	495	495
Kanał Kędzierzyn Koźle	Średnia	14,4	11,6	117,8	23,5	8,3	1981	226	479	340	2,52	1,16	0,076	0,16	3,82	0,284
	Minimum	2,2	3,8	16,5	9,2	7,1	1083	146	200	106	0,31	0,00	0,000	0,00	0,50	0,060
	Maximum	27,4	22,1	253,0	32,4	9,6	3000	380	1188	1430	5,00	3,57	2,540	0,91	6,80	2,570
	σ	6,9	3,3	47,4	5,6	0,6	415	35	132	152	1,28	1,01	0,298	0,22	1,52	0,297
	N_stanowisk	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	N_próbek	84	84	76	24	84	84	84	84	84	71	71	71	25	71	71

Tabela 2. Podstawowe statystyki miesięczne wartości parametrów fizykochemicznych wód Odry i jej dopływów w okresie od 1 sierpnia 2022 r. do 31 stycznia 2023 r.

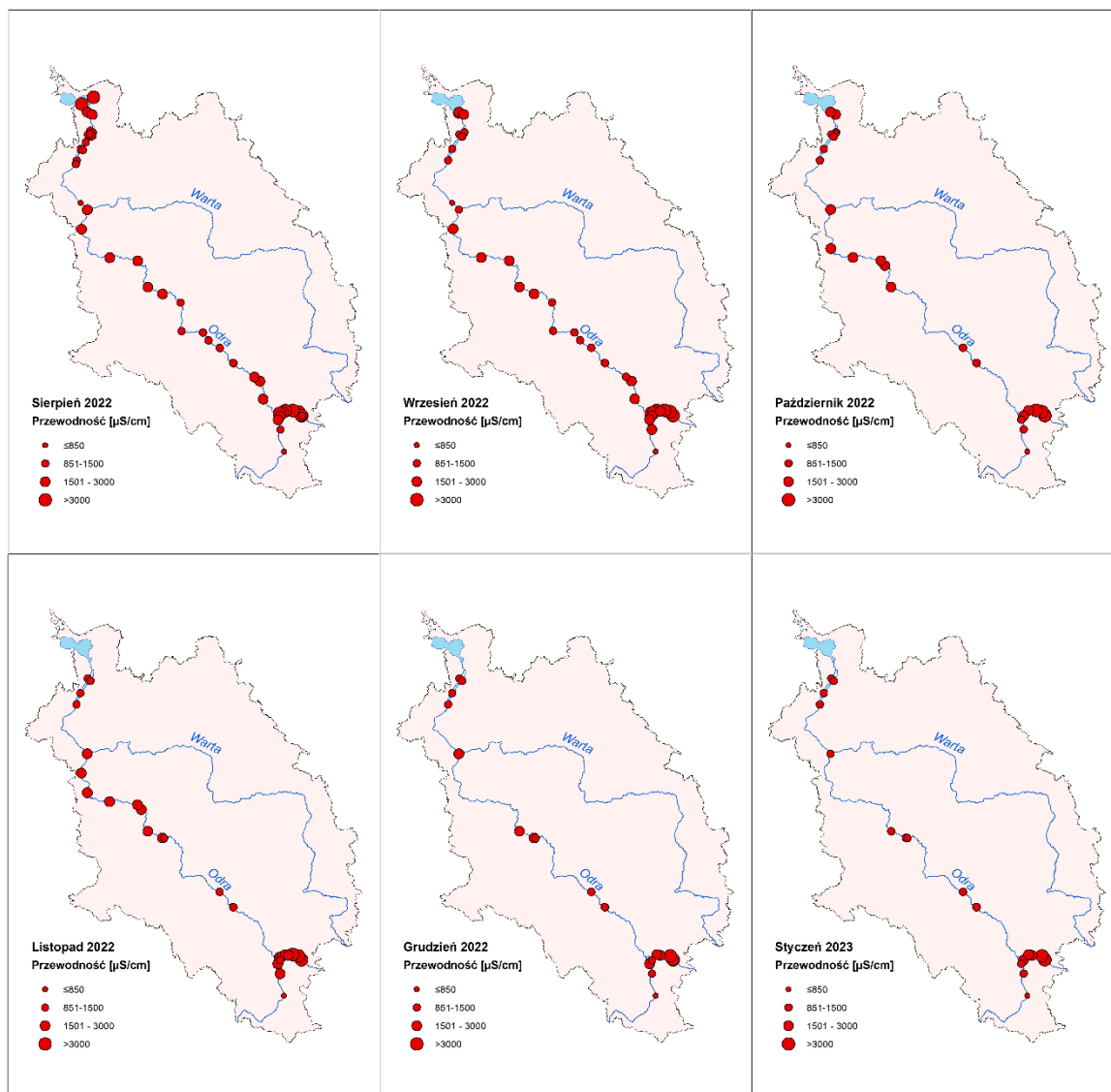
Parametr		Miesiąc					
		VIII 22	IX 22	X 22	XI 22	XII 22	I 23
Przewodność [µS/cm]	Średnie	2166	2049	2269	2171	2170	1757
	Minimum	374	484	415	808	365	359
	Maksimum	7290	6700	7450	8370	7750	6750
	σ	1489	1225	1503	1735	1766	1449
	N próbek	830	782	120	197	172	180

Parametr		Miesiąc					
		VIII 22	IX 22	X 22	XI 22	XII 22	I 23
Chlorki [mg/l]	Średnie	584	538	565	521	528	402
	Minimum	28	41	34	88	35	35
	Maksimum	2467	1965	2084	2279	2126	1834
	σ	472	390	439	447	480	388
	N próbek	809	782	118	196	172	180
Siarczany [mg/l]	Średnie	183	188	198	180	177	158
	Minimum	36	48	45	70	43	40
	Maksimum	857	782	802	801	677	633
	σ	167	147	171	171	165	136
	N próbek	809	782	118	196	172	180
Sód [mg/l]	Średnie	338	350	391	328	343	270
	Minimum	25	40	27	88	32	37
	Maksimum	1540	1360	1380	1650	1450	1460
	σ	299	284	319	318	345	281
	N próbek	800	782	118	196	172	180
pH	Średnie	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	7,9
	Minimum	6,1	7,3	7,1	7,0	7,1	7,1
	Maksimum	9,6	9,5	9,0	8,8	8,8	8,8
	σ	0,5	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3
	N próbek	830	782	120	197	172	180
Tlen [%]	Średnie	92,8	102,8	89,9	94,0	89,6	92,4
	Minimum	7,2	42,2	76,3	51,0	45,0	62,1
	Maksimum	306,0	255,0	100,0	163,0	118,0	134,8
	σ	34,8	35,5	6,1	14,3	10,9	10,0
	N próbek	793	741	22	197	172	180
Tlen [mg/l]	Średnie	8,0	9,6	10,1	10,6	11,9	11,9
	Minimum	0,6	3,7	6,0	5,6	5,7	7,9
	Maksimum	23,0	23,0	17,7	19,0	15,8	19,2
	σ	3,0	3,3	2,2	1,7	1,6	1,5
	N próbek	829,0	782,0	120,0	197,0	172,0	180,0
Azot ogólny [mg/l]	Średnie	2,86	2,22	2,66	2,61	3,52	4,12
	Minimum	0,00	0,00	1,56	0,00	0,51	0,47
	Maksimum	7,92	7,90	4,41	5,30	9,50	8,70
	σ	1,78	1,55	0,57	0,99	1,45	1,33
	N próbek	299	301	22	192	172	180
Fosfor ogólny [mg/l]	Średnie	0,413	0,348	0,110	0,195	0,213	0,222
	Minimum	0,124	0,094	0,082	0,060	0,038	0,076
	Maksimum	2,570	2,570	0,167	0,880	0,820	1,000
	σ	0,270	0,230	0,020	0,146	0,168	0,171
	N próbek	368	338	22	192	172	180

Warunki zasolenia

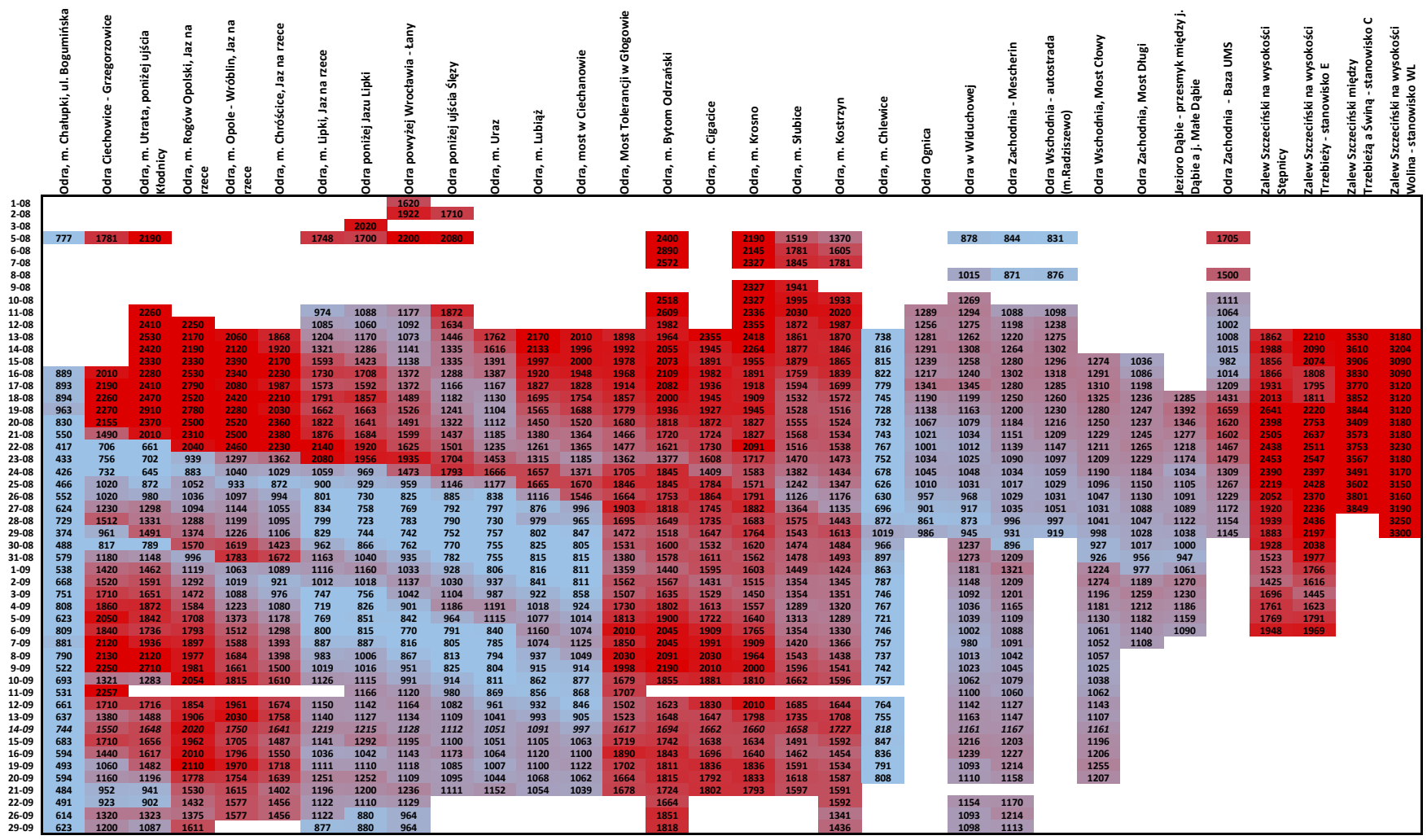
Porównanie przewodności właściwej na biegu rzeki i w kanałach wskazuje na stale znacząco podwyższone wartości tego parametru w Kanale Gliwickim (przez cały analizowany okres) oraz w przyujściowym odcinku Odry (tabela 1), przede wszystkim w okresie katastrofy i tuż po niej (rys. 1). Jak wykazano we *Wstępnym raporcie*, w miesiącach wystąpienia masowego śnieżenia ryb w Odrze, w niemal wszystkich badanych punktach w przypadku większości dokonanych pomiarów przewodność właściwa znacząco przekraczała wartości normatywne dla rzek nizinnych (690 $\mu\text{S}/\text{cm}$) i wielkich rzek nizinnych (850 $\mu\text{S}/\text{cm}$). W następujących po sobie miesiącach zasolenie kształtowało się na zbliżonym poziomie i w przypadku przewodności elektrolitycznej właściwej wynosiło średnio ok. 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, osiągając wartości maksymalne w listopadzie 2022 r. W przypadku sodu, najwyższe wartości stwierdzono jesienią: wysoką wartość średnią (391 mg/l) w październiku i najwyższe wartości minimalne (>80 mg/l) i maksymalne (>1600 mg/l) w listopadzie, podczas gdy w przypadku chlorków i siarczanów najwyższe średnie i maksymalne stężenia notowano latem 2022 r. Odmienna charakterystyka zmienności stężeń sodu oraz chlorków i siarczanów może wskazywać na inne źródła pochodzenia tych substancji. Wszystkie analizowane parametry zasolenia charakteryzowały najniższe średnie w styczniu 2023 r. (tabela 2).

Analiza dynamiki zmian zasolenia wzdłuż biegu Odry wskazuje na jego gwałtowny wzrost już na odcinku Górnej Odry, na stanowisku Odra Ciechowice – Grzegorzowice i podwyższone stężenia w każdym z analizowanych miesięcy do wysokości stanowisk: Odra, m. Chróścice i Odra, m. Lipki, w których okolicy następuje rozcieńczenie stężenia soli i ponowny skokowy wzrost w punkcie poboru: Odra, Most Tolerancji w Głogowie (rys. 2). Znaczny spadek zasolenia w okresie sierpień-wrzesień stwierdzany jest natomiast na stanowisku zlokalizowanym za ujściem Warty, Odra, m. Chlewice. Przebieg zmian stężenia chlorków, siarczanów i sodu w czasie i przestrzeni jest zbliżony do tych obserwowanych dla przewodności elektrolitycznej właściwej (rys. 3-5). W trakcie poborów jesienno-zimowych stwierdzano nadal wysokie wartości przewodnictwa w listopadzie i grudniu w górnym biegu rzeki oraz w całym analizowanym okresie na odcinku od Głogowa. Rozcieńczenie zasolonych wód widoczne jest dopiero w punkcie Odra w Widuchowej, ze względu na brak poborów z dwóch zlokalizowanych poniżej stanowisk (rys. 6-9). Wartości przewodności elektrolitycznej, a także stężenia chlorków, siarczanów i sodu wykazują znaczną zmienność czasową, na co może mieć wpływ sytuacja hydrologiczna i wielkość opadu.

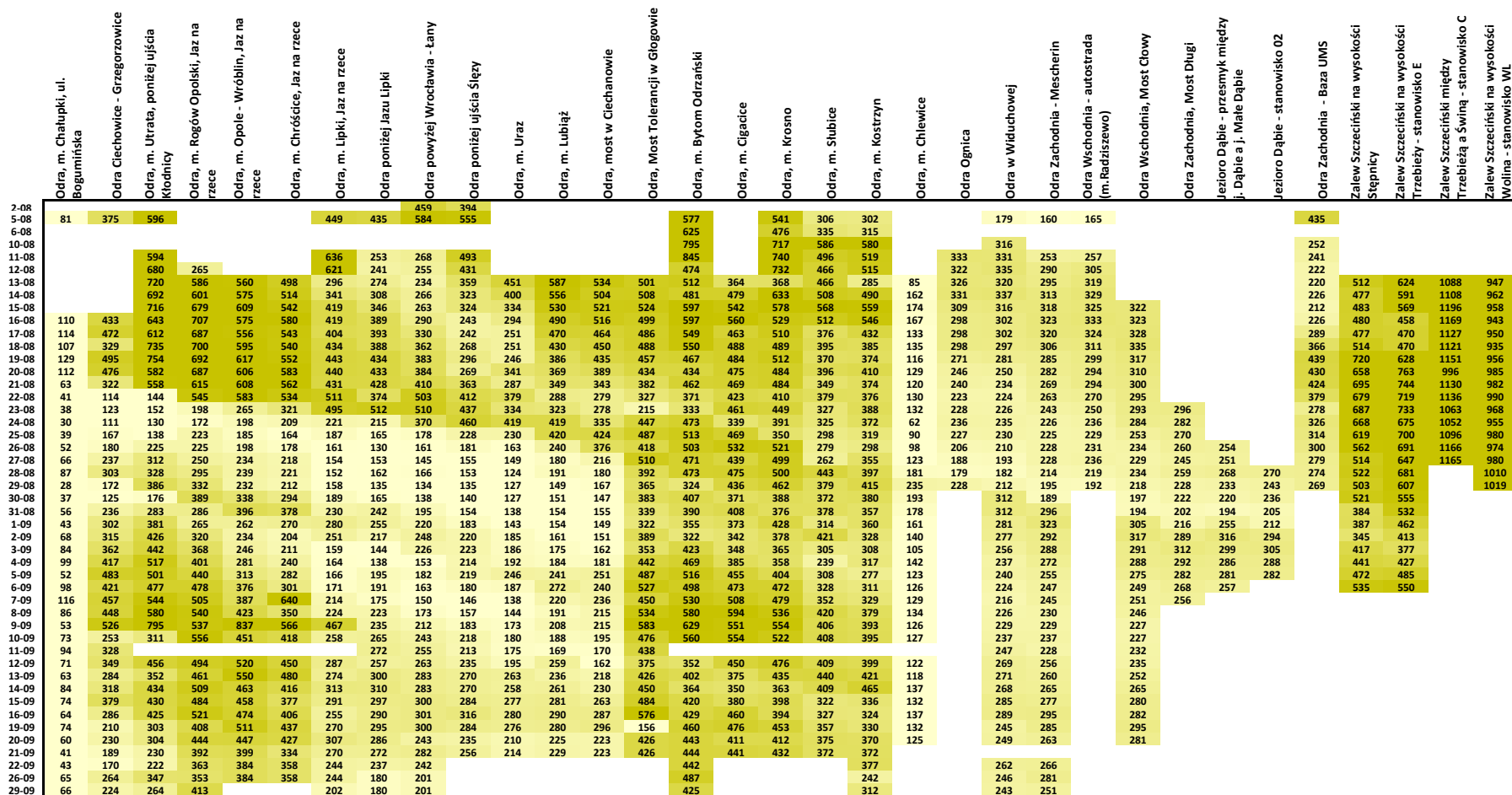


Rys. 1. Zmienność wartości przewodności elektrolitycznej właściwej ($\mu\text{S}/\text{cm}$) na stanowiskach monitoringowych wzdłuż biegu Odry i na kanałach w kolejnych miesiącach badań między sierpniem 2022 r. a styczniem 2023 r.

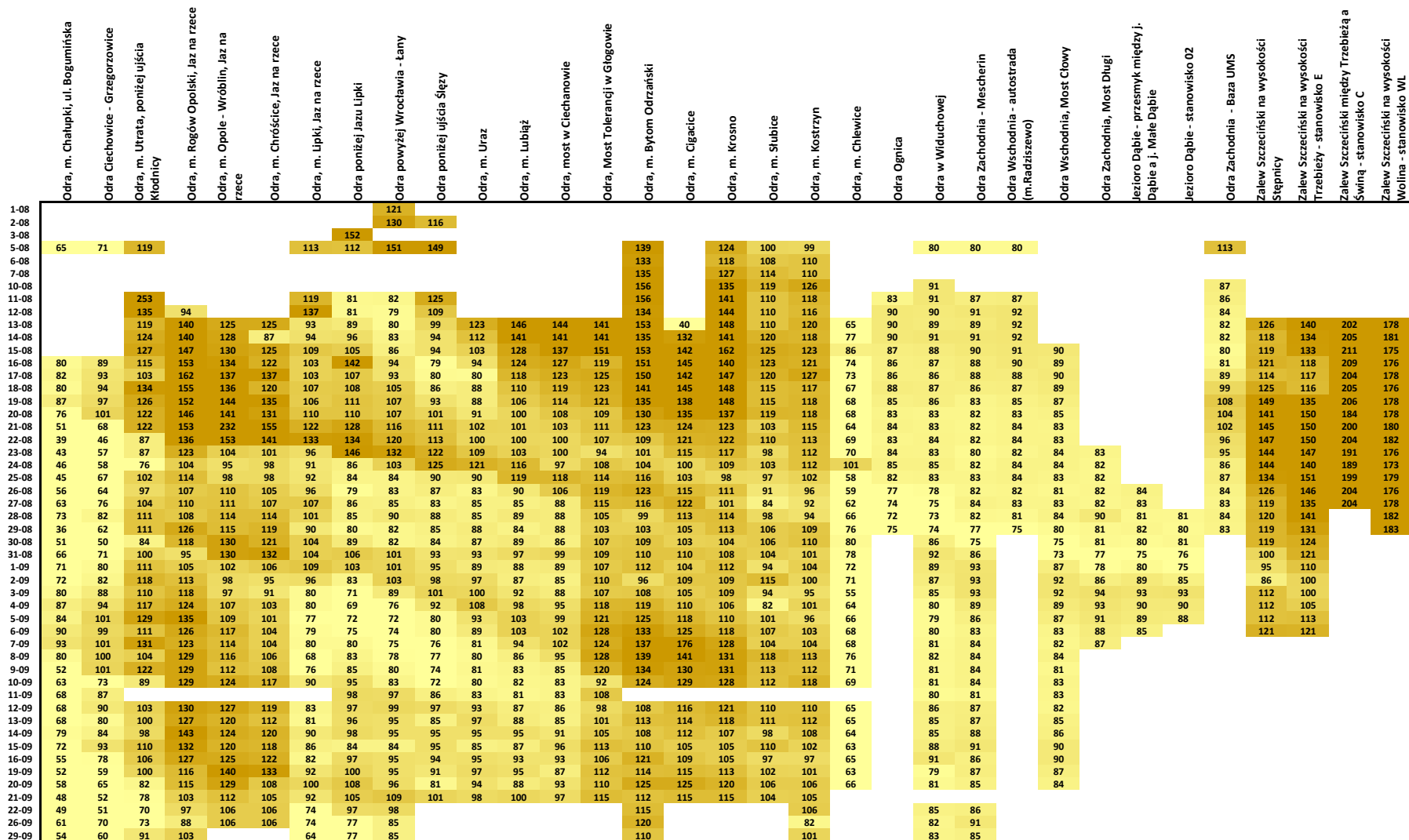
W Kanale Gliwickim wartości przewodności elektrolitycznej właściwej były znacznie wyższe niż w Odrze i wahały się w zakresie 758-8370 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (średnio 4065 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dla całego analizowanego okresu (tab. 1), podobnie jak chlorków, siarczanów i sodu, których stężenia w Kanale były znacząco wyższe niż na całym biegun Odry (rys. 1, tab., 2). W obrębie kanałów zaznaczyła się stosunkowo niewielka zmienność czasowa (podobne wartości parametrów w całym analizowanym okresie), za to znaczna zmienność przestrzenna, gdzie pierwsze trzy stanowiska na biegu Kanału Gliwickiego charakteryzowały znacząco wyższe wartości parametrów zasolenia niż na stanowiskach w dół od Rudzińca oraz na Kanale Kędzierzyńskim (rys. 10-11).



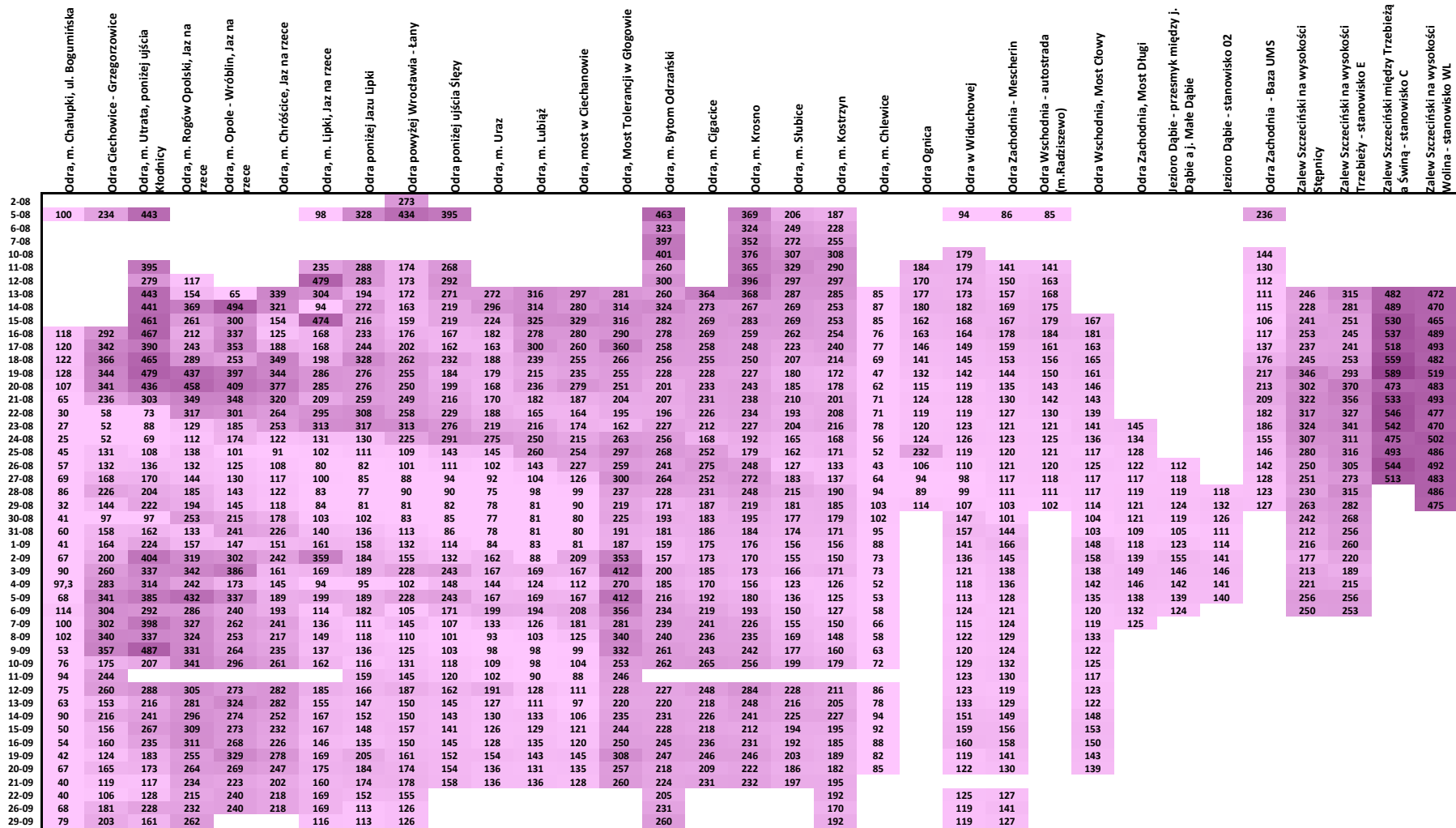
Rys. 2. Zmienność przestrzenna i czasowa przewodności elektrolitycznej właściwej ($\mu\text{S}/\text{cm}$) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze i Zalewie Szczecińskim sierpnia i września 2022 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percyntyl 10% do >percyntyl 90%.



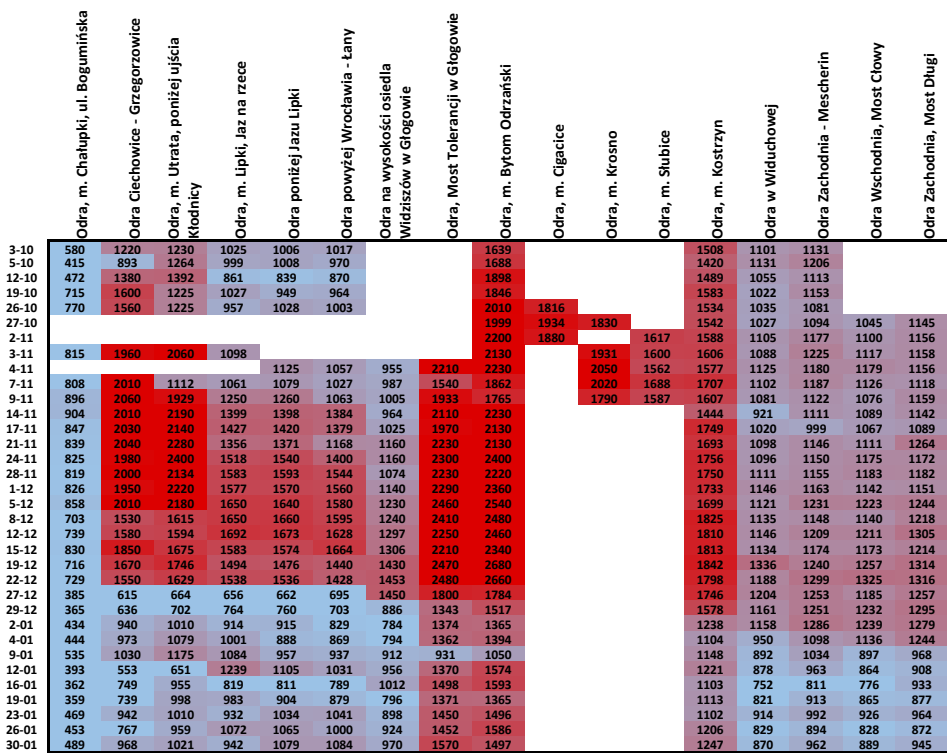
Rys. 3. Zmienność przestrzenna i czasowa stężenia chlorków (mg/l) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze i Zalewie Szczecińskim sierpniu i wrześniu 2022 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <math><10\text{th percentile}</math> do >math>90\text{th percentile}</math>.



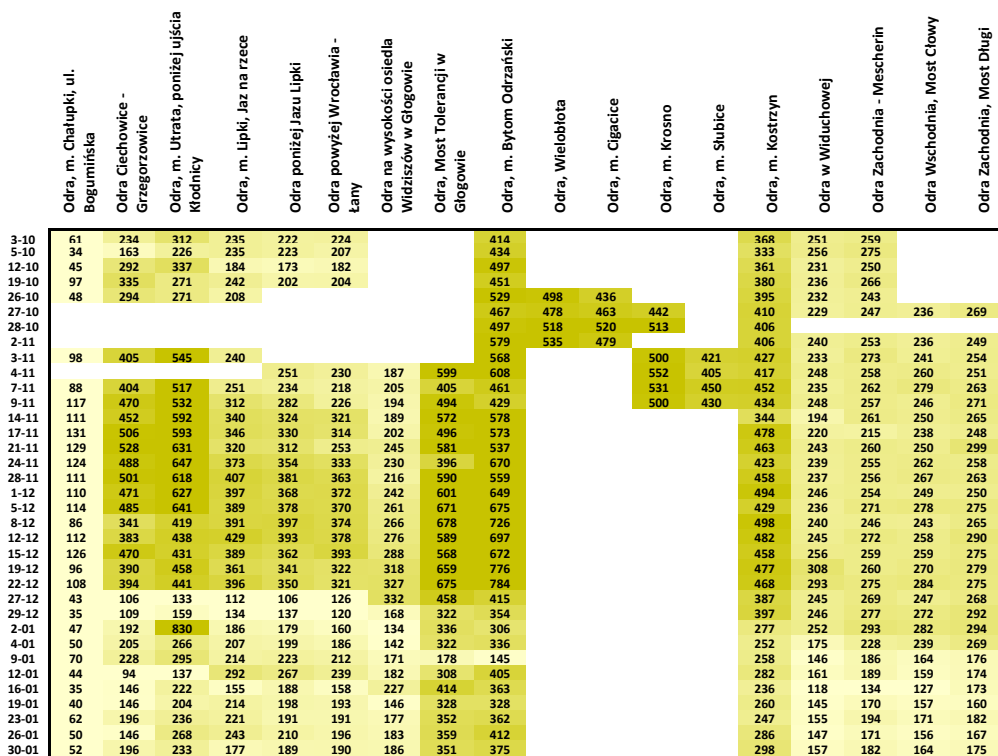
Rys. 4. Zmienność przestrzenna i czasowa stężenia siarczanów (mg/l) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze i Zalewie Szczecińskim sierpniu i wrześniu 2022 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percyntyl 10% do >percyntyl 90%.



Rys. 5. Zmienność przestrzenna i czasowa stężenia sodu (mg/l) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze i Zalewie Szczecińskim sierpniu i wrześniu 2022 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od < percentyl 10% do >percentyl 90%.



Rys. 6. Zmienność przestrzenna i czasowa przewodności elektrolitycznej właściwej ($\mu\text{S/cm}$) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze w okresie od października 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percentyl 10% do >percentyl 90%.



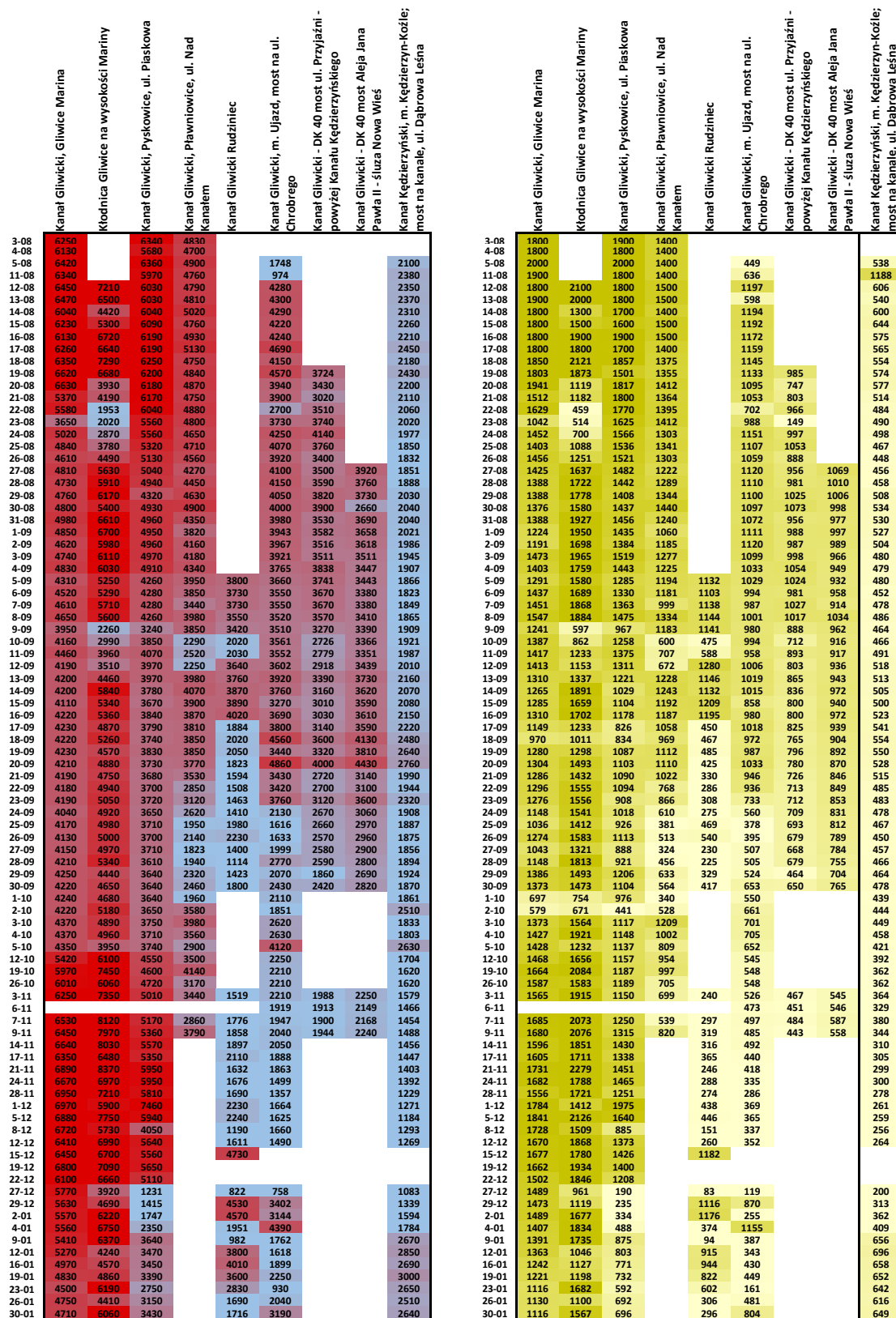
Rys. 7. Zmienność przestrzenna i czasowa stężenia chlorków (mg/l) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze i Zalewie Szczecińskim w okresie od października 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percentyl 10% do >percentyl 90%.

	Odra, m. Chatupki, ul. Bogumińska	Odra Clechowice - Grzegorzowice	Odra, m. Utrata, poniżej ujścia Kłodnicy	Odra, m. Lipki, Jaz na rzece	Odra poniżej Jazu Lipki	Odra powyżej Wrocławia - Łany	Odra na wysokości osiedla Władzistów w Głogowie	Odra, Most Tolerancji w Głogowie	Odra, m. Bytom Odrzański	Odra, m. Cigacice	Odra, m. Krosno	Odra, m. Słubice	Odra, m. Kostrzyn	Odra w Właduchowej	Odra Zachodnia - Miescherin	Odra Wschodnia, Most Cłowy	Odra Zachodnia, Most Długi
3-10	60	64	67	68	86	88		99					101	84	88		
5-10	46	45	56	64	87	85		103					99	85	89		
12-10	53	66	68	70	75	75		113					97	78	82		
19-10	63	69	90	68	77	78		105					99	78	86		
26-10	47	80	90	57				118	102				97	79	81		
27-10								118	118	114			100	76	81	78	86
28-10								119	117	120			100				
2-11								121	112				98	79	85	77	82
3-11	70	88	96	81				122			113	99	100	78	87	78	82
4-11					103	102		127			119	100	99	82	84	79	81
7-11	76	89	102	76	88	85	86	106	115		121	103	105	78	85	85	85
9-11	85	99	94	84	99	87	84	113	112		112	103	106	78	82	78	86
14-11	101	105	107	100	113	113	88	129	127			103	99	74	83	80	83
17-11	95	105	102	97	118	115	96	130	133				115	78	79	80	83
21-11	96	101	101	93	113	96	103	139	133				110	80	85	83	92
24-11	89	105	112	102	133	117	106	125	143				116	80	84	83	85
28-11	94	103	103	105	128	127	105	138	126				146	81	86	84	85
1-12	90	98	106	104	127	123	103	150	142				115	83	85	84	87
5-12	97	106	110	110	128	122	114	150	151				109	83	92	92	93
8-12	72	82	80	99	132	123	113	148	153				122	83	85	83	88
12-12	75	82	77	105	129	132	116	147	154				126	86	91	90	93
15-12	83	93	80	99	127	130	117	147	152				127	85	89	86	89
19-12	74	82	79	91	117	115	127	161	166				123	98	91	89	93
22-12	75	90	78	98	121	117	125	161	166				126	83	91	92	93
27-12	44	51	53	59	63	68	138	137	121				115	87	91	85	89
29-12	43	47	50	64	80	76	85	103	102				105	86	93	91	95
2-01	53	60	62	82	90	88	94	112	93				88	92	100	95	97
4-01	52	61	63	77	100	97	91	105	102				89	74	86	85	94
9-01	60	62	64	78	99	100	103	102	79				91	74	82	76	82
12-01	42	40	44	79	101	97	100	109	119				90	80	86	79	83
16-01	44	52	60	62	93	79	107	126	113				95	82	87	81	89
19-01	45	51	52	70	92	88	84	106	94				99	85	92	88	91
23-01	50	58	56	73	86	93	94	110	106				87	84	88	87	91
26-01	49	54	57	76	101	88	97	116	117				99	81	88	82	86
30-01	59	69	66	79	94	95	99	122	113				102	86	90	85	92

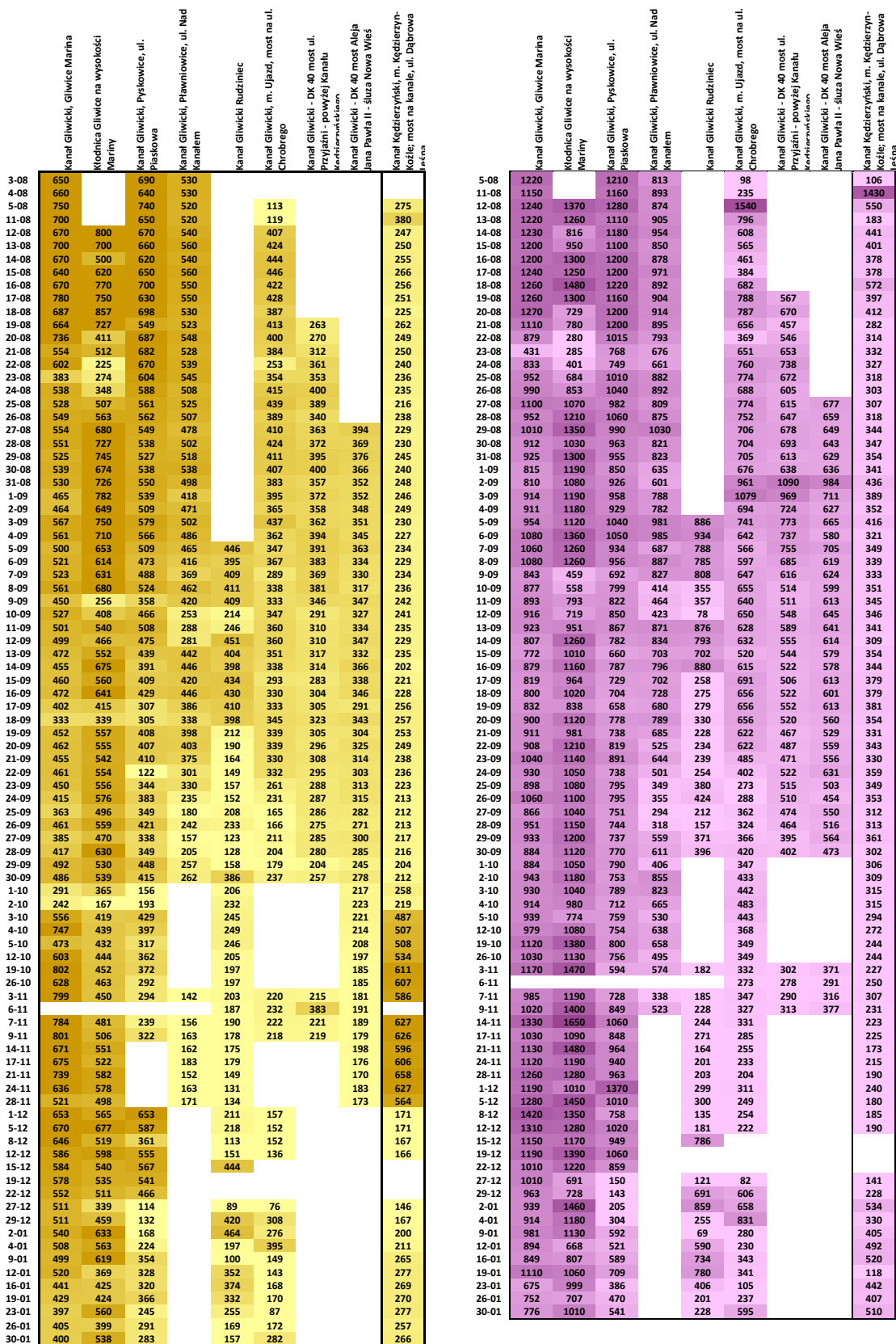
Rys. 8. Zmienność przestrzenna i czasowa stężenia siarczanów (mg/l) na stanowiskach monitoring interwencyjnego na Odrze od października 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percyntyl 10% do >percyntyl 90%.

	Odra, m. Chatupki, ul. Bogumińska	Odra Clechowice - Grzegorzowice	Odra, m. Utrata, poniżej ujścia Kłodnicy	Odra, m. Lipki, Jaz na rzece	Odra poniżej Jazu Lipki	Odra powyżej Wrocławia - Łany	Odra na wysokości osiedla Władzistów w Głogowie	Odra, Most Tolerancji w Głogowie	Odra, m. Bytom Odrzański	Odra, Wielobłota	Odra, m. Cigacice	Odra, m. Krosno	Odra, m. Słubice	Odra, m. Kostrzyn	Odra w Właduchowej	Odra Zachodnia - Miescherin	Odra Wschodnia, Most Cłowy	Odra Zachodnia, Most Długi
3-10	59	166	185	142	145	131		227					197	130	137			
5-10	27	115	133	126	137	131		233					185	126	140			
12-10	39	187	204	108	102	214		230					202	122	128			
16-10	83	221	117	167	121	122		243					215	115	131			
26-10	100	226	117	147				284	268	245			198	112	121			
27-10								336	358	331	323		213	131	143	134	151	
28-10								328	346	348	349		270					
2-11								295	266	246			195	116	127	117	125	
3-11	90	266	316	138				295					229	109	133	118	123	
4-11					162	146	102	348	314				294	202	200	128	137	
7-11	93	287	404	165	149	138	108	235	245				230	115	131	139	132	
9-11	122	322	328	185	177	144	113	297	214				213	120	128	120	134	
14-11	120	300	358	195	201	189	106	342	333				211	106	125	120	137	
17-11	134	373	342	204	208	199	114	302	328				242	122	120	112	116	
21-11	88	324	340	188	185	155	121	351	288				225	119	129	124	149	
24-11	120	455	354	214	225	199	138	237	348				246	121	130	137	134	
28-11	117	332	358	239	234	226	122	366	337				242	118	127	132	132	
1-12	127	351	419	299	221	229	129	364	344				236	127	135	133	131	
5-12	123	361	367	267	239	231	143	398	432				262	114	135	133	136	
8-12	124	327	245	235	243	223	156	396	326				242	135	141	138	154	
12-12	98	252	293	258	245	236	157	345	220				341	138	153	145	159	
15-12	115	303	257	237	237	253	163	342	346				242	143	147	147	156	
19-12	102	295	275	221	212	204	184	396	385				248	167	146	152	156	
22-12	96	248	246	229	222	201	187	265	380				243	120	138	143	140	
27-12	37	68	74	64	67	73	207	274	274				221	142	156	143	150	
29-12	32	78	90	90	89	73	101	192	201				240	120	136	138	146	
2-01	51	158	175	298	111	97	75	202	175				166	141	163	156	155	
4-01	47	137	150	124	124	113	79	189	181				125	100	130	139	155	
9-01	62	158	200	177	141	130	96	100	98				129	84	106	92	101	
12-01	37	62	70	161	169	152	99	180	182				147	91	106	89	97	
16-01	42	111	175	138	97	95	135	244	200				125	65	76	71	92	
19-01	47	130	187	193	163	160	93	216	178				118	82	98	89	91	
23-01	49	140	138	136	118	119	99	209	179				120	88	109	97	104	
26-01	41	88	124	144	141	148	105	227	186				137	84	98	87	95	
30-01	55	143	160	149	111	113	99	212	178				140	91	103	93	99	

Rys. 9. Zmienność przestrzenna i czasowa stężenia sodu (mg/l) na stanowiskach monitoring interwencyjnego na Odrze od października 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percyntyl 10% do >percyntyl 90%.



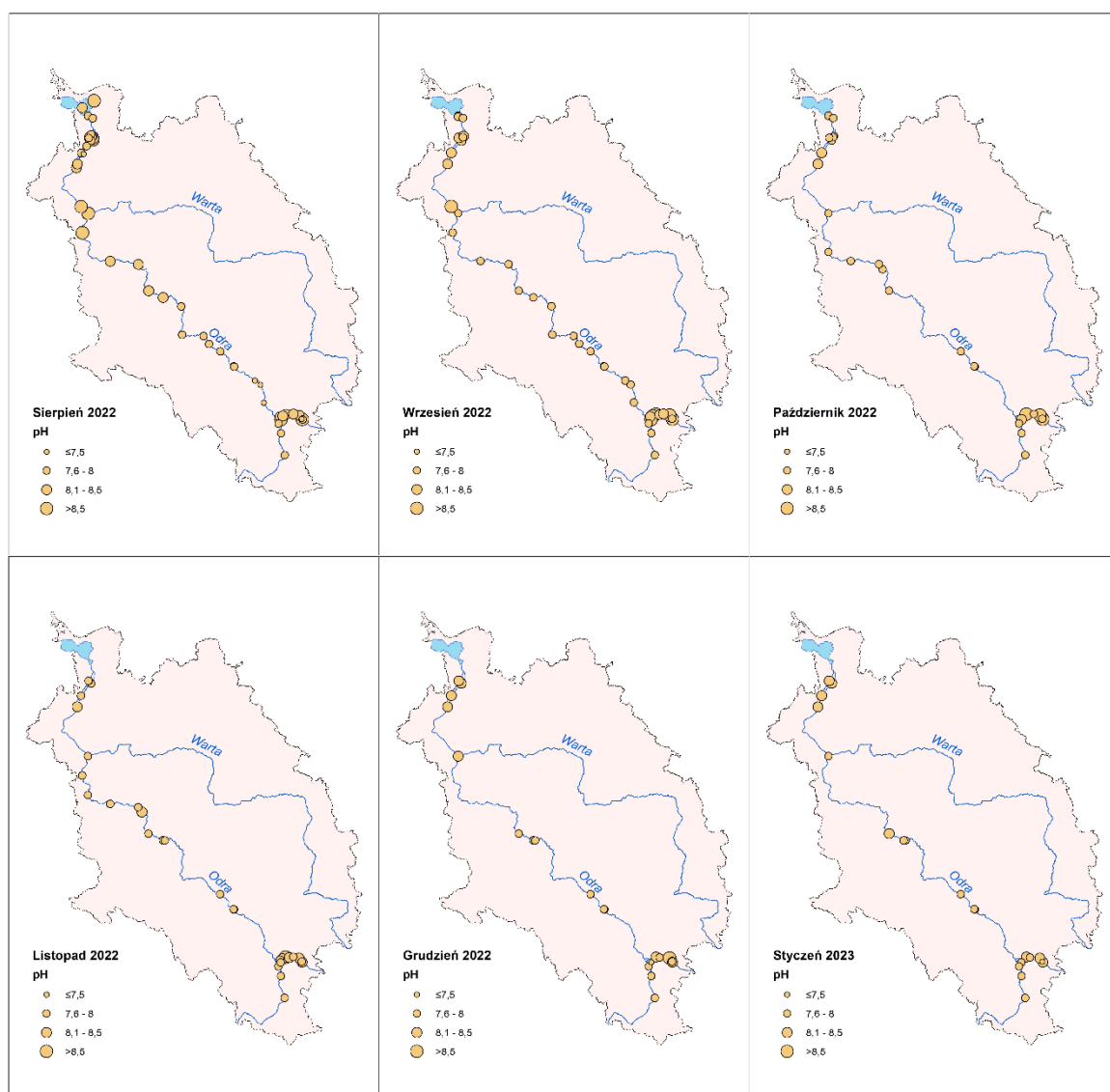
Rys. 10. Zmienność przestrzenna i czasowa przewodności elektrolitycznej właściwej ($\mu\text{S}/\text{cm}$) – lewy panel oraz chlorków (mg/l) - prawy panel na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Kanale Gliwickim, rzece Kłodnicy i Kanale Kędzierzyn-Koźle w okresie od sierpnia 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percentyl 10% do >percentyl 90%.



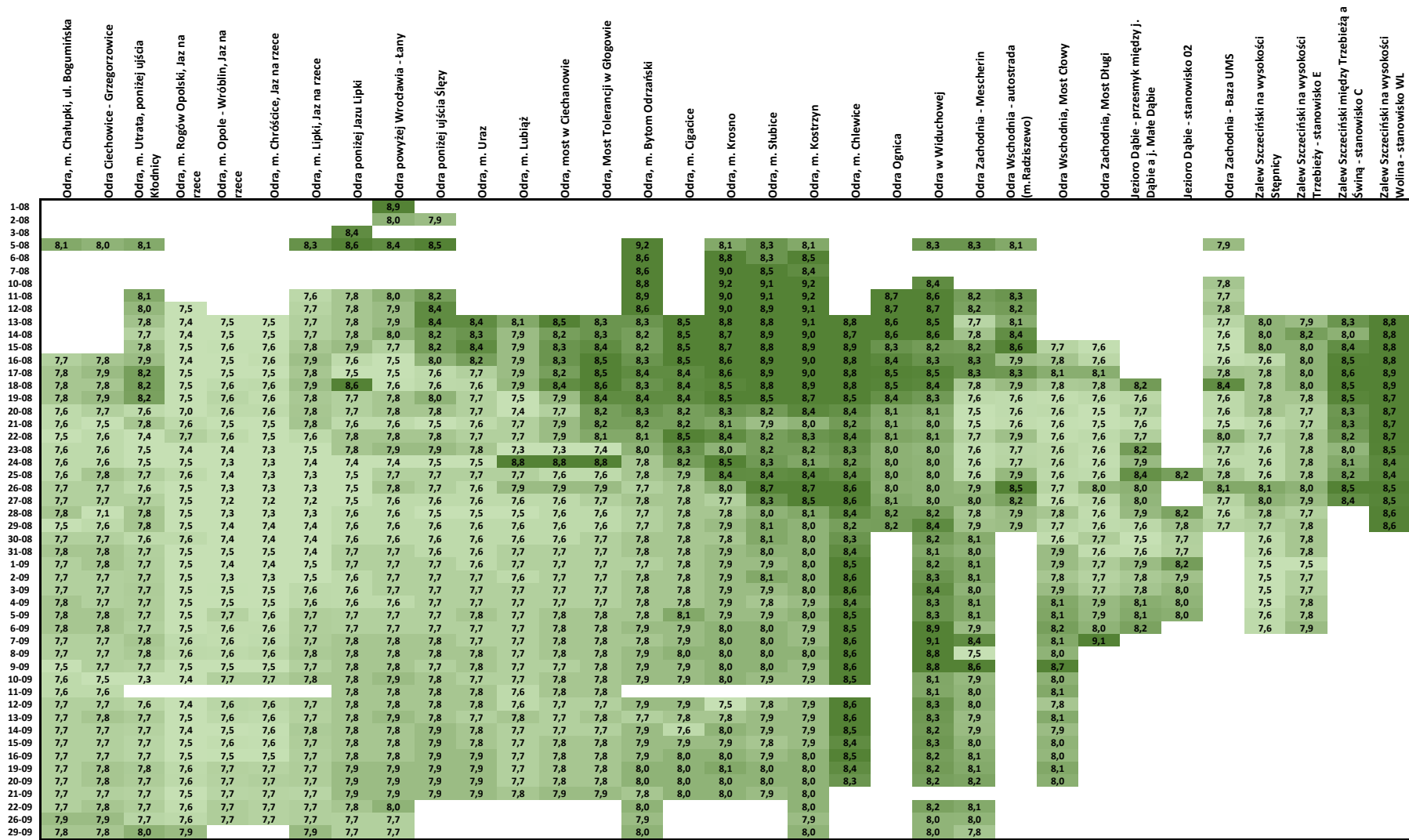
Rys. 11. Zmienność przestrzenna i czasowa stężenia siarczanów (mg/l) i sodu (mg/L) na poszczególnych stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Kanale Gliwickim, rzece Kłodnicy i Kanale Kędzierzyn-Koźle w okresie od sierpnia 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane począwszy od górnego biegu rzeki od strony lewej. Skala barwna: od < percentyl 10% do >percentyl 90%.

Odczyn pH

W porównaniu z innymi parametrami, odczyn wód charakteryzują się dość dużą stabilnością wartości w czasie i przestrzeni (tab. 1 i 2). Uwagę zwracają zdecydowanie podwyższone wartości tego parametru w początkowym okresie badań (do II połowy sierpnia 2022 r.) na odcinku od Głogowa do Widuchowej (rys. 12, 13). Uwagę zwraca też stale podwyższony odczyn w sierpniu i wrześniu na stanowisku Odra, m. Chlewice (rys. 13). Znacznie podwyższone wartości odczynu latem notowano również w Zalewie Szczecińskim. Wysokie wartości odczynu są zazwyczaj związane z intensywną fotosyntezą i towarzyszą zakwitom fitoplanktonu.

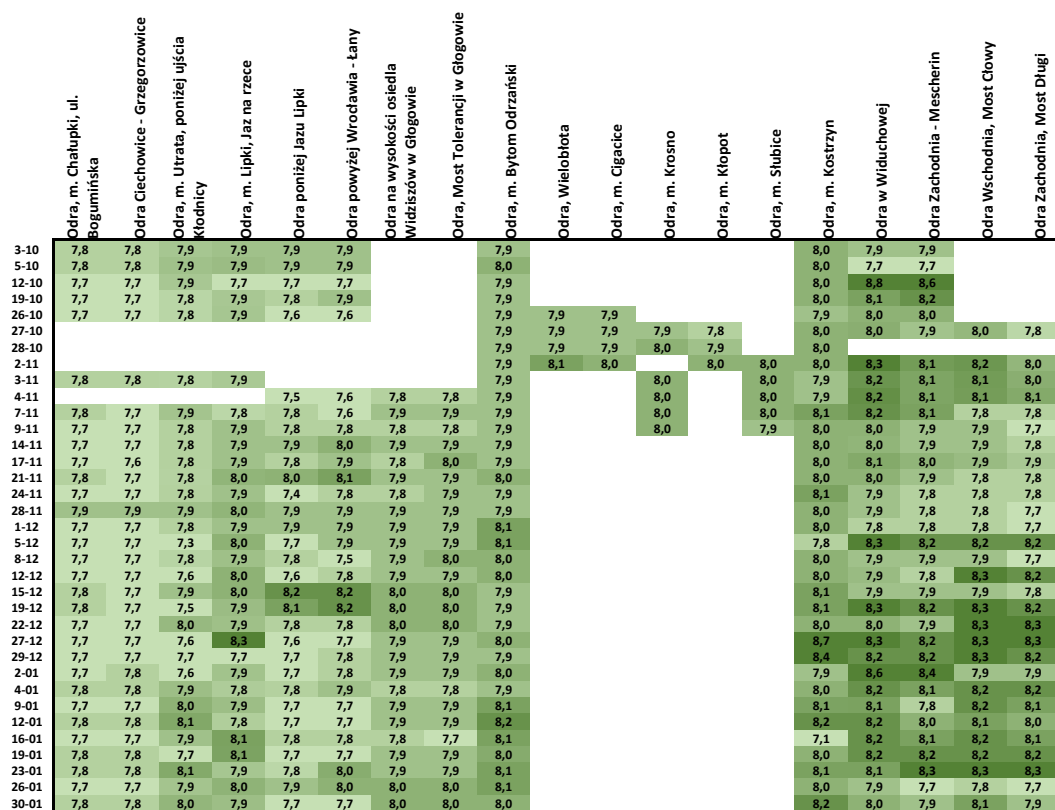


Rys. 12. Zmienność odczynu pH na stanowiskach monitoringowych wzdłuż biegu Odry i na kanałach w kolejnych miesiącach badań między sierpniem 2022 r. a styczniem 2023 r.



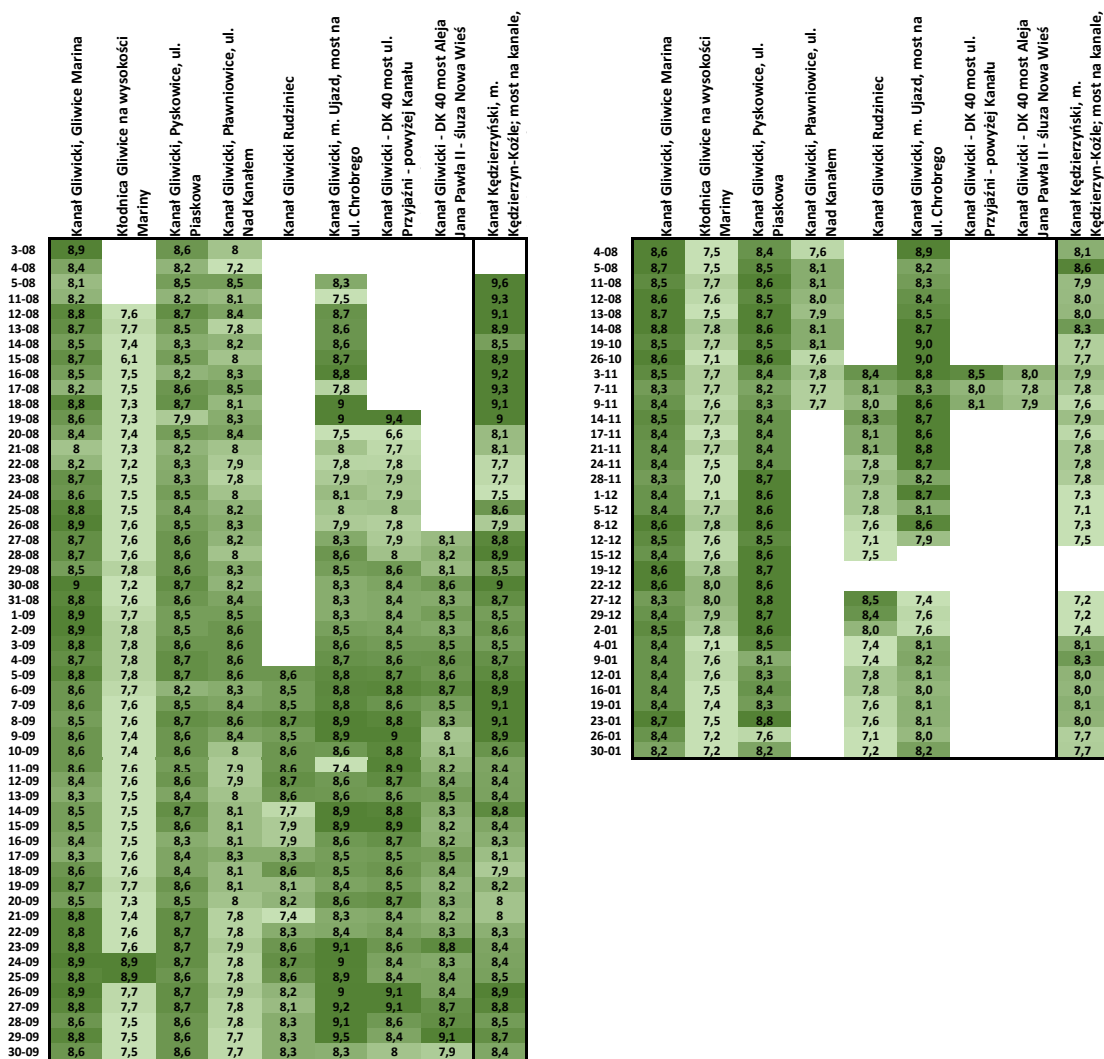
Rys. 13. Zmienność przestrzenna i czasowa odczynu pH na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze i Zalewie Szczecińskim w sierpniu i wrześniu 2022 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percyntyl 10% do >percyntyl 90%.

W okresie późnojesiennym i na początku zimy podwyższone wartości odczynu notowane były w dolnym odcinku Odry, szczególnie w grudniu 2022 r. i styczniu 2023 r. (rys. 14).



Rys. 14. Zmienność przestrzenna i czasowa odczynu pH na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze od października 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percentyl 10% do >percentyl 90%.

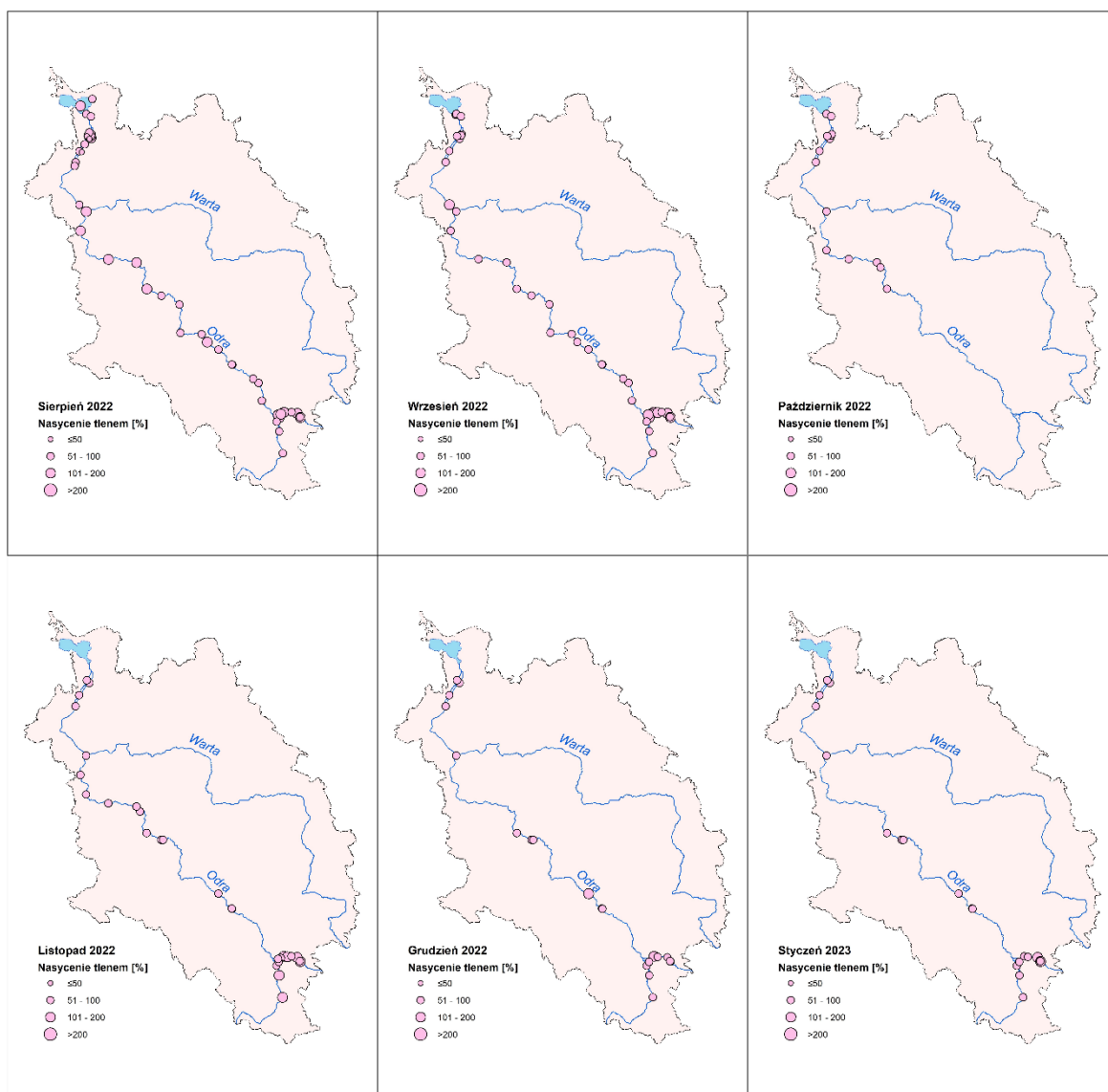
W odniesieniu do kanałów, Gliwickiego i Kędzierzyńskiego oraz Kłodnicy, podobnie jak w przypadku wskaźników zasolenia, odczyn charakteryzował się małą zmiennością czasową wartości, natomiast znaczną zmiennością pomiędzy stanowiskami (rys. 15). Szczególnie podwyższone wartości (regularnie >8) obserwowane były przez cały okres badań na stanowiskach Gliwice Marina oraz Pyskowice, jak również w okresie sierpień-wrzesień w Kłodnicy.



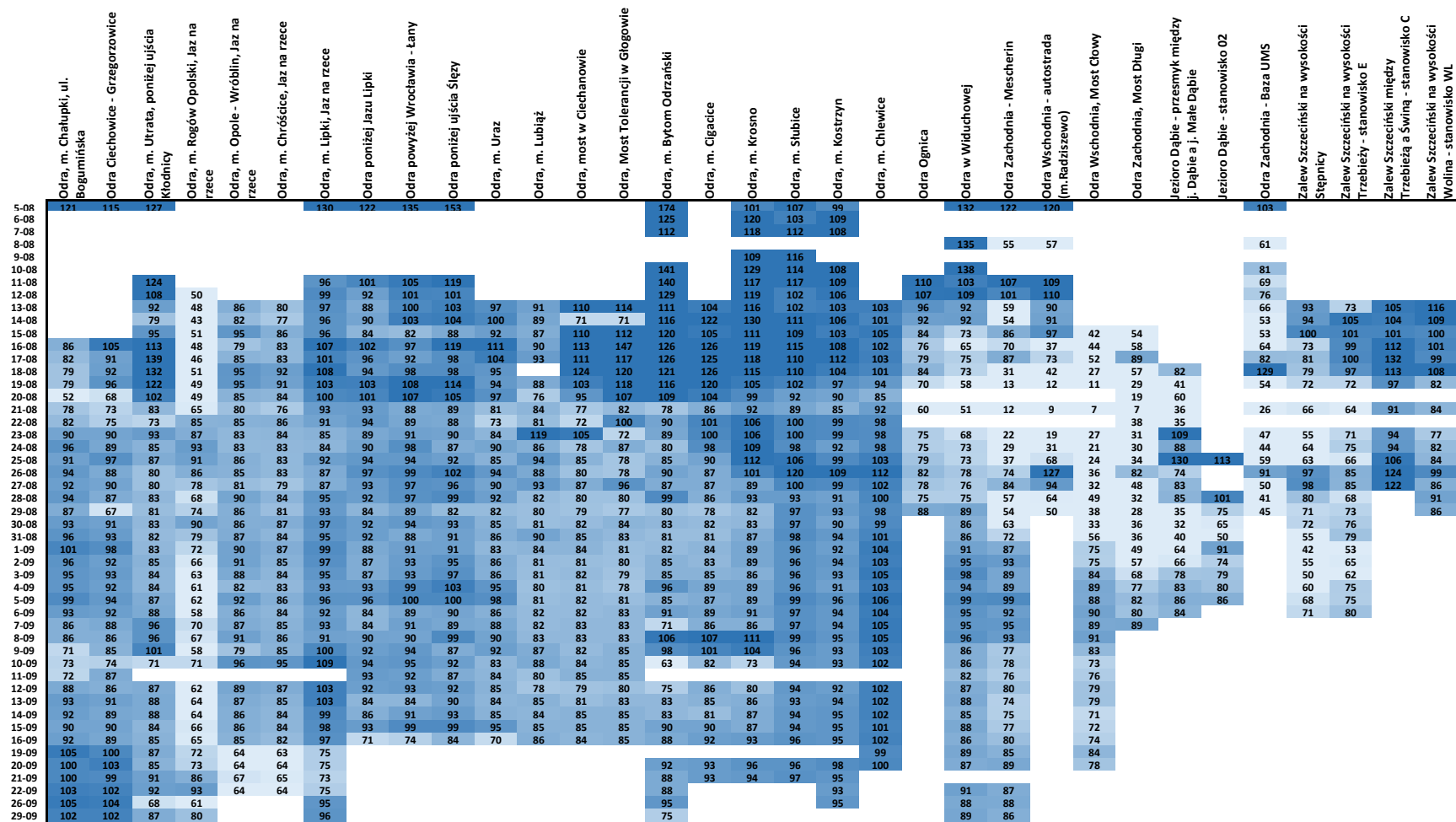
Rys. 15. Zmienność przestrzenna i czasowa odczynu pH na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Kanale Gliwickim, rzecze Kłodnicy i Kanale Kędzierzyn-Koźle w okresie od sierpnia 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu kanału. Skala barwna: od <math><10\%</math> do >math>90\%</math> percentyli.

Warunki tlenowe

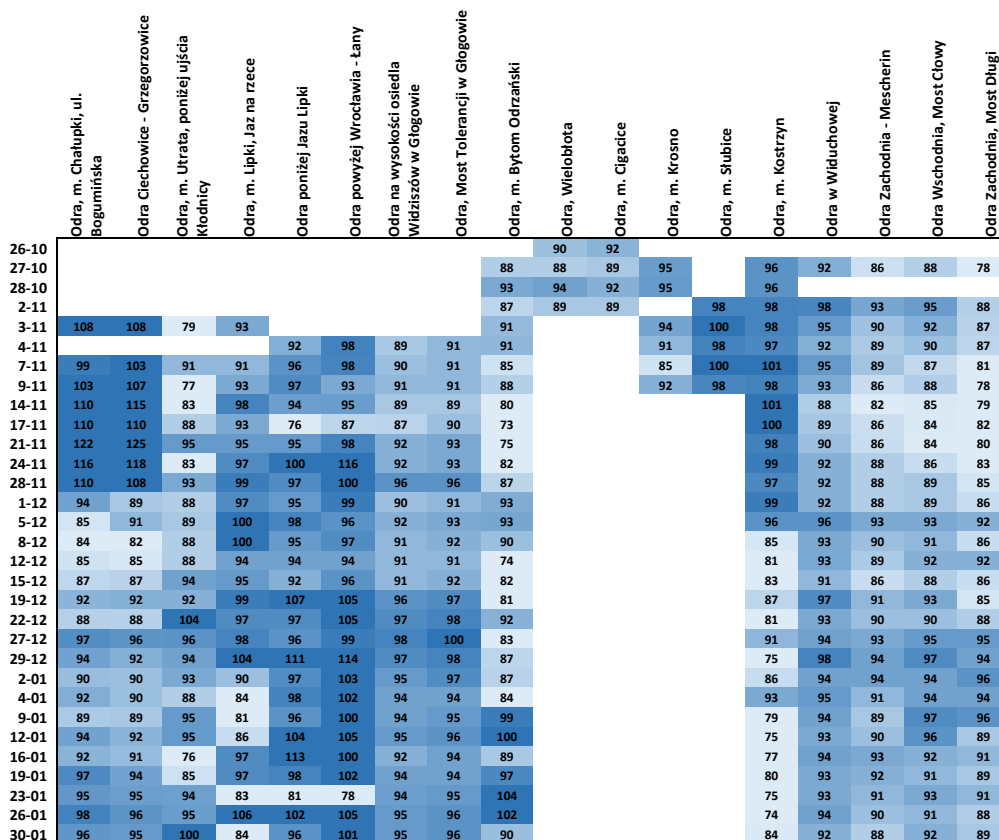
Nasylenie tlenem wód Odry na badanych stanowiskach w miesiącach letnich wykazywało wartości zarówno podwyższone, głównie na odcinku od mostu w Ciechanowicach do Chlewic (prawdopodobnie na skutek zakwitów fitoplanktonu), jak i wyjątkowo niskie, na odcinku poniżej Chlewic aż do Zalewu Szczecińskiego, najprawdopodobniej na skutek wyczerpywania tlenu w wyniku rozkładu materii organicznej) (tab. 2, rys. 17). Sytuacja taka utrzymywała się mniej więcej do końca sierpnia 2022 r. Zarówno znaczne wzrosty natlenienia, jak i jego spadki, są szkodliwe dla ryb, w związku z jednej strony z tzw. chorobą gazową (natlenienie >250%), jak i deficytami tlenu i przyduszą (spadek natlenienia do nawet <math><10\%</math> procent). Począwszy od października, zmienność natlenienia była mniejsza, wartości maksymalne nie przekraczały 170% i 20 mg/l, a minima kształtowały się zwykle powyżej 50% i 5,5 mg/l (tab. 1, rys. 18).



Rys. 16. Zmienność wartości nasycenia wód tlenem (%) na stanowiskach monitoringowych wzdłuż biegu Odry i na kanałach w kolejnych miesiącach badań między sierpniem 2022 r. a styczniem 2023 r.

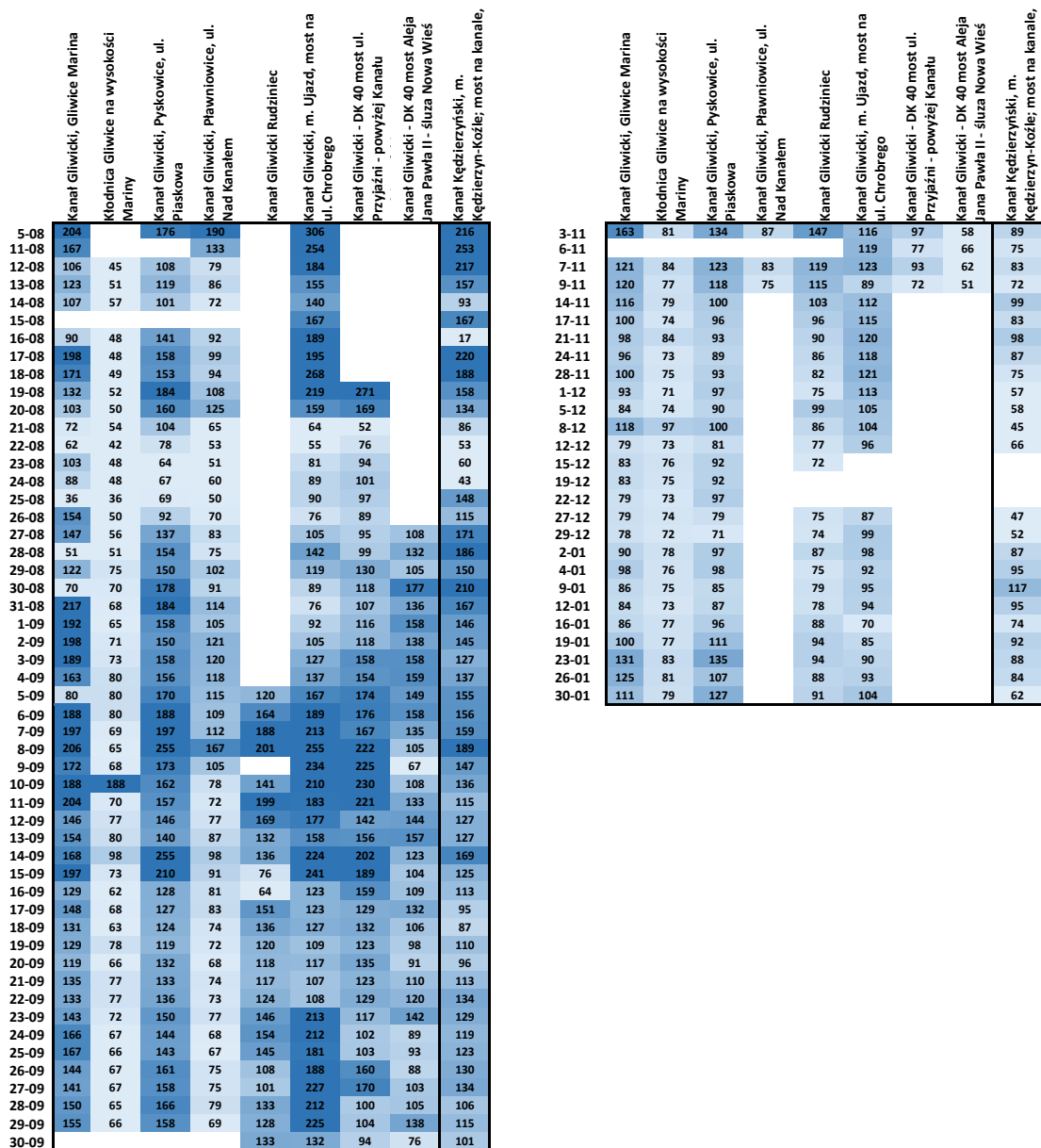


Rys. 17. Zmienność przestrzenna i czasowa nasycenia wód tlenem (%) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze i Zalewie Szczecińskim w sierpniu i wrześniu 2022 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percentyl 10% do >percentyl 90%.



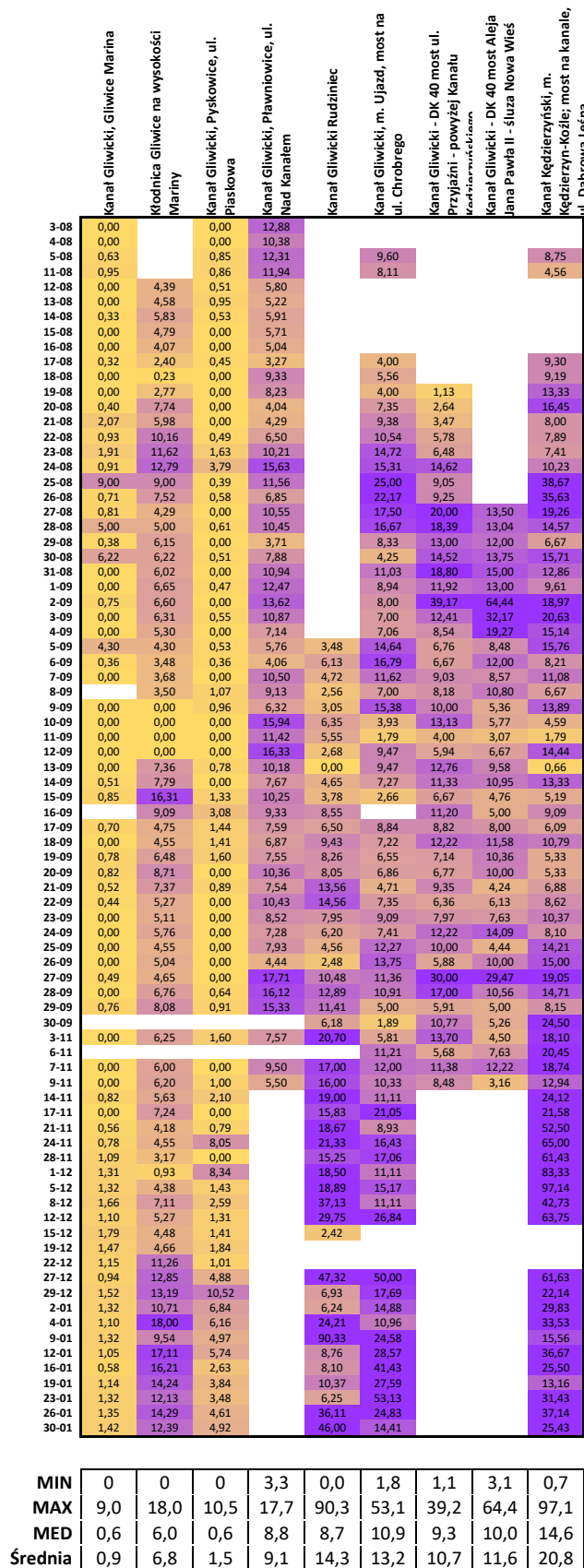
Rys. 18. Zmienność przestrzenna i czasowa nasycenia wód tlenem (%) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Odrze i Zalewie Szczecińskim od października 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu rzeki. Skala barwna: od <percentyl 10% do >percentyl 90%.

W wodach Kanału Gliwickiego notowano nawet dwukrotnie wyższe wartości nasycenia tlenem i tlenu rozpuszczonego (w zakresie 200-300%), przede wszystkim na stanowisku Kanał Gliwicki, m. Ujazd, most na ul. Chrobrego (rys. 19). W okresie od listopada 2022 r. do stycznia 2022 r. natlenienie wód kanałów było ogólnie zdecydowanie niższe (<100%).



Rys. 19. Zmienność przestrzenna i czasowa nasycenia wód tlenem (%) na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Kanale Gliwickim i Kanale Kędzierzyńskim w okresie od sierpnia 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Stanowiska uszeregowane wzdłuż biegu kanału. Skala barwna: od <percytyl 10% do >percytyl 90%.

	Kanał Gliwicki, Gliwice Marina	Kłodnica Gliwice na wysokości Mariny	Kanał Gliwicki, Pyskowice, ul. Piaskowa	Kanał Gliwicki, Pławnowice, ul. Nad Kanałem	Kanał Gliwicki Rudziniec	Kanał Gliwicki, m. Ujazd, most na ul. Chrobrego	Kanał Gliwicki - DK 40 most ul. Przyjaźni - powyżej Kanału Kędzierzyńskiego	Kanał Gliwicki - DK 40 most Aleja Jana Pawła II - śluza Nowa Wieś	Kanał Kędzierzyński, m. Kędzierzyn-Koźle; most na kanale, ul. Dąbrowa Leśna		Kanał Gliwicki, Gliwice Marina	Kłodnica Gliwice na wysokości Mariny	Kanał Gliwicki, Pyskowice, ul. Piaskowa	Kanał Gliwicki, Pławnowice, ul. Nad Kanałem	Kanał Gliwicki Rudziniec	Kanał Gliwicki, m. Ujazd, most na ul. Chrobrego	Kanał Gliwicki - DK 40 most ul. Przyjaźni - powyżej Kanału Kędzierzyńskiego	Kanał Gliwicki - DK 40 most Aleja Jana Pawła II - śluza Nowa Wieś	Kanał Kędzierzyński, m. Kędzierzyn-Koźle; most na kanale, ul. Dąbrowa Leśna
3-08	0,00	0,00	2,19							0,95		0,58	0,17						
4-08	0,00	0,00	1,66							0,85		0,62	0,16						
5-08	0,56	0,50	1,60			2,40			2,80	0,89		0,59	0,13				0,25		0,32
11-08	0,90	0,70	1,91			3,00			2,60	0,95		0,81	0,16			0,37			0,57
12-08	0,00	3,34	0,42	1,16						1,00	0,76	0,82	0,20						
13-08	0,00	3,80	0,77	1,20						1,00	0,83	0,81	0,23						
14-08	0,31	2,80	0,40	1,30						0,95	0,48	0,75	0,22						
15-08	0,00	2,54	0,00	1,20						1,00	0,53	0,80	0,21						
16-08	0,00	2,77	0,00	1,36						1,00	0,68	0,86	0,27						
17-08	0,31	1,85	0,34	0,98		1,52			2,51	0,98	0,77	0,75	0,30			0,38		0,27	
18-08	0,00	0,52	0,00	1,68		2,50			3,40	1,00	2,23	0,70	0,18			0,45		0,37	
19-08	0,00	2,13	0,00	2,14		1,60	2,90		2,80	1,10	0,77	0,71	0,26			0,40	2,57	0,21	
20-08	0,40	3,64	0,00	1,09		3,60	2,40		5,10	0,99	0,47	0,86	0,27			0,49	0,91	0,31	
21-08	1,47	2,45	0,00	1,20		3,00	1,70		2,00	0,71	0,41	0,73	0,28			0,32	0,49	0,25	
22-08	0,88	3,15	0,36	1,69		5,90	2,60		4,50	0,95	0,31	0,73	0,26			0,56	0,45	0,57	
23-08	1,05	3,37	0,96	1,94		5,30	4,60		2,00	0,55	0,29	0,59	0,19			0,36	0,71	0,27	
24-08	0,72	4,86	2,50	2,50		4,90	3,80		4,50	0,79	0,38	0,66	0,16			0,32	0,26	0,44	
25-08	3,87	3,87	0,32	2,08		5,00	3,80		5,80	0,43	0,43	0,83	0,18			0,20	0,42	0,15	
26-08	0,70	3,91	0,38	1,78		5,10	3,70		5,70	0,99	0,52	0,66	0,26			0,23	0,40	0,16	
27-08	0,81	2,66	0,00	2,11		4,90	4,80	2,70	5,20	1,00	0,62	0,65	0,20			0,28	0,24	0,20	
28-08	2,70	2,70	0,34	2,09		4,50	5,70	3,00	5,10	0,54	0,54	0,56	0,20			0,27	0,31	0,23	
29-08	0,33	2,09	0,00	1,41		3,00	5,20	4,20	2,20	0,86	0,34	0,75	0,38			0,36	0,40	0,35	
30-08	2,55	2,55	0,41	1,97		3,10	4,50	3,30	5,50	0,41	0,41	0,81	0,25			0,73	0,31	0,24	
31-08	0,00	2,83	0,00	1,75		3,20	4,70	3,30	3,60	0,90	0,47	0,79	0,16			0,29	0,25	0,22	
1-09	0,00	2,66	0,34	2,12		2,86	3,10	2,60	2,98	0,83	0,40	0,73	0,17			0,32	0,26	0,20	
2-09	0,74	3,43	0,00	1,77		2,00	4,70	5,80	5,50	0,99	0,52	0,79	0,13			0,25	0,12	0,09	
3-09	0,00	3,28	0,36	1,63		2,24	3,60	7,40	5,57	0,91	0,52	0,65	0,15			0,32	0,29	0,23	
4-09	0,00	3,18	0,00	1,57		2,26	3,50	7,90	5,60	0,97	0,60	0,68	0,22			0,32	0,41	0,41	
5-09	2,75	2,75	0,39	1,44	0,80	4,10	2,30	2,80	5,20	0,64	0,64	0,74	0,25	0,23	0,28	0,34	0,33	0,33	
6-09	0,31	2,02	0,31	0,73	0,92	4,70	2,20	3,60	4,60	0,86	0,58	0,86	0,18	0,15	0,28	0,33	0,30	0,56	
7-09	0,00	2,28	0,00	1,47	0,85	4,30	2,80	2,40	4,10	0,86	0,62	0,86	0,14	0,18	0,37	0,31	0,28	0,37	
8-09	0,00	2,10	0,76	1,37	0,69	2,10	2,70	2,70	2,00	0,60	0,60	0,71	0,15	0,27	0,30	0,33	0,25	0,30	
9-09	0,00	0,51	1,20	0,61	4,00	2,90	1,50	5,00		0,61	0,32	0,53	0,19	0,20	0,26	0,29	0,28	0,36	
10-09	0,00	0,00	0,00	2,55	1,65	1,10	4,20	1,50	1,70	0,64	0,64	0,70	0,16	0,26	0,28	0,32	0,26	0,37	
11-09	0,00	0,00	0,00	2,17	1,61	0,50	1,40	0,83	0,50	0,72	0,28	0,72	0,19	0,29	0,28	0,35	0,27	0,28	
12-09	0,00	0,00	0,00	2,45	0,51	1,80	1,90	1,60	5,20	0,86	0,35	0,68	0,15	0,19	0,19	0,32	0,24	0,36	
13-09	0,00	2,65	0,45	1,73	0,00	1,80	3,70	2,30	1,70	0,79	0,36	0,58	0,17	0,21	0,19	0,29	0,24	2,57	
14-09	0,36	2,26	0,00	1,38	0,79	1,60	3,40	2,30	3,60	0,70	0,29	0,67	0,18	0,17	0,22	0,30	0,21	0,27	
15-09	0,53	2,61	0,64	1,64	1,74	0,85	1,40	1,00	1,40	0,62	0,16	0,48	0,16	0,46	0,32	0,21	0,21	0,27	
16-09	0,91	1,54	1,68	1,71		2,80	1,40	2,00	2,00	0,32	0,32	0,50	0,18	0,20	0,25	0,28	0,22	0,22	
17-09	0,56	2,42	0,59	1,67	1,95	1,68	1,50	1,60	1,40	0,80	0,51	0,41	0,22	0,30	0,19	0,17	0,20	0,23	
18-09	0,00	2,91	0,62	1,58	1,98	1,66	2,20	2,20	2,05	0,77	0,64	0,44	0,23	0,21	0,23	0,18	0,19	0,19	
19-09	0,64	2,59	0,67	1,66	1,90	1,90	2,00	2,90	1,60	0,82	0,40	0,42	0,22	0,23	0,29	0,28	0,28	0,30	
20-09	0,70	2,70	0,00	2,28	1,61	2,40	2,10	3,10	1,60	0,85	0,31	0,46	0,22	0,20	0,35	0,31	0,31	0,30	
21-09	0,39	2,80	0,39	1,81	2,17	1,60	2,90	1,40	2,20	0,75	0,38	0,44	0,24	0,16	0,34	0,31	0,33	0,32	
22-09	0,34	2,69	0,00	2,19	2,33	2,50	2,10	1,90	2,50	0,77	0,51	0,40	0,21	0,16	0,34	0,33	0,31	0,29	
23-09	0,00	2,81	0,00	1,96	1,75	4,00	2,31	2,06	2,80	0,86	0,55	0,50	0,23	0,22	0,44	0,29	0,27	0,27	
24-09	0,00	3,17	0,00	1,31	1,24	2,00	2,20	3,10	1,70	0,80	0,55	0,49	0,18	0,20	0,27	0,18	0,22	0,21	
25-09	0,00	2,41	0,00	1,19	0,82	2,70	1,90	0,80	2,70	0,79	0,53	0,47	0,15	0,18	0,22	0,19	0,18	0,19	
26-09	0,00	2,47	0,00	2,22	0,52	3,30	1,00	1,70	2,40	0,74	0,49	0,50	0,50	0,21	0,24	0,17	0,17	0,16	
27-09	0,39	1,86	0,00	2,48	2,20	2,50	6,00	5,60	4,00	0,80	0,40	0,48	0,14	0,21	0,22	0,20	0,19	0,21	
28-09	0,00	1,96	0,36	2,74	2,45	3,60	3,40	1,90	2,50	0,73	0,29	0,56	0,17	0,19	0,33	0,20	0,18	0,17	
29-09	0,53	3,15	0,31	2,76	1,94	2,30	1,30	1,20	2,20	0,70	0,39	0,34	0,18	0,17	0,46	0,22	0,24	0,27	
30-09				1,36	1,00	2,80	1,00	4,90							0,22	0,53	0,26	0,19	0,20
3-11	0,00	2,50	0,48	2,27	2,07	1,80	3,70	0,99	3,80	0,59	0,40	0,30	0,30	0,10	0,31	0,27	0,22	0,21	
6-11				3,70	1,93	1,83	4,50		4,50						0,33	0,34	0,24	0,22	0,22
7-11	0,00	2,40	0,00	1,90	1,70	3,60	3,30	2,20	3,56	0,60	0,40	0,30	0,20	0,10	0,30	0,29	0,18	0,19	
9-11	0,00	2,48	0,40	2,20	2,40	3,10	2,80	0,60	2,20	0,88	0,40	0,40	0,40		0,15	0,30	0,33	0,19	
14-11	0,50	2,25	0,84		1,90	3,00			4,10	0,61	0,40	0,40			0,10	0,27		0,17	
17-11	0,00	2,10	0,00		1,90	4,00			4,10	0,55	0,29	0,36			0,12	0,19		0,19	
21-11	0,40	2,30	0,37		2,80	2,50			4,20	0,72	0,55	0,47			0,15	0,28		0,08	
24-11	0,47	3,64	3,22		2,56	3,45			4,55	0,60	0,80	0,40			0,12	0,21		0,07	
28-11	0,70	2,25	0,00		1,83	2,90			4,30	0,64	0,71	0,53			0,12	0,17		0,07	
1-12	0,85	0,52	4,84		1,48	3,00			5,00	0,65	0,56	0,58			0,08	0,27		0,06	
5-12	0,79	2,54	0,67		1,70	4,40			6,80	0,60	0,58	0,47			0,09	0,29		0,07	
8-12	1,01	2,49	0,57		2,97	3,00			4,70	0,61	0,35	0,22			0,08	0,27		0,11	
12-12	0,56	3,16	0,51		2,38	5,10			5,10	0,51	0,60	0,39			0,08	0,19		0,08	
15-12	1,11	2,91	0,52		1,26					0,62	0,65	0,37			0,52				
19-12	0,91	3,03	0,59							0,62	0,65	0,32							
22-12	0,83	2,59	0,83							0,72	0,23	0,82							
27-12	0,75	4,24	2,00		8,99	9,50			4,93	0,80	0,33	0,41			0,19	0,19		0,08	
29-12	1,02	3,43	3,26		3,12	4,60				0,67	0,26	0,31			0,45	0,26		0,14	
2-01	0,79	2,57	2,53		3,06	6,10			5,37	0,60	0,24	0,37			0,49	0,41		0,18	
4-01	0,57	3,24	2,71		5,81	5,70			5,70	0,52	0,18	0,44			0,24	0,52		0,17	
9-01	0,90	2,48	1,79		8,13	5,90			5,60	0,68	0,26	0,36			0,09	0,24		0,16	
12-01	0,78	4,79	1,95		2,89	6,00			5,50	0									



Rys. 23. Zmienność przestrzenna i czasowa stosunku azotu ogólnego (mg/l) i fosforu ogólnego (mg/l) – na stanowiskach monitoringu interwencyjnego na Kanale Gliwickim i Kanale Kędzierzyńskim od sierpnia 2022 r. do końca stycznia 2023 r. Skala barwna: od <percentyl 10% do >percentyl 90%.

V. WYSTĘPOWANIE *PRYMNESIUM PARVUM* NA TLE FIZYKO-CHEMICZNYCH WARUNKÓW ŚRODOWISKOWYCH

Rozdział przygotowany przez Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy na podstawie danych przekazanych przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Instytut Rybactwa Śródlądowego – Państwowy Instytut Badawczy i Uniwersytet Gdański

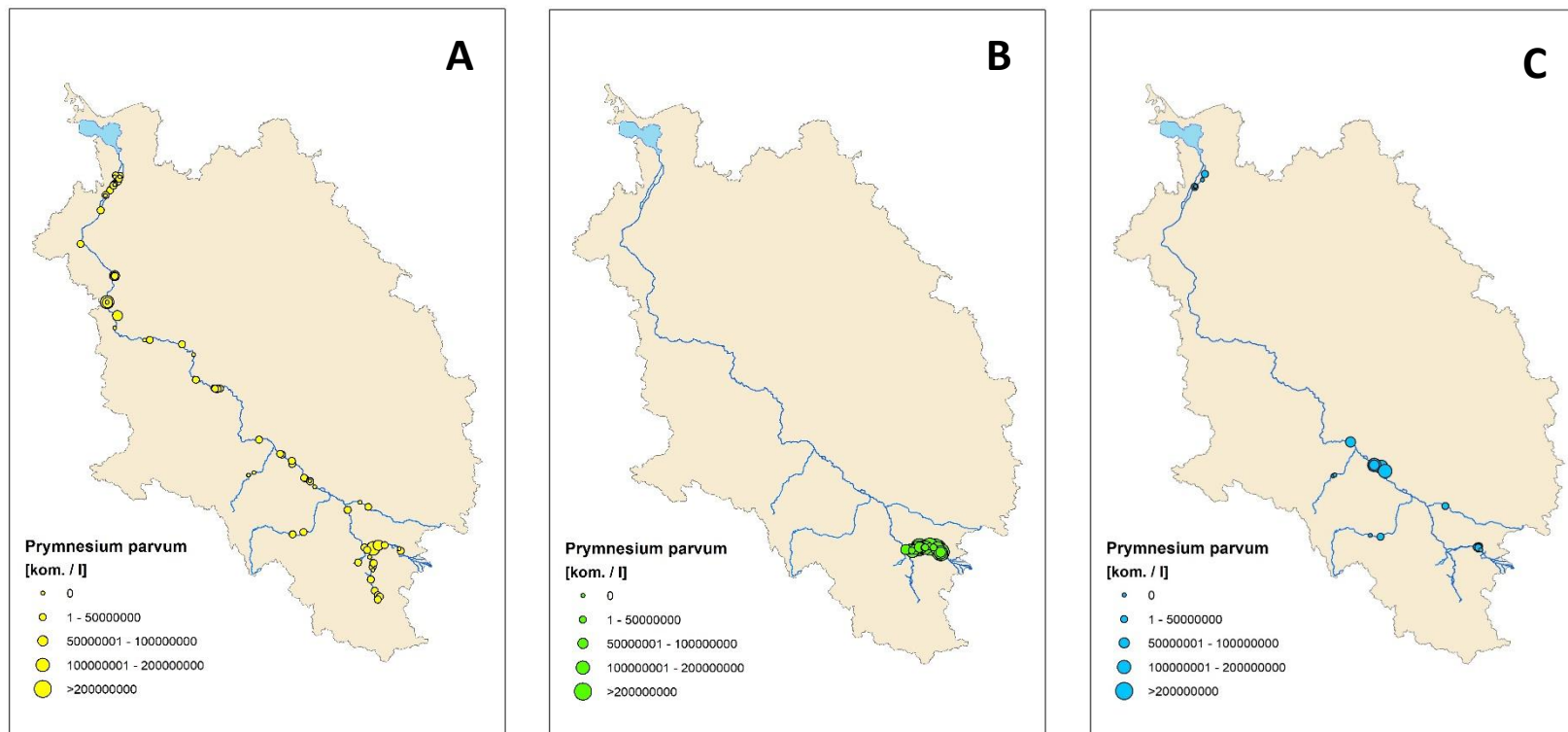
WPROWADZENIE

Zrozumienie procesów leżących u podstaw katastrofy ekologicznej stanowi zawsze duże wyzwanie, szczególnie w przypadku, gdy do załamania funkcjonowania ekosystemu dochodzi na skutek wielu działających synergistycznie czynników. W rozdziale podjęto próbę wstępnej oceny wpływu parametrów fizykochemicznych wody na obecność i zagęszczenie komórek *P. parvum*.

METODY

Analizy wykonano na wynikach oszacowania liczebności gatunku *P. parvum* w 577 próbkach wody, pobranych zarówno z samego nurtu Odry oraz z jej dopływów i zbiorników przyległych, w okresie od 12 sierpnia 2022 r. do 30 stycznia 2023 r. Przy czym ok. 45 % wyników identyfikacji *P. parvum* (262 próbki z okresu sierpień-październik) pochodziło z analiz przeprowadzonych w Instytucie Rybactwa Śródlądowego - Państwowym Instytucie Badawczym, pozostałą część (315 próbek pobranych w okresie od 2 listopada 2022 r. do 30 stycznia 2023 r.) stanowiły wyniki badań realizowanych przez CLB GIOŚ. Dla większości prób uwzględnionych w analizach statystycznych, dostępne były również wykonane w czasie poboru lub w laboratorium, pomiary kluczowych parametrów fizykochemicznych jakości wody, takich jak: natlenienie wody, przewodność elektrolityczna właściwa, stężenie chlorków i siarczanów oraz stężenie rozpuszczalnych i całkowitych frakcji azotu i fosforu. Ponadto, w 260 próbach z puli wymienionych powyżej, dostępne były także analizy wykonane przez Uniwersytet Gdański w zakresie stężenia wydzielanych przez *P. parvum*, ichtiotoksycznych związków – prymnezyn. Wyniki te posłużyły do oceny korelacji pomiędzy liczebnością glonu a stężeniem toksyny w wodzie.

Na mapach przedstawiono lokalizację stanowisk badawczych poboru prób dla analiz liczebności *P. parvum* wraz z orientacyjnym zobrazowaniem odnotowanego zagęszczenia tego gatunku (rys. 1).



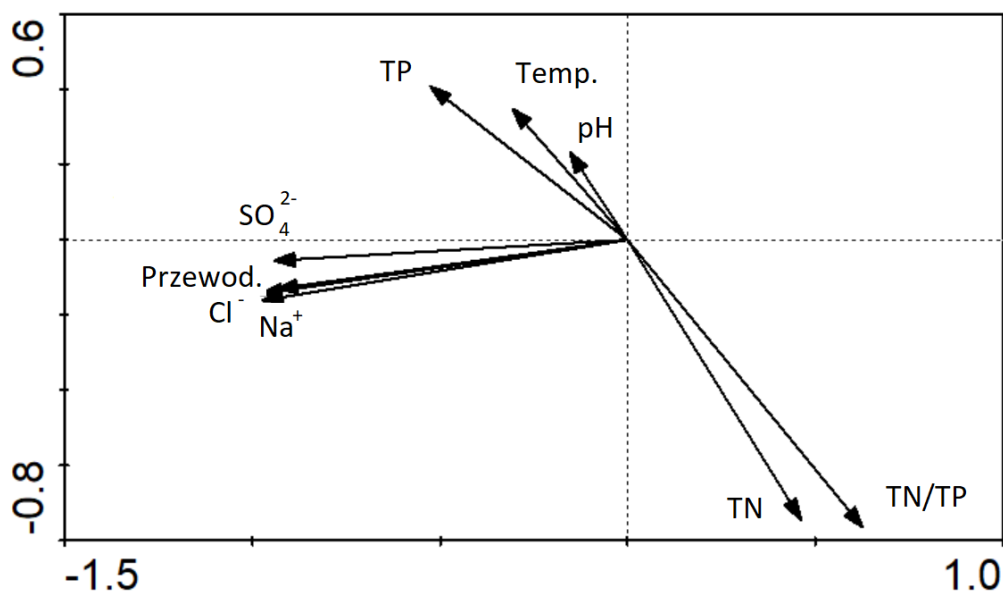
Rys. 1 Średnie wartości liczebności *Prymnesium parvum* (liczba komórek w litrze wody) z okresu od 12.08.2022 do 30.01.2023 r., na stanowiskach badawczych nurtu Odry (A), Kanału Gliwickiego, rzeki Kłodnicy i Kanału Kędzierzyn –Koźle (B) i w zbiornikach wodnych przyległych do Odry i jej dopływów (C).

ANALIZA WARUNKÓW ŚRODOWISKOWYCH

Dla uzyskania obrazu warunków abiotycznych środowiska, na podstawie oznaczonych parametrów jakości wody zastosowano analizę czynnikową głównych składowych PCA (ang. *principal component analysis*), natomiast zobrazowaniu rozkładu prób wskazującego na tworzenie zróżnicowanych warunków siedliskowych, posłużyła nietendencyjna analiza zgodności DCA (ang. *detrended correspondence analysis*). Obie analizy wykonano w programie CANOCO for Windows 4.5 (Ter Braak i Šmilauer, 2002).

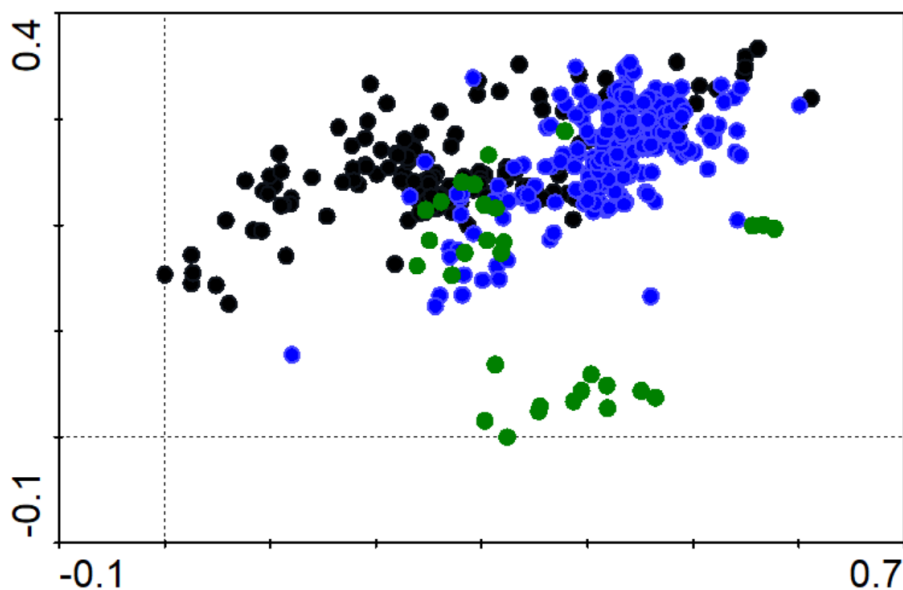
Jako potencjalnie istotne zmienne, wybrano przede wszystkim wskaźniki charakteryzujące zasolenie wód (przewodność elektrolityczną właściwą oraz stężenia chlorków, siarczanów i sodu) oraz ich żyzność (stężenia azotu (TN) i fosforu ogólnego (TP) oraz istotny dla określenia limitacji fitoplanktonu stosunek wagowy TN/TP). Jako wskaźnik wpływu temperatury na rozwój glonów, włączono wartości średnie dobowe temperatury z ostatnich 2 tygodni poprzedzających pobór prób (dane IMGW-PIB), natomiast ze względu na brak kompletu pomiarów, nie została w analizie uwzględniona temperatura wody zarejestrowana w momencie poboru. Z powodu udokumentowanego danymi literaturowymi związku pomiędzy odczynem wody a rozwojem *P. parvum* do analizy włączono także wartości pH.

Wyniki analizy, przedstawione na rys. 2, wskazują na silny związek pomiędzy wszystkimi parametrami zasolenia wód, oraz ujemne korelacje pomiędzy związkami biogennymi azotu i fosforu. Większe stężenie fosforu w puli analizowanych próbek związane było ze wzrostem temperatury i odczynu wody, podczas gdy w próbach pochodzących z miesięcy chłodnych stwierdzono wyższe stężenia azotu ogólnego i wzrost stosunku TN/TP.



Rys. 2. Wykres analizowanych zmiennych środowiskowych w przestrzeni dwóch pierwszych składowych PCA

Rozkład prób z dostępnymi oznaczeniami obecności i zagęszczenia *P. parvum*, wykonany na podstawie wskaźników fizykochemicznych, wskazuje na istnienie długiego gradientu (0.612) wzdłuż pierwszej osi DCA, różnicującego rozkład prób w większym stopniu niż gradient osi drugiej (długość gradientu 0.367). Zróżnicowanie zmiennych środowiskowych odpowiada częściowo badanym kategoriom wód i wskazuje na funkcjonowanie odmiennych warunków siedliskowych dla rozwoju *Prymnesium parvum* w wodach Odry, powiązanych z nią kanałów oraz zbiorników wód stojących (rys. 3).



Rys. 3. Rozkład prób w przestrzeni ordynacyjnej DCA. Kolorami wyróżniono badane kategorie wód: niebieski: Odra i jej dopływy, czarny: Kanał Gliwicki i Kanał Kędzierzyn-Koźle, zielony – zbiorniki wodne.

ANALIZA WYSTĘPOWANIA *PRYMNESIUM PARVUM* NA TLE WARUNKÓW ŚRODOWISKOWYCH

Wstępnej ocenie związku pomiędzy liczebnością gatunku a zmiennymi środowiskowymi, posłużyła nieparametryczna miara zależności statystycznej, analiza korelacji rang Spearmana (tab. 1). Jej wyniki wskazują na wysoką, dodatnią korelację pomiędzy wszystkimi analizowanymi parametrami zasolenia wód (współczynnik korelacji $R > 0,5$) dla całej dostępnej puli danych i niższą, lecz w dalszym ciągu istotną statystycznie, korelację dla danych pochodzących z rzek i kanałów.

Na podobnie wysokim poziomie kształtowały się korelacje ze wskaźnikami żywności wód, przede wszystkim z azotem ogólnym i stosunkiem TN/TP, dla których stwierdzono korelację ujemną z liczebnością komórek *P. parvum* (odpowiednio: $R = -0,47$ i $R = -0,53$, dla całej puli oraz $R = -0,50$ i $R = -0,52$ dla Kanału Gliwickiego wraz z Kanałem Kędzierzyn-Koźle).

Nieco niższe wartości współczynnika stwierdzono dla puli próbek pochodzących z Odry i jej dopływów. Inny kierunek miała zależność pomiędzy stężeniem fosforu ogólnego, i wyższe liczebności glonu towarzyszyły wyższej koncentracji TP (tab. 1).

Parametrem korelującym dodatnio był również odczyn wody, a zależność ta uwidoczniła się szczególnie w obrębie wyników pochodzących z wód zbiorników przyległych do Odry i jej dopływów (R=0,52).

Interesującą obserwacją jest brak zależności statystycznej liczebności *P. parvum* i temperatury wody, co było obserwowane podczas analiz laboratoryjnych prób pobranych późną jesienią i zimą. Istotna statystycznie, choć na niskim poziomie korelacji okazała się natomiast temperatura powietrza średnia z dwóch tygodni poprzedzających pobór prób.

Tab. 1 Korelacja rang Spearmana pomiędzy liczebnością *Prymnesium parvum* (kom./L) a parametrami środowiska. Podano jedynie wyniki istotne statystycznie ($p < 0,05$). Objasnienia: N – liczba prób; R – współczynnik korelacji; bd – brak dostatecznej liczby danych do wyliczenia statystyki; ns – wynik nieistotny statystycznie.

Parametr	Cała pula danych		Odra i jej dopływy		Kanał Gliwicki i Kanał Kędzierzyn-Koźle		Zbiorniki wodne	
	N	R	N	R	N	R	N	R
Temp. pow. [st.C] *	577	0,18	329	0,26	198	0,27	50	ns
Temp. wody [st.C]	290	ns	184	-0,17	102	ns	bd	-
Tlen [mg/l]	270	ns	183	ns	86	0,49	bd	-
Tlen [%]	265	ns	182	-0,15	82	0,63	bd	-
pH	407	0,39	230	0,24	147	0,52	30	0,52
Przewodność [μ S/cm]	428	0,54	251	ns	147	0,23	30	ns
Sód [mg/l]	427	0,56	250	0,21	147	0,30	30	ns
Chlorki [mg/l]	427	0,57	250	0,25	147	0,33	30	ns
Siarczany [mg/l]	427	0,63	250	0,24	147	0,30	30	ns
TN [mg/l]	426	-0,47	249	-0,35	147	-0,50	30	ns
TP [mg/l]	426	0,38	249	ns	147	0,31	30	ns
TN/TP	426	-0,53	249	-0,29	147	-0,52	30	ns

* średnia temperatura powietrza z ostatnich dwóch tygodni poprzedzających pobór prób

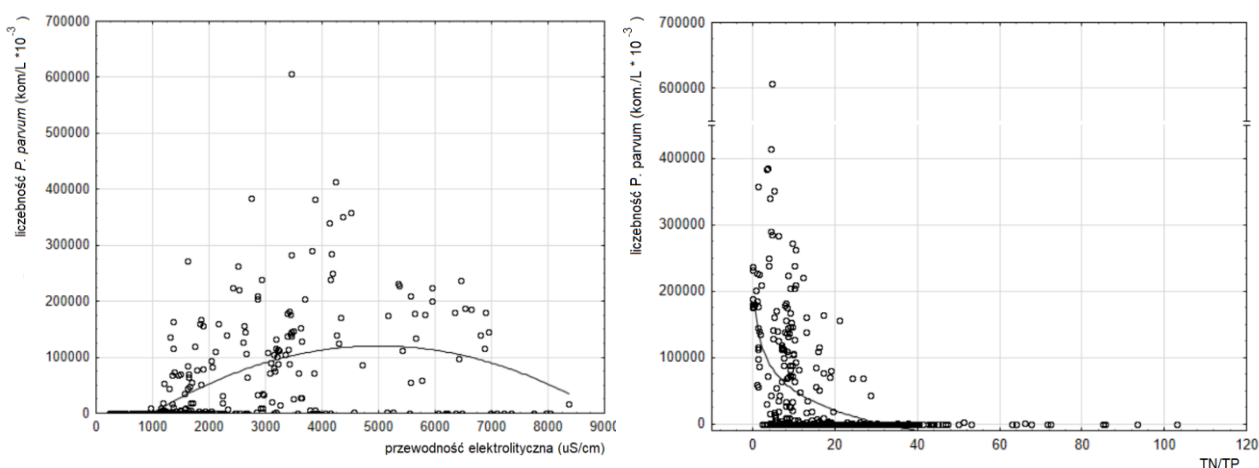
Podobne zależności stwierdzono na węższej bazie danych, pochodzących z próbek analizowanych przez IRS-PIB i pobranych w okresie sierpień – październik 2022 r., pochodzących z typów różnych kategorii, zarówno biegu Odry, jak i kanałów i zbiorników. Analizy oparte na tej puli danych rozszerzono o dodatkowe parametry, dla których stwierdzono korelacje istotne statystycznie.

Liczebność komórek *Prymnesium parvum* była skorelowana dodatnio (dla $p < 0,05$, N=144) z następującymi wskaźnikami fizykochemicznymi: fosfor całkowity (R=0,61), chlorki i siarczany (R=0,59), azot azotanowy (R=0,58), sód i magnez (R=0,56), przewodność elektrolityczna właściwa

($R = 0,55$), twardość ogólna ($R=0,52$) i wapń ($R=0,47$). Natomiast ujemne relacje wykazano ze stężeniem żelaza ogólnego ($R=-0,34$) i stosunkiem TN/TP ($R=-0,27$). Liczebność tych organizmów nie była natomiast powiązana w sposób statystycznie istotny z zawartością azotu całkowitego.

Należy zaznaczyć, że przedstawione statystyki pokazują jedynie ogólne trendy i powinny zostać zweryfikowane za pomocą bardziej zaawansowanych technik modelowania statystycznego. Aktualnie dostępna baza danych, ze względu na niejednorodność zestawu badanych parametrów i zróżnicowanie siedlisk, ogranicza możliwość zastosowania bardziej zaawansowanych technik. Ponadto, wyniki takich prac powinny zostać poddane szerokiej dyskusji i recenzji środowiska naukowego.

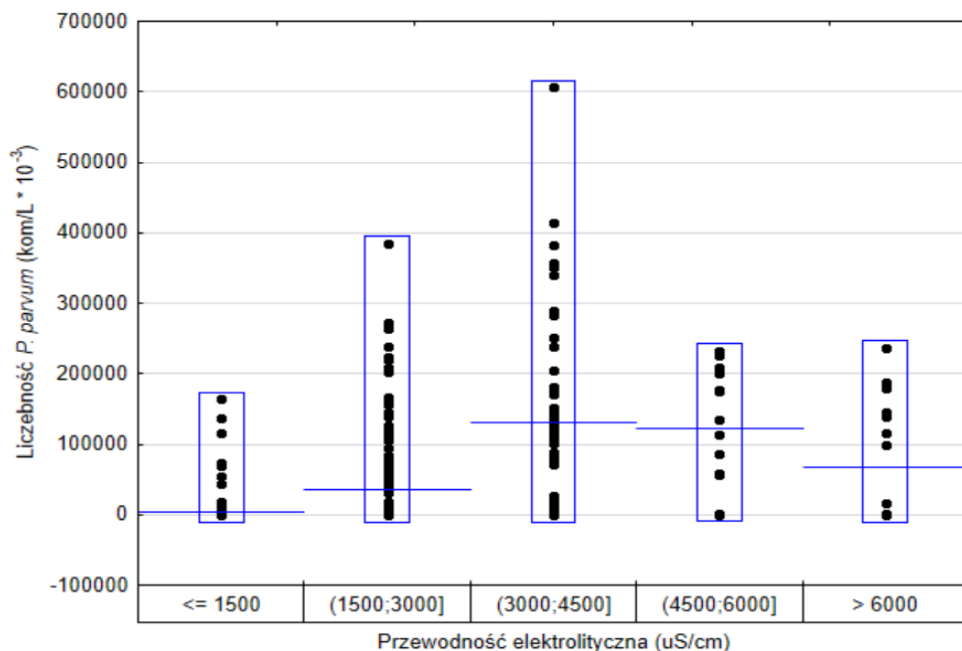
Bardziej szczegółowych informacji na temat przebiegu zależności, dostarczyć mogą analizy relacji pomiędzy pojedynczym parametrem środowiska a liczebnością glonu. Przykładową analizę rozrzutu wykonano dla głównego parametru zasolenia – przewodności elektrolitycznej właściwej i wskaźnika limitacji składników odżywczych TN/TP (rys. 4).



Rys. 4. Rozrzut wartości liczebności *Prymnesium parvum* (liczba komórek/L * 10⁻³) względem przewodności elektrolitycznej właściwej (μS/cm), dopasowanie: wielomian kwadratowy (lewy panel) oraz TN/TP, dopasowanie: funkcja logarytmiczna (prawy panel).

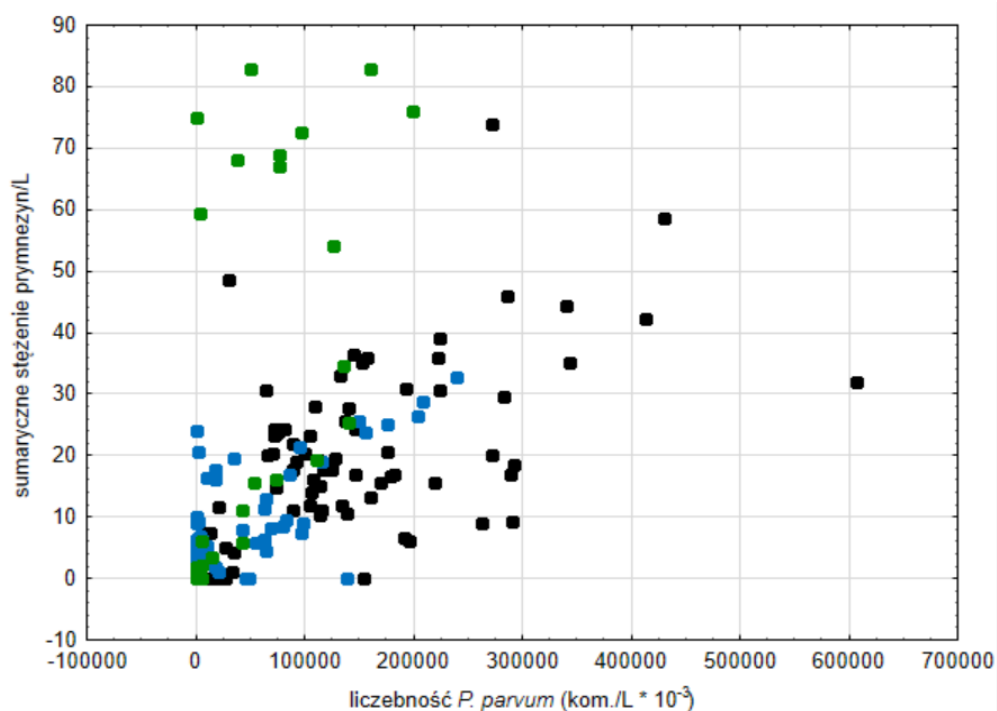
Przedstawione rozrzuty obrazują brak zależności liniowej pomiędzy wybranymi parametrami wody a obecnością i rozwojem gatunku *P. parvum*. Zależność pomiędzy liczebnością komórek tego organizmu w wodzie a przewodnością wskazuje, że nawet w wodach zasolonych, niezależnie od stężenia soli, w wielu próbach nie stwierdza się obecności tego gatunku, jednak w pewnym, szerokim zakresie zasolenia (do ok. 4000 μS/cm) zależność ma charakter liniowy i liczebność *P. parvum* rośnie wraz ze zwiększającym się zasoleniem wód. Mimo istotnej statystycznie korelacji dodatniej wykazanej testem Spearmana, przy wartościach przewodności bliskich 6000 μS/cm obserwuje się niższe liczebności *P. parvum*. Rozrzut wartości i rozkład występowania w przedziałach zakresów przewodności wskazuje na brak obecności *P. parvum* w wodach o zasoleniu poniżej 1000 μS/cm, a niewielkie liczebności przy wartościach niższych niż 1500 μS/cm (rys 4 i 5).

W przypadku zależności pomiędzy liczbą komórek *P. parvum* a stosunkiem TN/TP, ujemną korelację stwierdzoną testem Spearmana (tab. 1) potwierdza brak obecności lub niewielka liczba komórek glonu przy wartościach wskaźnika powyżej 20 (rys. 4).



Rys. 5. Zmienność liczebności *Prymnesium parvum* (liczba komórek/L * 10⁻³) w przedziałach przewodności elektrolitycznej. Linie poziome grup przedstawiają wartość średnią.

Wykres rozrzutu sumarycznego stężenia prymnezy obrazuje możliwość wystąpienia znacznej zawartości toksyny w wodzie, przy stosunkowo niskiej liczebności komórek glonowych (rys. 6). Zjawisko to ma miejsce szczególnie w przypadku wody stojącej (próby zaznaczone kolorem zielonym, rys. 6), jak również może dotyczyć wód płynących w obrębie zastoiska na śluzie (np. śluza łąbędzy na Kanale Gliwickim).



Rys. 6. Rozrzut sumarycznego stężenia prymnezy względem liczebności *P. parvum* (kom/l). Kolorami wyróżniono badane kategorie wód: niebieski: Odra i jej dopływy, czarny: Kanał Gliwicki i Kanał Kędzierzyn-Koźle, zielony – zbiorniki wodne.

Piśmiennictwo

Ter Braak C.J.F., Smilauer P., 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5); Biometris: Wageningen, The Netherlands.

VI. OZNACZANIE PRYMNEZYN (PRM) PRODUKOWANYCH PRZEZ HAPTOFIT *PRYMNESIUM PARVUM*

Rozdział przygotowany przez Uniwersytet Gdański oraz Instytut Biochemii i Biofizyki Polskiej Akademii Nauk przez zespół autorów w składzie: Hanna Mazur-Marzec, Robert Konkel, Grzegorz Węgrzyn, Lidia Gaffke, Karolina Pierzynowska, Zuzanna Cyske, Łukasz Grabowski, Michał Grabski

Kontynuacja oznaczeń ichtiotoksyn produkowanych przez *Prymnesium parvum* w próbkach pobranych w 2022 r.

Wstępny raport opublikowany przez Instytut Ochrony Środowiska PIB zawierał dane uzyskane dla próbek fitoplanktonu zebranych w sierpniu 2022 oraz w pierwszych dniach września (06.09). Oznaczenia prymnezyn kontynuowano również w kolejnych dniach września (**163 oznaczeń ichtiotoksyn**), 26 października (**41 oznaczeń**) oraz w listopadzie (**26 oznaczeń**). Ze względu na brak na tym etapie wzorca, niezbędnego do wykonania oznaczeń ilościowych, jak poprzednio, oznaczenia wykonywano z zastosowaniem spektrometru mas pracującego w trybie pozwalającym na określenie jedynie względnych stężeń związku w próbce. Oznacza to, że można było ocenić tendencję zmian stężeń trzech toksyn z grupy prymnezyn oraz ich względne udziały w całkowitym stężeniu, bez podania dokładnej wartości. Wyniki tych oznaczeń zawarte są w załączonych dokumentach (załącznik 1 zamieszczony na końcu raportu). Pozytywny wynik (obecność toksyn) stwierdzono dla 49% próbek zebranych we wrześniu. Były to w dużej mierze próbki zebrane w Kanale Gliwickim. Przy czym tylko w przypadku 10 próbek, sumaryczne, względne stężenia prymnezyn (szacowane na podstawie wartości stosunku powierzchnia piku chromatograficznego/objętość sączonej próbki) przekraczały 20, a żadna nie osiągała poziomu odnotowanego w sierpniu. W sierpniu taki poziom prymnezyn stwierdzono w przypadku 24 próbek na 192. Z Kanału Gliwickiego zbierano materiał również 26 października. Pozytywny wynik uzyskano dla 73% próbek. Wysokie (względne) sumaryczne stężenie PRM (>20) stwierdzono w przypadku 15 z 41 oznaczanych próbek. W przypadku dwóch próbek (2 KG i 3 KG środek) były to stężenia porównywalne do stężeń maksymalnych stwierdzonych w sierpniu, w okresie śnięcia ryb. W listopadzie wszystkie trzy warianty prymnezyn wykryto tylko w jednej próbce z 26 analizowanych. Była to próbka pobrana 4 listopada w okolicach Cigacic (G5). Dla tej próbki względne sumaryczne stężenie PRM wynosiło 7,3.

Izolacja prymnezyn produkowanych przez *Prymnesium parvum* z Odry

Ze względu na możliwość ponownego wystąpienia toksycznych zakwitów *Prymnesium parvum* i wynikającą z tego faktu konieczność identyfikacji i oznaczania stężeń ichtiotoksyn z grupy prymnezyn (PRM), Zakład Biotechnologii Morskiej (Uniwersytet Gdański) podjął się zadania izolacji tych związków z próbek środowiskowych. Zadanie to jest szczególnie ważne ze względu na brak komercyjnie dostępnych wzorców. W oznaczaniu PRM laboratoria zagraniczne stosują tzw. metodę pośrednią opisaną w pracy Svenssen i in., 2019. Jednak, jak wskazują autorzy wymienionej pracy, ma ona szereg wad: (1) do jej walidacji również powinien być zastosowany ilościowy wzorzec prymnezyn, (2) inne związki obecne w próbce mogą dawać podobne sygnały co prymnezyny (co skutkowałoby fałszywie

pozytywnym wynikiem); (3) granica wykrywalności jest wysoka (16 $\mu\text{mol/mL}$) (co uniemożliwia wykrycie niskich stężeń PRM).

Część doświadczalna

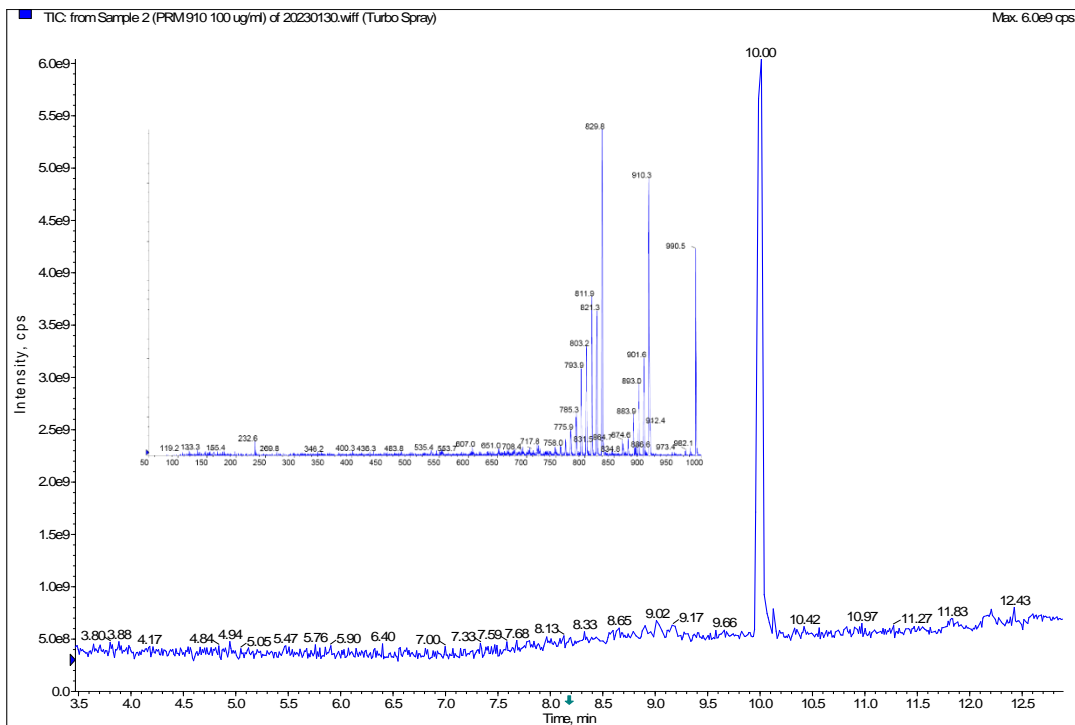
W celu izolacji toksyn użyto wodę z obszaru zakwitnięcia *Prymnesium parvum* zebraną w listopadzie (Cigacice, 100 l) oraz grudniu (Kanał Gliwicki, 100 l). Próbki przesączono przez sączki Whatman GF/C. Tak zebrany materiał zamrożono do czasu analizy. Ekstrakcję prowadzono w 100% metanolu. Po odparowaniu rozpuszczalnika próbkę poddano rozdzielaniu z zastosowaniem chromatografii błyskawicznej (kolumna Biotage C18D, Duo 100 Å, 30 μm). Frakcje zawierające PRM połączono i ponownie rozdzielano metodą chromatografii preparatywnej (kolumna Jupiter Proteo 90 Å, 4 μm ; 250 × 21.2 mm). Po tym etapie udało się wyizolować mieszaninę trzech prymnezyn. Kolejny etap wymagał zoptymalizowania warunków rozdzielania, tak aby uzyskać frakcje zawierające pojedyncze warianty prymnezyn, gdzie udział wzorca wynosiłby nie mniej niż 95% składu frakcji. Proces optymalizacji (dobór fazy, ustalenie gradientu wymywania toksyn) prowadzono z zastosowaniem spektrometrii mas (LC-MS/MS). Następnie metodę przeskalowano do warunków rozdzielania z zastosowaniem preparatywnego systemu HPLC. Rozdział metodą chromatografii preparatywnej pozwolił na izolację prymnezyn (po ok. 100 μg każdej).

Wyniki

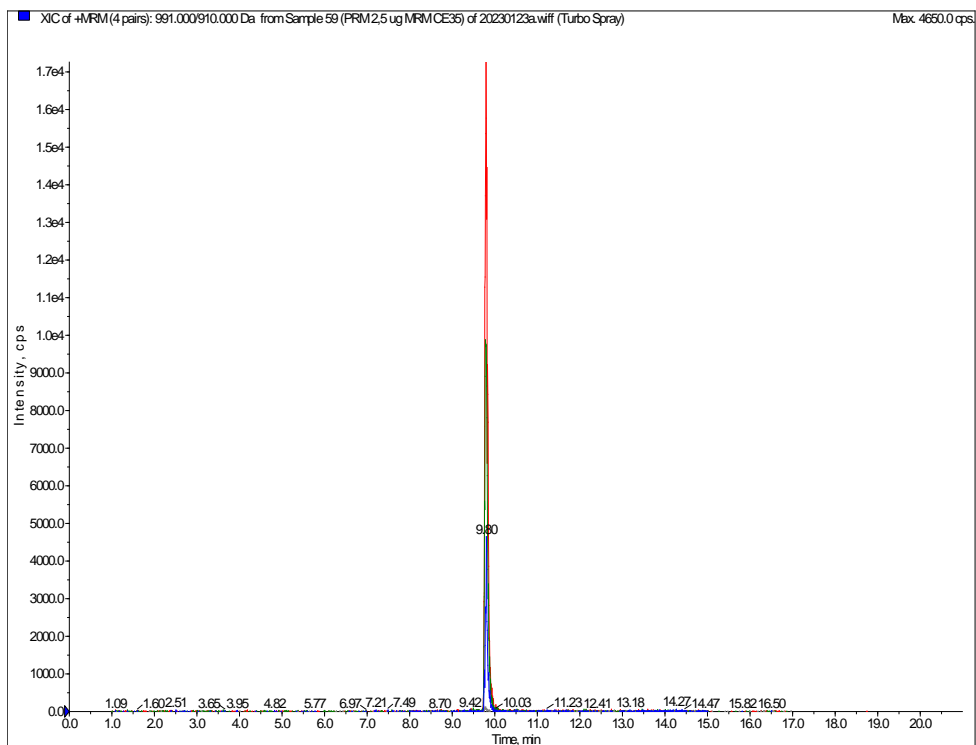
Pozyskanie czystego wzorca toksyn (rys. 1) pozwoliło na oszacowanie ich stężeń we wcześniej analizowanym materiale, t.j. próbkach pobranych podczas zakwitnięcia *Prymnesium parvum* w wodach Odry w 2022 r. Użyto tu określenia „oszacowanie”, gdyż analiza ilościowa wymaga zastosowania innego trybu pracy spektrometru mas, niż stosowano dotychczas. We wcześniejszych analizach wybrano taki tryb pracy aparatu, który przede wszystkim pozwalał na identyfikację toksyn w próbkach (rys. 1).

W kolejnym etapie pozyskane wzorce wykorzystano do optymalizacji warunków analizy ilościowej toksyn (w trybie MRM -> multiple reaction monitoring) (rys. 2). Po tym procesie Zakład Biotechnologii Morskiej Uniwersytetu Gdańskiego stał się jedynym laboratorium (lub co najwyżej jednym z 1-2 laboratoriów) na świecie, które jest gotowe do prowadzenia ilościowych oznaczeń ichtiotoksyn z grupy prymnezyn.

Interpretacja wyników analizy ilościowych i porównanie z sytuacją w innych wodach, w których wystąpił zakwit toksycznego glonu *Prymnesium parvum* może być jednak utrudniona ze względu na brak danych literaturowych odnośnie poziomu stężeń prymnezyn w środowisku.



Rys. 1. Chromatogram LC-MS/MS jednej z wyizolowanych prymnezyn (PRM-B (1 CI) + 1 heksoza) – analiza wykonana w trybie IDA (information dependent analysis)



Rys. 2. Chromatogram LC-MS/MS wyizolowanej prymnezyny PRM-B (1 CI) + 1 heksoza (909/1818) – analiza wykonana w trybie MRM

Opracowanie metody izolacji prymnezy z wody

W badaniach prowadzonych w 2022 r. oznaczono jedynie prymnezy obecne w komórkach glonów, oddzielonych od wody w procesie sączenia przez sączki GF/F. Ponieważ szkodliwy efekt na ryby i inne organizmy mogą mieć związki obecne w postaci rozpuszczonej w wodzie, powstała konieczność oznaczanie ich stężeń również w tego typu próbkach. W tym celu opracowano metodę odzysku prymnezy rozpuszczonych w wodzie za pomocą kolumnienek do ekstrakcji cieczy-ciało stałe poprzez modyfikację metody stosowanej przez Svenssen i in. (2019). W procesie zastosowano kolumnienki wypełnione złożem RP C8. W celu wymycia toksyn zastosowano metanol.

Oznaczeń stężeń ichtiotoksyn z grupy prymnezy w próbkach pobranych w 2023 r.

W 2023 r. Zakład Biotechnologii Morskiej Uniwersytetu Gdańskiego zanalizował łącznie 36 próbek wody zebranej z Kanału Gliwickiego (stacje: Marina pomost, Pyskowice ul. Piaskowa, Rudziniec) oraz z okolic Wrocławia (stacje: Rezerwat Łacha Jelcz, Zbiornik Czernica, Zbiornik Bajkał, Zalew Prężyce, Wrocław Osobowice) okresie od 27 lutego do 17 marca 2023. Najwyższe sumaryczne stężenia prymnezy **w komórkach glonów** na stacji Marina pomost stwierdzono 16.03 (193,6 nM). Na stacji Pyskowice stężenia w komórkach zwykle były wysokie i w dniach 02.03,13.03 i 16.03 wynosiły odpowiednio 188,1; 299,5 i 177,4 nM.

Od 02.03 dodatkowo wykonywano analizę **toksyn rozpuszczonych w wodzie** (poza komórkami). Do chwili obecnej dostępne są wyniki dla stacji Marina. W przypadku trzech analiz (9, 13 i 16 marca) znacznie większe stężenia prymnezy stwierdzano w wodzie niż w komórkach (w przeliczeniu na 1 litr próbki). Osiągały one maksymalnie 326, 1 nM (16 marca). Wynik ten pozostaje w sprzeczności z dotychczas publikowanymi danymi, które sugerują, że jedynie niewielka ilość prymnezy uwalnia się z komórek do wody.

Wyniki analiz wykonane w Uniwersytecie Gdańskim stanowią pierwszy opis cech genotypowych i chemotypowych haptofitu *Prymnesium parvum* tworzącego toksyczne zakwity w Odrze. W tym, jednoznacznie wykazano zdolność tego organizmu do produkcji ichtiotoksyn z grupy prymnezy.

Kontynuacja badań genetycznych

W celu ustalenia pełnej sekwencji genomu *P. parvum*, skonstruowana została biblioteka genomowa szczepu wyizolowanego z Odry za pomocą NEB Ultra II FS Preparation Kit (New England Biolabs, Beverly, CA, USA). Biblioteka została zsekwencjonowana na platformie Illumina MiSeq (Illumina, San Diego, CA, USA). Uzyskano 260.256.020 odczytów, z których 77,44% zmapowanych zostało na wcześniejszym złożeniu, uzyskanym programem Flye, przy wykorzystaniu programu BWA. Kontigi pokryte krótkimi odczytami poddane zostały procesowi binningu przy wykorzystaniu programu MetaBAT2. Proces ten pozwolił na odrzucenie około 8,5 milionów par zasad sekwencji pochodzących z genomów bakteryjnych i archeonowych. W ten sposób można było złożyć potencjalny genom *P. parvum*, który składać się może z około 74 milionów par zasad, zawierając się w 9.474 kontigach. Określenie pełnej sekwencji genomu *P. parvum* wyizolowanego z Odry stanowi pierwszy w Europie i zapewne drugi na świecie przykład złożenia pełnej sekwencji nukleotydowej DNA tego organizmu.

Piśmiennictwo

Svenssen D.K., Binzer S.B., Medić, N., Hansen P.J., Larsen, T.O., Varga E. 2019. Development of an Indirect Quantitation Method to Assess Ichthyotoxic B-Type Prymnesins from *Prymnesium parvum*. *Toxins* 11: 251. <https://doi.org/10.3390/toxins11050251>

VII. BADANIA ZALEWU SZCZECIŃSKIEGO I ROZTOKI ODRZAŃSKIEJ W SIERPNIU I WRZEŚNIU 2022 R.

Rozdział przygotowany przez Morski Instytut Rybactwa – Państwowy Instytut Badawczy przez zespół autorów w składzie Adam Woźniczka, Janina Kownacka, Katarzyna Piwosz, Ilona Waszak, Aneta Jakubowska, Weronika Podlesińska, Lena Szymanek, Agnieszka Szkudlarek – Pawełczyk, Sławomira Gromisz, Dawid Smardzewski, Joanna Szlinder-Richert, Piotr Margoński

WSTĘP

Począwszy od przełomu lipca i sierpnia 2022, na niektórych odcinkach Odry doszło do śnięcia ryb oraz innych organizmów, w szczególności małży i ślimaków skrzelodysznych. Z czasem zdarzenia przybrały wymiar masowy, o charakterze katastrofy ekologicznej, a spływające, śnięte ryby raportowano z coraz większej liczby odcinków Odry, przy jednoczesnym przemieszczaniu się zjawiska wraz z nurtem rzeki. W takiej sytuacji istniało uzasadnione podejrzenie, że wraz ze przesuwaniem się „fali śniętych ryb” w dół Odry i jej ostatecznym wpłynięciem do Zalewu Szczecińskiego może dojść do skażenia, przez wówczas nieznaną czynnik wód obszaru ujścia Odry (w szczególności Zalewu Szczecińskiego, ale także Zatoki Pomorskiej), ze wszystkimi tego skutkami dla stanu środowiska i gospodarki rybackiej na tych akwenach. Było to bezpośrednią przesłanką do podjęcia, w ramach działań Centrum Zarządzania Kryzysowego Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi, monitoringu stanu Zalewu Szczecińskiego. Badania wykonano w Morskim Instytucie Rybackim – Państwowym Instytucie Badawczym (MIR-PIB). Dodatkowo, w ramach tych działań w MIR-PIB przeprowadzono testy toksyczności próbek wody pobranych z Odry, a dostarczonych przez Oddziały Centralnego Laboratorium Badawczego GIOŚ.

ZAKRES BADAŃ

Planowanie

Celem działań prowadzonych przez MIR-PIB było bieżące monitorowanie sytuacji w Zalewie Szczecińskim, pod kątem wystąpienia zjawisk obserwowanych ówczynie w rzece Odrze, a prowadzących do śmiertelności ryb i innych organizmów wodnych, oraz badania szerokiego spektrum parametrów chemicznych i biologicznych Zalewu Szczecińskiego i Roztoki Odrzańskiej. W ówczesnych warunkach należało zakładać, że wraz z przesuwaniem się z biegiem Odry fali śnięć ryb, ostatecznie czynniki je powodujące dołyną do jej ujścia, a w konsekwencji także do Zalewu Szczecińskiego, a nawet Zatoki Pomorskiej. Nie można było wykluczyć najgorszego scenariusza, czyli wystąpienia masowych śnięć ryb i innych organizmów wodnych w tych akwenach, co miałyby katastrofalne skutki tak dla środowiska, jak i dla gospodarki rybackiej i turystyki na tym obszarze. Jednocześnie z przekazów medialnych wynikało, że zjawiska obserwowane w Odrze mogą mieć związek ze wzrostem zasolenia wód rzecznych, tym samym należało zakładać, że dalszy rozwój sytuacji w słonawych wodach akwenów estuarium Odry może ulec nawet nasileniu.

Morski Instytut Rybacki – PIB od ponad 70 lat posiada Stację Badawczą w Świnoujściu, wraz z własną jednostką pływającą, ukierunkowaną głównie na badania akwenów rejonu ujścia Odry, wspieraną przez szerokie zaplecze badawcze całego Instytutu, tym samym możliwe było rozpoczęcie badań tego akwenu w warunkach zagrożenia katastrofą ekologiczną.

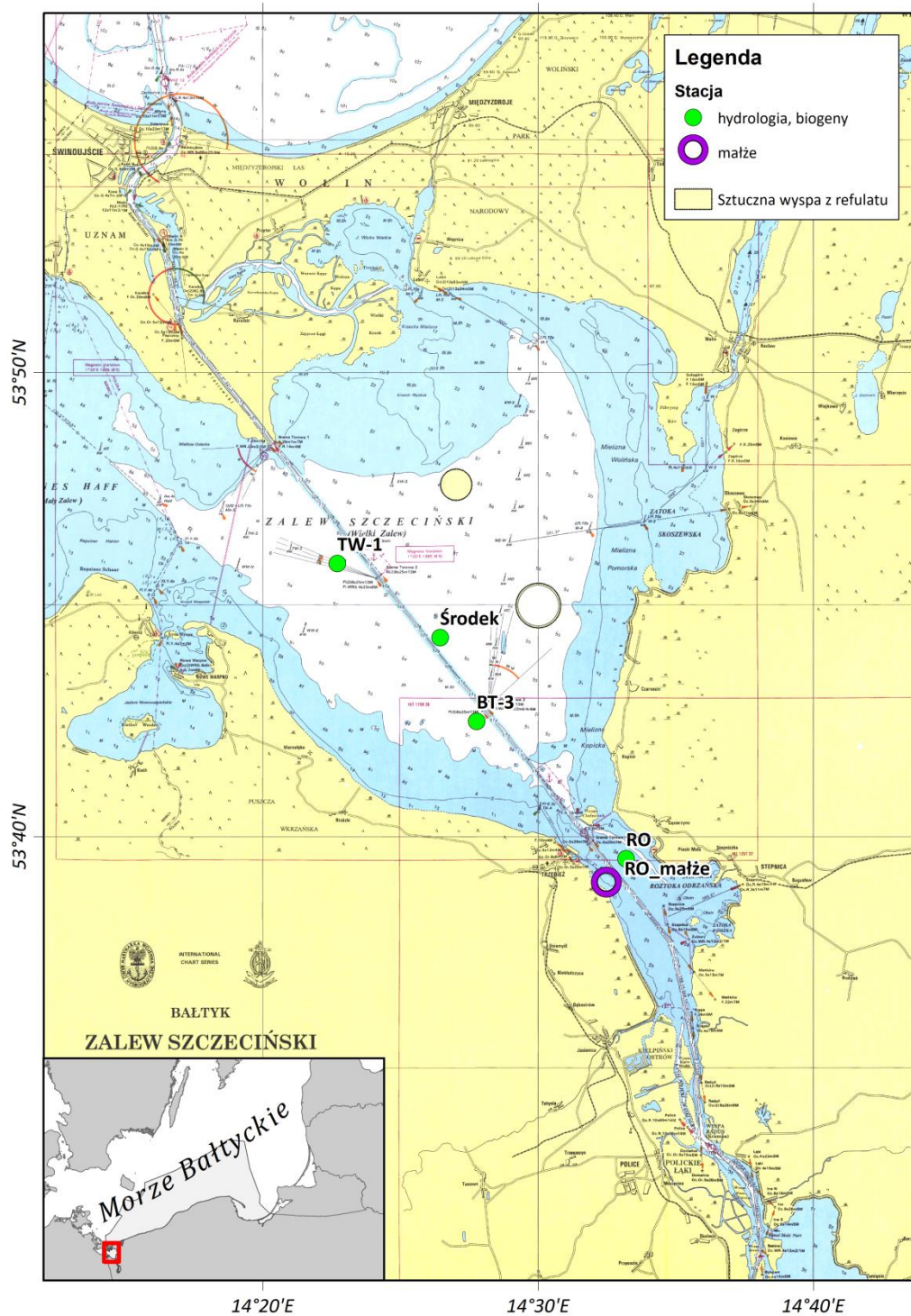
Po ustaleniach Centrum Zarządzania Kryzysowego Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi, zaplanowano rozpoczęcie pobierania prób z Zalewu Szczecińskiego i Rostoki Odrzańskiej od 18 sierpnia 2022 r., równocześnie ustalono zakres i metodykę badań. Natomiast 16 sierpnia do MIR-PIB dostarczono 31 próbek wody pobranej z różnych odcinków rzeki Odry. W Zakładzie Chemii Żywności i Środowiska MIR-PIB dokonano pomiarów w ww. próbkach wartości pH i zasolenia (stężenia chlorków), a następnie zbadano ich toksyczność za pomocą biotestów *Microtox* i *Rapidtoxkit F Thamno*.

Równocześnie, 17 sierpnia wieczorem pojawiły się pierwsze informacje medialne z Niemiec o wykryciu w wodach Odry *Prymnesium parvum* – gatunku haptofita (wg. wcześniejszej nomenklatury – złotowiciowca), mogącego wydzielać toksyny powodujące masowe śnięcie ryb i mięczaków skrzelodysznych, który mógł być odpowiedzialny za obserwowane w Odrze śnięcie ryb. Obecność *P. parvum* została następnie potwierdzona i analizowana przez Instytut Rybactwa Śródlądowego – PIB, w próbach zbieranych przez polskie ekipy. Na bieżąco zmodyfikowano zestaw pobieranych prób, skupiając uwagę na wykrywaniu w wodzie obecności *P. parvum* i/lub produkowanych przez niego toksyn, oraz kształtowania się warunków środowiskowych sprzyjających ewentualnemu zakwitowi. W dniu 18 sierpnia przeprowadzono pierwszy pobór prób środowiskowych, już po tych modyfikacjach. Równolegle rozpoczęto monitorowanie ewentualnego pojawiania się śniętych ryb i małży.

Biorąc pod uwagę techniczne możliwości pobierania i dalszej analizy prób zaplanowano wykonanie zadania poprzez analizę prób pobieranych na 4 punktach (stacjach) badawczych na obszarze Zalewu Szczecińskiego i Rostoki Odrzańskiej z częstotliwością co ok. 5 dni (warunkowaną przez warunki meteorologiczne umożliwiające bezpieczne pływanie i prawidłowy pobór prób) (Rys. 1; Tabela 1). W późniejszym okresie, zwiększono interwał pomiędzy pobieraniem prób. Ostatecznie pobrano trzy próby w sierpniu, z interwałem 4-5 dni, oraz dwie próby we wrześniu, przy czym w przypadku prób wrześniowych ich terminy wynikały z warunków pogodowych, umożliwiających bezpieczny i zgodny z metodyką pobór prób. Na wszystkich stanowiskach próby pobrano w dniach 18.08., 23.08., 27.08., 12.09 oraz 29.09.2022 r.

Planując miejsca pobierania prób, wykorzystano wcześniejsze doświadczenia z badań prowadzonych na obszarze Zalewu Szczecińskiego, w tym z badań skutków wpływającej do Zalewu fali powodziowej w 2010 r. Rys. 1 przedstawia lokalizację punktów poboru prób. Wszystkie umieszczono wzdłuż głównej osi przepływu wód pomiędzy ujściem Odry na południu, a wejściem do Kanału Piastowskiego (i dalej

do cieśniny Świny, a następnie morza), w oddaleniu minimum kilkuset metrów od sztucznie pogłębionego toru żeglownego prowadzącego do portu w Szczecinie.



Rys. 1. Lokalizacja stacji badawczych

Dwa punkty TW-1 i „Środek” charakteryzują warunki środowiskowe głównego basenu Zalewu Szczecińskiego, przy czym na położonym bardziej na północ punkcie TW-1 szybciej obserwowany jest wpływ wód morskich napływających w czasie tzw. cofek czy też wraz z prądami kompensacyjnymi, a punkt „Środek” uznawany jest za referencyjny dla warunków centralnej części Zalewu. Jednocześnie oba punkty są praktycznie co roku włączane do badań prowadzonych przez MIR-PIB, jako wskaźniki warunków środowiskowych Zalewu i punkt odniesienia do badania ewentualnych zmian. Stąd też dla tych punktów istnieją długoletnie serie danych, głównie hydrologicznych. Punkt BT-3 charakteryzuje warunki w głębszych rejonach południowej części Zalewu, gdzie zaznacza się już wpływ wód napływających Odrą, jednocześnie znajduje się on na obszarze opisywanym jako miejsce transformacji wód rzecznych. Natomiast zlokalizowany na Roztoce Odrzańskiej punkt RO charakteryzuje warunki środowiskowe tego akwenu, gdzie głównym czynnikiem je kształtującym są wody spływające Domiążą bezpośrednio z Odry Zachodniej oraz z jeziora Dąbie (do którego uchodzi Odra Wschodnia – Regalica). Jednocześnie, ze względu na mniejszą głębokość Roztoki, stacja RO jest płytsza (3,7 m), niż stacje zlokalizowane na Zalewie Szczecińskim (5,2–5,6 m). Współrzędne geograficzne wszystkich punktów badawczych podano w tabeli 1.

Tabela 1. Współrzędne punktów badawczych w Zalewie Szczecińskim i Roztoce Odrzańskiej

Stacja	Szerokość geogr.		Długość geogr.		Głębokość [m]
TW-1	53°	45.888	14°	22.712	5,6
Środek	53°	44.290	14°	26.446	5,6
BT-3	53°	42.486	14°	27.772	5,2
RO	53°	39.521	14°	33.197	3,7
RO_małże	53°	39.015	14°	32.478	2,6

Dodatkowo, w trakcie pierwszego poboru prób, na obszarze Roztoki Odrzańskiej wyznaczono dodatkowy punkt (RO-małże), na którym pobierano próby małży, m.in. do monitorowania ewentualnego wpływu toksyn produkowanych przez *P. parvum*. Punkt wyznaczono po zlokalizowaniu obszaru licznego występowania agregacji małży z rodzaju *Dreissena* (w obszarze ujścia Odry występują dwa gatunki: *D. polymorpha* i *D. bugensis*).

Obserwacje pojawiania się śniętych ryb i badania małży

Zadanie realizowano poprzez codzienne wywiady z wybranymi rybakami, w szczególności łowiącymi w Roztoce Odrzańskiej, którzy, choć nie mogli prowadzić połowów ryb, to jednak regularnie monitorowali bieżącą sytuację, a informacje te przekazywali do Stacji Badawczej MIR-PIB w Świnoujściu. Jednocześnie wśród rybaków była rozpowszechniona informacja, że w przypadku zaobserwowania martwych ryb lub innych, niepokojących sygnałów, powinni o tym powiadomić także pracowników Stacji Badawczej MIR-PIB.

W przypadku małży sytuację monitorowano poprzez regularne pobieranie prób w stałym punkcie RO_małże, a następnie ocenę ekspercką pod kątem występowania martwych osobników. Małże pobierano czerpaczem van Veen, pobierającym próbę z dna o powierzchni 0,1 m².

Każdorazowo pobierano min. 5 czerpaczy w punkcie pomiarowym, tak by uzyskać co najmniej kilka kg mały. Mały płukano, dokonując na bieżąco oceny eksperckiej pod kątem występowania martwych osobników.

Badania warunków środowiskowych toni Zalewu Szczecińskiego i Rostki Odrzańskiej

Każdorazowo, na każdej stacji wykonywano następujące pomiary:

- pionowy rozkład zasolenia i temperatury wody, mierzony sondą CTD CastAway-CTD[®],
- przezroczystość pozorna mierzona krążkiem Secchiego.

Próby wody pobierano czerpaczem Ruttnera 3l, wykonywano oddzielne oznaczenia dla wody powierzchniowej (ok. 0,5 m pod powierzchnią) i wody przydennej (ok. 0,5 m nad dnem).

W każdej warstwie oznaczano:

- wykładnik jonów wodorowych mierzony pH-metrem CP-411 z dokładnością 0,01;
- tlen rozpuszczony metodą Winklera w modyfikacji azydkowej;
- stopień natlenienia na podstawie tablic Foxa;
- wskaźnik BZT₅, jako miarę zdolności badanych wód do biochemicznego rozkładu zawartej w nich materii organicznej;
- ilość zawiesiny ogólnej oznaczony metodą z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego (PN-EN 872: 2007);
- stężenie NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, N_{og} oraz PO₃₋₄rozp. i P_{og} metodami stosowanymi w badaniach wód śródlądowych: azotany (V) oznaczano metodą Morrisa i Riley'a, po redukcji w kolumnie kadmowej uwzględniając poprawkę na oznaczane osobno azotany (III), zaś ortofosforany rozpuszczone metodą Denigesa w modyfikacji Harvey'a, stosując procedury wykonawcze podane w Polskich Normach);
- zawartość chlorofilu *a* w wodzie metodą spektrofotometryczną, po ekstrakcji przesączonego na sączku GFF materiału, w etanolu.

Analogicznie pobierano próby wody, które następnie mrożono i przekazywano do dalszych analiz (m.in. do testów toksyczności).

Próby zooplanktonu pobierano analogicznie jak próby fitoplanktonu (integracja trzech prób pobieranych 5 l czerpaczem Patalasa). Łącznie próbę o objętości 14 l filtrowano przez siatkę planktonową o boku oczka 100 μm. Próbę konserwowano buforowanym roztworem 4% formaldehydu.

Próby zoobentosu pobierano czerpaczem Ekman–Birge 15x15 cm i przesiewano na sicie o boku oczka 0,5 mm. Próbę konserwowano buforowanym roztworem 4% formaldehydu. Przy pomocy tego samego czerpacza pobierano dodatkowe próby osadów, z których pobierano warstwę powierzchniową, a próby następnie mrożono.

Z pobranych prób mały (patrz wyżej), pobierano próbę ok. 3-4 kg mały, które po wypłukaniu z osadu, odpijano przez ok. 24 h w sztucznej wodzie morskiej o zasoleniu takim jak w miejscu pobrania prób (ok. 1,5 PSU), a następnie mrożono i przekazywano do dalszych badań.

Badania fitoplanktonu oraz identyfikacja obecności *P. parvum*

Oznaczenia fitoplanktonu wykonano zarówno na podstawie cech morfologicznych, jak i z zastosowaniem metod genetycznych. Próby fitoplanktonu pobierano poprzez integrację 5 l prób wody pobieranych czerpaczem Patalasa z poziomów 0 m, 2,5 m i 5 m (za wyjątkiem płytkiej stacji RO, gdzie integrowano próby 0 m, środek słupa wody i 3,5 m). Z pobranej, zhomogenizowanej objętości pobierano próbę o objętości ok. 250 ml, którą konserwowano płynem Lugola. Dodatkowo pobierano próbę jakościową poprzez zaciąg od dna do powierzchni siatką fitoplanktonową o boku oczka 10 µm. Próbę także konserwowano płynem Lugola. Do oznaczeń metodami genetycznymi pobierano ok. 500-600 ml z tej samej, zintegrowanej objętości. W laboratorium całą próbę filtrowano na sączku szklanym GFF. Sączki mrożono w temperaturze -70°C i przechowywano w tym stanie do czasu analizy (max. 5 tygodni).

Badania genetyczne obejmowały:

- testowanie obecności genów ITS-1 w celu stwierdzenia występowania *P. parvum* w badanych próbkach;
- testowanie obecności genów PKS kodujących enzymy niezbędne w procesie produkcji prymnezyń.

Testy toksyczności wód z użyciem biotestów

Pierwsze badania w tym zakresie podjęto, zanim pojawiły się informacje o obecności *P. parvum* w wodach Odry. Badania toksyczności z użyciem biotestów służą do określania toksyczności złożonych mieszanin o nieznanym składzie chemicznym. Pomiar wszystkich składników chemicznych mieszaniny jest niemożliwy. Badane są tylko wybrane substancje, co oznacza, że pomijany jest wpływ składników nieoznaczonych. Ponadto sama identyfikacja i pomiar pojedynczych substancji nie mówią nic o wzajemnych interakcjach poszczególnych składników mieszaniny, ani o ich wypadkowej toksyczności. Stosowanie biotestów pozwala natomiast określić czy badana mieszanina działa toksycznie na organizm, który poddano jej działaniu.

Do badań toksyczności próbek wody pobranych z rzeki Odry oraz Zalewu Szczecińskiego wykorzystano dostępne komercyjnie zestawy, oparte o organizmy modelowe. Najlepszym podejściem jest zastosowanie kilku różnych organizmów do testowania. Testy są opracowane przez producentów zgodnie z odpowiednimi normami, co zapewnia powtarzalność i wiarygodność uzyskiwanych wyników oraz odpowiednią kontrolę jakości. Do badań wykorzystano testy *Microtox* i *Rapidtoxkit F Thamno*.

WYNIKI

Monitorowanie pojawiania się śniętych ryb i mały

Z otrzymywanych od rybaków informacji wynikało, że w całym, monitorowanym okresie (do czasu zniesienia zakazu połowu ryb w Zalewie Szczecińskim, co nastąpiło 25 sierpnia) nie stwierdzono obecności martwych ryb na obszarze Zalewu Szczecińskiego i Rostoki Odrzańskiej (a także, zgodnie

z raportami rybaków, na Domiąży, przyległych kanałach i w północnej części jeziora Dąbie). Również w okresie późniejszym, takie sygnały od rybaków nie docierały.

W żadnej z pobranych prób małży nie stwierdzono obecności martwych, rozkładających się osobników.

Warunki środowiskowe toni wodnej Zalewu Szczecińskiego i Roztoki Odrzańskiej

Ogólna charakterystyka akwenu

Zalew Szczeciński jest głównym zbiornikiem rozległego obszaru ujściowego Odry, w którym wody rzeczne ulegają stopniowej transformacji przed wpłynięciem do morza. Jest on klasyfikowany jako zbiornik wód przejściowych (słonawych, estuarijnych), którego reżim hydrologiczny kształtuje wzajemne oddziaływanie dopływających od południa wód rzecznych i okresowo napływających od północy, poprzez trzy cieśniny, wód morskich, jednak o własnej specyfice i wyraźnie zaznaczonej odrębności tak od wód rzecznych jak i morskich. Pod względem geograficznym jest zwyczajowo dzielony na dwie części – tzw. Mały i Wielki Zalew, granica tego podziału zasadniczo pokrywa się także z granicą polsko-niemiecką. Prawie cały Mały Zalew leży na terytorium Niemiec, podczas gdy cały Zalew Wielki i marginalna część Małego na terytorium Polski (Radziejewska, Schernewski 2008, Wolnomiejski, Witek 2013). W tej pracy termin „Zalew Szczeciński” należy utożsamiać z polską częścią tego akwenu.

Zalew Szczeciński to duży, rozległy zbiornik wodny o średniej głębokości 3,8 m, przeciętnej, w centralnej części Wielkiego Zalewu, 5-5,5 m, którego środkiem biegnie sztucznie pogłębiony tor wodny od morza do portu w Szczecinie (Radziejewska, Schernewski 2008, Wolnomiejski, Witek 2013), obecnie o głębokości 12,5 m (wiosną 2022 zakończyły się prace związane z jego pogłębieniem i poszerzeniem). Efektem jest duża podatność na oddziaływanie wiatru, czego efektem jest polimiksja, oraz występowanie silnych prądów generowanych przez wiatr, a wpływających na zmienność parametrów toni wodnej. Stratyfikacja pionowa zaznacza się tylko okresowo, w czasie długich (min. 3-dniowych) okresów ciszy (Wolnomiejski, Witek 2013). Zasolenie, w okresie przed ostatnim pogłębieniem toru wahało się w zakresie 0,3-4,5 (średnio 1,4) PSU (Radziejewska, Schernewski 2008), obecnie obserwuje się wzrost średniego zasolenia Zalewu i w czasie opisanych poniżej badań, na środku akwenu zazwyczaj notowano wartości dochodzące do 2 PSU. Efektem wzajemnego oddziaływania wód rzecznych i morskich jest zróżnicowanie przestrzenne zasolenia wód Zalewu w układzie równoleżnikowym, przy czym zakres i gradient zmienności fluktuują zależnie od napływu wód z obu kierunków. Poziom substancji biogenicznych w wodzie kształtuje przede wszystkim dopływ wód Odry, która niesie wysokie ładunki, przede wszystkim związków azotu. Ich dopływ jest ściśle skorelowany z przepływem wód Odry (Pastuszek, Witek 2012). Poziom związków fosforu jest w dużej mierze kształtowany przez uwalnianie ładunków zgromadzonych w osadach mulistych Zalewu, czemu sprzyja niewielka głębokość akwenu, a tym samym łatwe nagrzewanie się latem całej objętości wód (Pastuszek, Witek 2012, Wolnomiejski, Witek 2013). Produkcja pierwotna jest limitowana dostępnością azotanów, choć niektóre źródła dowodzą limitowania dostępnością światła (Radziejewska, Schernewski 2008). Typowy, roczny cykl rozwoju fitoplanktonu rozpoczyna się w czasie wiosennego wzrostu temperatury, w warunkach wysokich poziomów azotanów i stosunkowo niskich

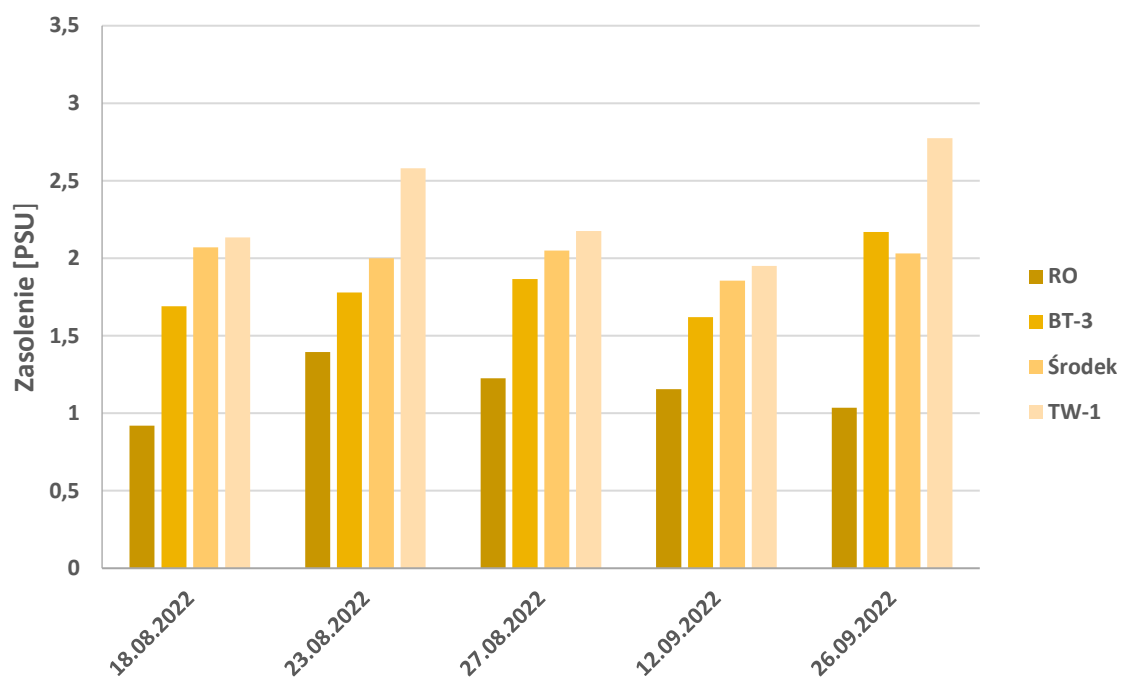
poziomów fosforanów. Intensywny zakwit wiosenny, zdominowany przez okrzemki, kończy się wraz z wyczerpaniem związków azotu. Po zazwyczaj kilkutygodniowej przerwie rozpoczyna się, rozciągnięty w czasie, długi cykl zakwitów letnio-jesiennych, trwających nierzadko do października. Ma on miejsce w warunkach niskich poziomów azotanów, oraz rosnących poziomów fosforanów. W tym okresie zakwity zdominowane są przez sinice, w tym taksony zdolne do asymilacji azotu atmosferycznego, w okresie jesienny rośnie ponownie udział okrzemek (Radziejewska, Schernewski 2008, Wolnomiejski, Witek 2013).

Znaczącą odmiennością hydrologiczną oraz przebiegiem procesów życiowych charakteryzuje się Rozтока Odrzańska – stosunkowo wąski i płytki akwen położony pomiędzy końcowym odcinkiem Odry (Domiąży), a Zalewem Szczecińskim, przecięty także głębokim torem wodnym. Warunki na tym akwenu są kształtowane głównie przez spływ wód rzecznych (Poleszczuk 1996), a słaba retencja nie pozwala na wykształcenie się na tym obszarze swoistych biocenoz pelagialu. Typowe są stosunkowo wysokie poziomy biogenów, ciągle napływających Odrą, a niemożliwych do skonsumowania przez zbiorowiska fitoplanktonowe. Jednocześnie jest to obszar, na którym badania pozwalają identyfikować bezpośredni wpływ wód Odry, który już na Zalewie może być maskowany odrębnymi, specyficznymi procesami zachodzącymi w tym zbiorniku.

Warunki środowiskowe w sierpniu i wrześniu 2022

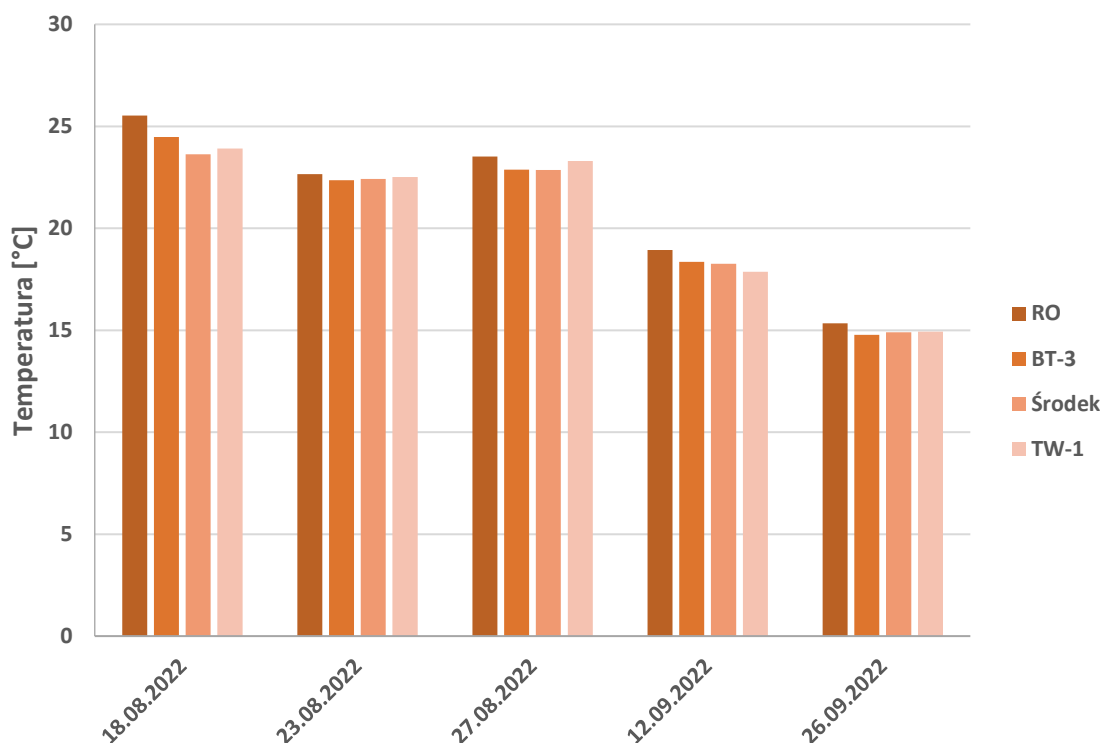
Wyniki pomiarów, wykonywane oddzielnie dla warstwy przydennej i powierzchniowej, przedstawiono jako uśrednione dla obu pomiarów. Brak stratyfikacji powoduje, że zróżnicowanie między warstwami jest niewielkie, dlatego też przyjęto na potrzeby tego opracowania i dla ułatwienia interpretacji, operowanie wynikami uśrednionymi.

Warunki środowiskowe pelagialu Zalewu Szczecińskiego w badanym okresie nie odbiegały od opisanego powyżej schematu. Zgodnie z oczekiwaniami, wyższe niż we wcześniejszych badaniach (i danych referencyjnych podawanych w literaturze) było zasolenie Zalewu (rys. 2). Wartości bezwzględne na trzech stacjach Zalewu Szczecińskiego osiągały zawsze wartości ponad 1,5 PSU, nierzadko przekraczając 2 PSU. Jedynie w Roztoce Odrzańskiej były one niższe, jednak zazwyczaj wyższe niż 1 PSU, co w okresie przed pogłębieniem toru było notowane tylko sporadycznie, a przeciętne zasolenie nie przekraczało zazwyczaj 0,5 PSU. Nie należy jednak wiązać wzrostu zasolenia Zalewu i Roztoki ze wzrostem zasolenia wód Odry, które było przyczyną wystąpienia zakwitu *P. parvum* w tej rzece. Podwyższone wartości zasolenia wód Odry notowano głównie w jej górnym biegu, podczas gdy zasolenie Dolnej Odry, zasilającej kompleks akwenów jej ujścia, nie odbiegało od typowych dla tego obszaru.



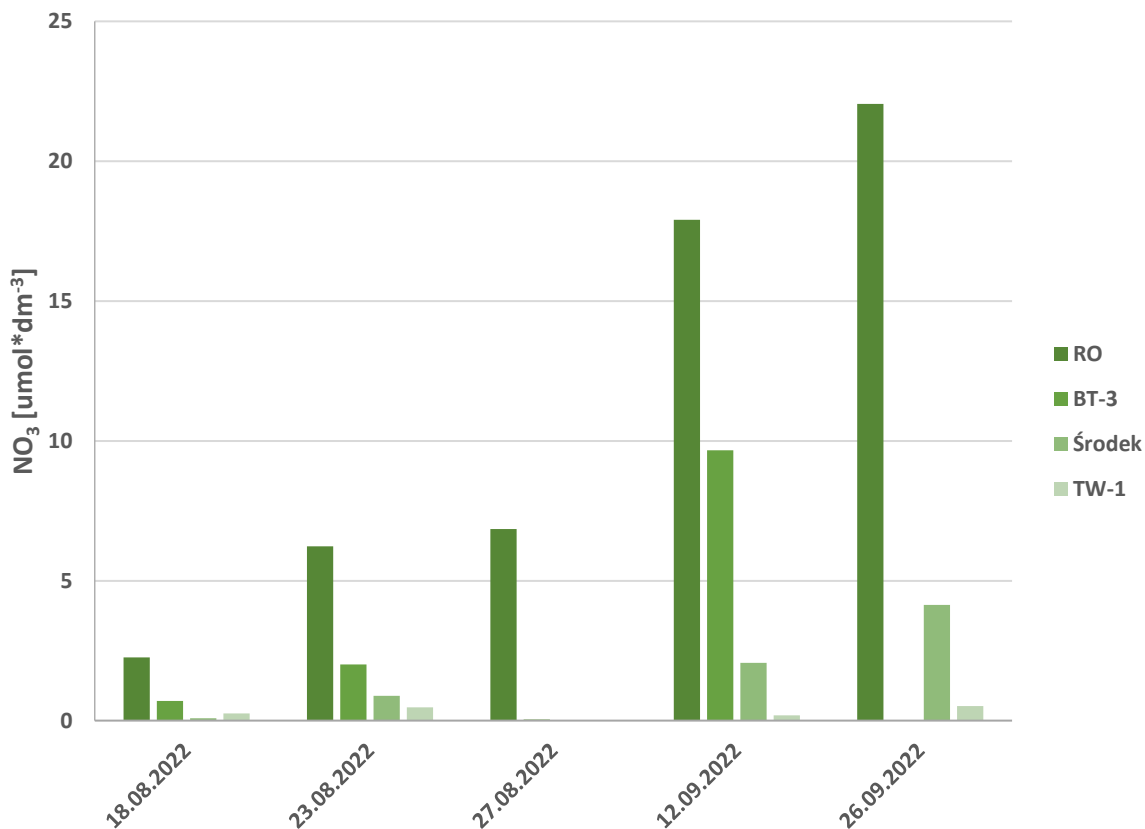
Rys. 2. Zasolenie wód Zalewu Szczecińskiego i Rostki Odrzańskiej w sierpniu i wrześniu 2022 r.

Temperatura wody była wysoka (Rys. 3.), przez cały sierpień przekraczała 20°C, osiągając nawet ponad 25°C. We wrześniu nastąpił jej stopniowy spadek, do ok. 15°C pod koniec tego miesiąca.

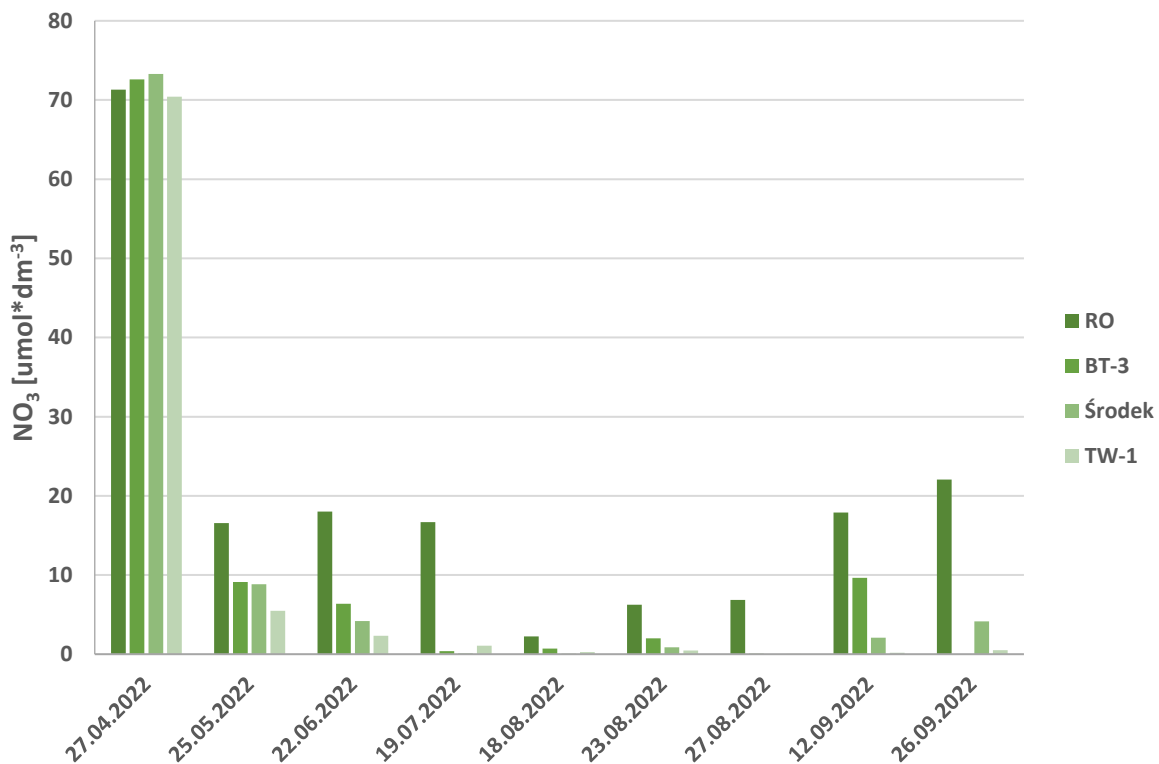


Rys. 3. Temperatura wód Zalewu Szczecińskiego i Roztoki Odrzańskiej w sierpniu i wrześniu 2022 r.

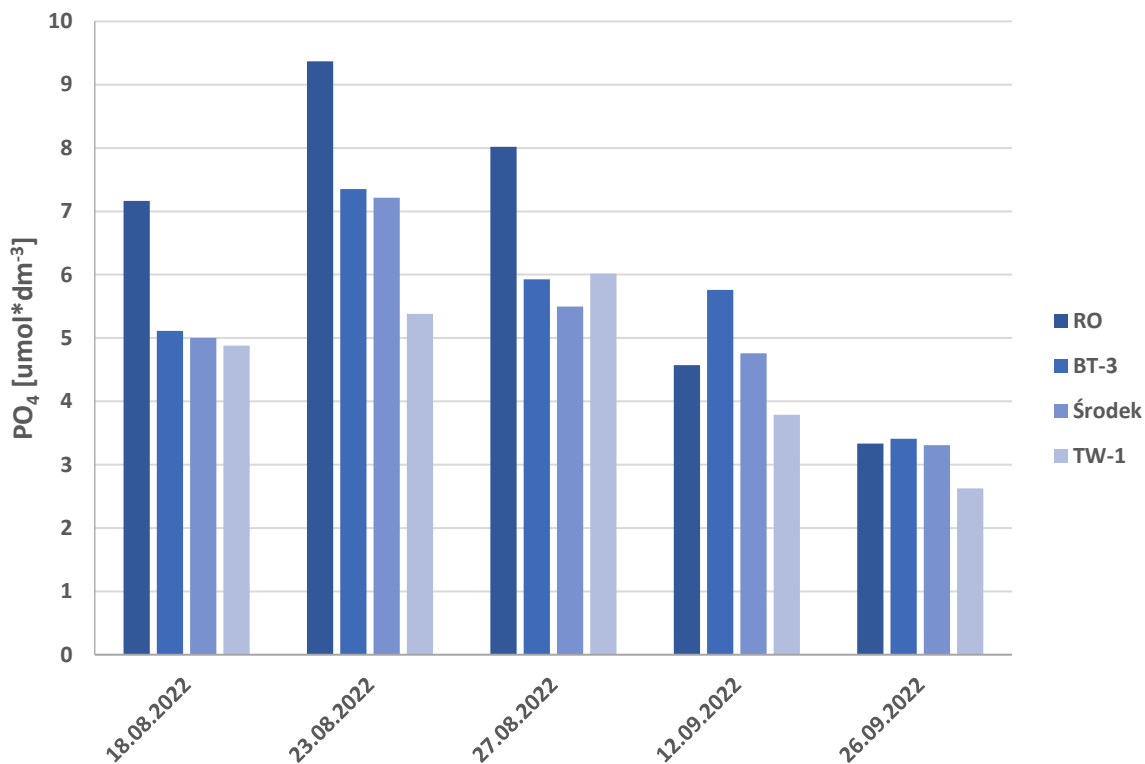
Na rysunkach 4, 6 i 7 przedstawiono notowane wartości głównych związków biogenicznych (NO_3 , PO_4), oraz zawartość chlorofilu *a* w wodzie. Zawartość azotanów była bardzo niska (obraz na wykresie, bez uwzględnienia skali może być mylący, na rysunku 5 przedstawiono zestawienie stężeń azotanów w całym sezonie wegetacyjnym 2022, uwaga na zmienny zakres skali), w szczególności w centralnej części Zalewu (stacje Śródek i TW-1), osiągając w końcu sierpnia nawet wartości praktycznie zerowe. Na wykresach widać także stopniowe odbudowywanie się poziomu azotanów w okresie jesiennym, a przede wszystkim rolę Odry w zasilaniu Zalewu związkami azotu. Stężenia azotanów notowane w Roztoce Odrzańskiej (stacja RO) są znacząco, czasem wielokrotnie wyższe od stężeń w Zalewie Szczecińskim. Stężenia fosforanów, po osiągnięciu maksimum w okresie letnim, wykazują wyraźny spadek w okresie jesiennym. W sierpniu zaznacza się także wyższe ich stężenie w Roztoce, co wskazuje na dodatkowe zasilanie przez Odrę także w związki fosforu, choć nie ma to istotnego wpływu na dostępność tych związków w Zalewie.



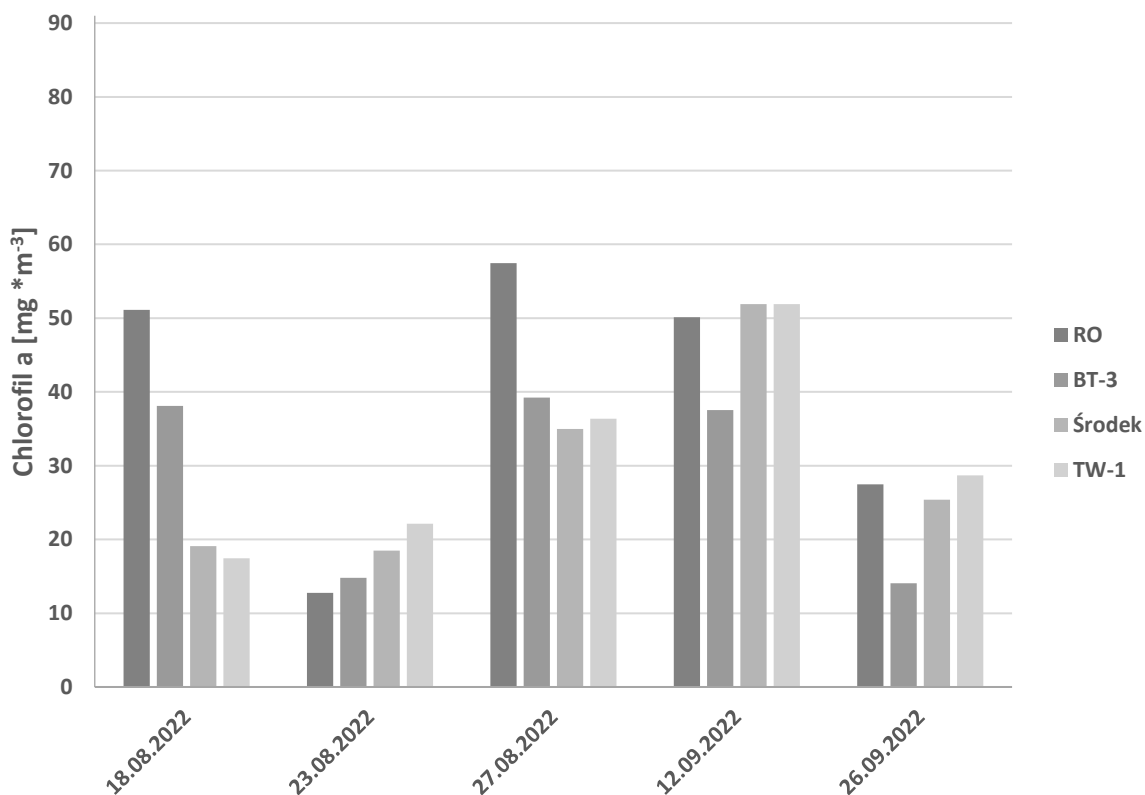
Rys. 4. Średnie stężenie NO₃ w wodach Zalewu Szczecińskiego i Rostki Odrzańskiej w sierpniu i wrześniu 2022 r.



Rys. 5. Średnie stężenie NO₃ w wodach Zalewu Szczecińskiego i Rostki Odrzańskiej w całym sezonie wegetacyjnym 2022



Rys. 6. Średnie stężenie PO₄ w wodach Zalewu Szczecińskiego i Rostki Odrzańskiej w sierpniu i wrześniu 2022 r.



Rys. 7. Średnie stężenie chlorofilu a w wodach Zalewu Szczecińskiego i Rostki Odrzańskiej w sierpniu i wrześniu 2022 r.

Stężenie chlorofilu *a* w wodzie (rys. 7) ściśle koresponduje z biomasą fitoplanktonu (Rys. 13 13). Pewne odstępstwa widoczne są na obszarze Roztoki Odrzańskiej, gdzie stężenie chlorofilu *a* bywa wyższe niż spodziewane przy określonej biomase fitoplanktonu. Może to być efektem wnoszenia wodami Odry świeżej materii organicznej pochodzenia roślinnego. W badanym okresie najsilniejszy rozwój fitoplanktonu miał miejsce w końcu sierpnia i pierwszej połowie września. W czasie pierwszych pomiarów sierpniowych poziom chlorofilu *a* i biomasa fitoplanktonu były niższe, szczególnie widoczny jest spadek w czasie pomiarów 23 sierpnia. W tym okresie nastąpiło chwilowe ochłodzenie, z zachmurzeniem i silnym wiatrem przemieszczającym duże masy wody w Zalewie. Warto zwrócić uwagę na wyraźny wzrost zawartości NO₃ w tym samym okresie, co można wiązać ze zmniejszoną konsumpcją przez mniej liczny fitoplankton. W tym okresie nastąpiła też istotna zmiana struktury fitoplanktonu (patrz niżej). Pośrednio wskazuje to na rolę warunków atmosferycznych i mieszania wiatrowego w kształtowaniu krótkoterminowych zmian podstawowych parametrów toni wodnej w tym akwenu, a w konsekwencji także fitoplanktonu. W przypadku zagrożenia potencjalnym zakwitami, w tym, toksycznym, może to znacząco utrudniać przewidywanie warunków niezbędnych do jego wystąpienia, a jednocześnie tak szybkie i istotne zmiany mogą taki zakwit zainicjować.

Analizy obecności prymnezyny w próbie tkanki racicznicy z Zalewu Szczecińskiego

Zebrane w dniu 18 sierpnia w punkcie RO-małe próby tkanek racicznicy przekazano do wyspecjalizowanego laboratorium Uniwersytetu Gdańskiego w celu potwierdzenia ewentualnej obecności prymnezyny. Przeprowadzone analizy nie potwierdziły obecności biotoksyny w dostarczonych próbach.

Identyfikacja obecności *P. parvum* metodami genetycznymi

Metody mikroskopowe pozwalają na oszacowanie biomasy *P. parvum* oraz jego udziału w ogólnej biomase fitoplanktonu, są jednak mniej czułe niż metody genetyczne. Ponadto, na podstawie cech morfologicznych nie można określić, czy szczep obecny w próbkach jest potencjalnie toksyczny. Dlatego też dodatkowo zostały zebrane próbki do analiz molekularnych metodą PCR (łańcuchowa reakcja polimerazy) z wykorzystaniem starterów specyficznych dla genów pochodzących od *P. parvum*.

Metody oznaczeń

DNA zostało wyizolowane z wykorzystaniem zestawu do izolacji DNA z wody firmy Qiagen (DNeasy PowerWater Kit). Oryginalny protokół producenta został nieznacznie zmodyfikowany: (i) przed homogenizacją komórki poddano 5-minutowej lizie w temperaturze 55°C z dodatkiem Proteiny K (A&A Biotechnology, nr katalogowy 1019-20) oraz (ii) ostatnie płukanie membrany etanolem przed elucją DNA zostało wykonane dwukrotnie. Stężenie oraz czystość wyizolowanego DNA zmierzona na spektrofotometrze Nanodrop (ThermoFisher).

Testowanie obecności genów ITS-1 w celu stwierdzenia występowania *P. parvum* w badanych próbkach

Gen ITS-1 jest usytuowany pomiędzy genami kodującymi rybosomalne RNA: 18S oraz 5.8S rRNA. W badaniach wykorzystano specyficzne dla *P. parvum* startery opracowane przez Galuzzi i in. (2008):

- Starter przedni (forward primer): 5'-TGTCTGCCGTGGACTTAGTGCT-3'
- Starter wsteczny (reverse primer): 5'-ATGGCACAACGACTTGGTAGG-3'

Reakcje PCR wykonano w objętości 20 µl:

Phusion Green hot Start II High-Fidelity PCR Master Mix (ThermoScientific, nr katalogowy F-566L)	10 µl
Starter przedni	200 nM
Starter wsteczny	200 nM
Matryca DNA	21-105 ng
Woda wolna od DNA, RNA i nukleaz (ThermoScientific)	Do 20 µl

Reakcje PCR były przeprowadzone przy następujących parametrach:

Wstępna denaturacja	98°C	30 sekund
Denaturacja	98°C	10 sekund
Annealing	67°C ¹	60 sekund
Wydłużanie	72°C	5 sekund
Końcowe wydłużanie	72°C	5 minut
Liczba cykli	40	

¹ Temperatura annealingu musiała zostać podwyższona z 60°C do 67°C ze względu na większą wydajność polimerazy Phusion w porównaniu to polimerazy Taq. Optymalizacja została wykonana w zakresie temperatur of 60 do 75°C, przy pozostałych parametrach niezmiennych.

Otrzymane produkty PCR wizualizowano z wykorzystaniem żelu agarozowego (2 % roztwór agarozy w buforze Tris-Borate-EDTA (1xTBE)). Rozdział prowadzono w buforze 0.5xTBE przez 45 minut przy napięciu 85V. Wizualizację żeli przeprowadzono z wykorzystaniem systemu dokumentacji żeli BioRad.

Testowanie obecności genów PKS kodujących enzymy niezbędne w procesie produkcji prymnezy

Obecność genów PKS testowano w próbkach, w których wykryto występowanie *P. parvum* na podstawie genu ITS-1. W badaniach wykorzystano specyficzne dla genów PKS u *P. parvum* startery opracowane przez Węgrzyn i in. (2022) na potrzeby badań próbek z Odry (para PKS2):

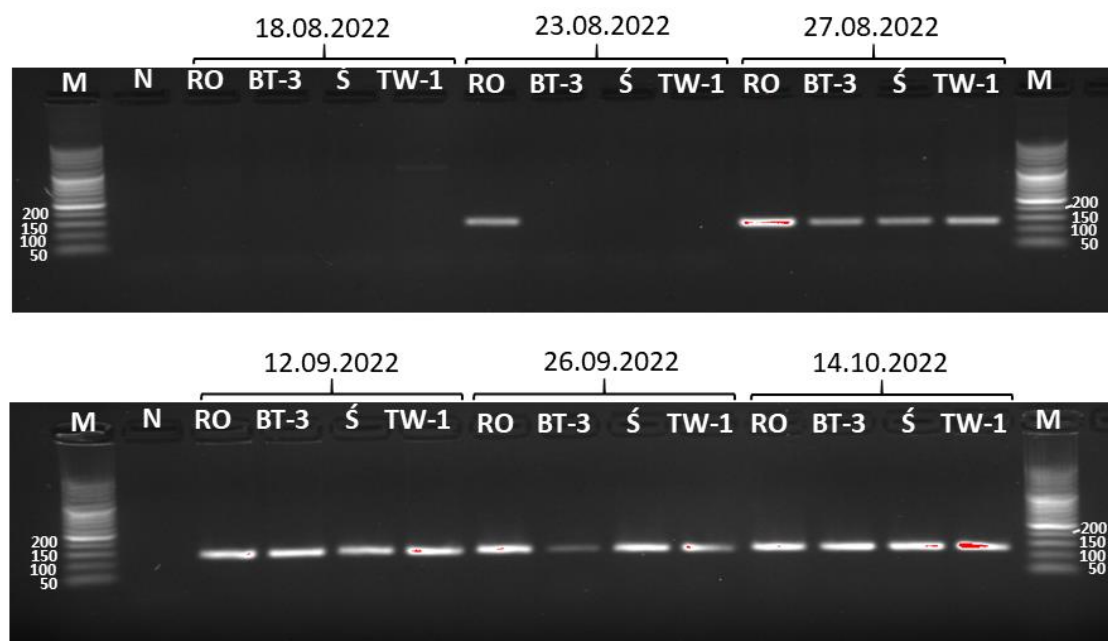
- Starter przedni (forward primer): 5'- GCTCGGAAGCTATCCTTCGTT -3'
- Starter wsteczny (reverse primer): 5'- GCGCTGGACACGAAGTCAA -3'

Reakcje PCR wykonano w objętości 20 µl, jak opisano wyżej dla genów ITS. Inne natomiast były parametry:

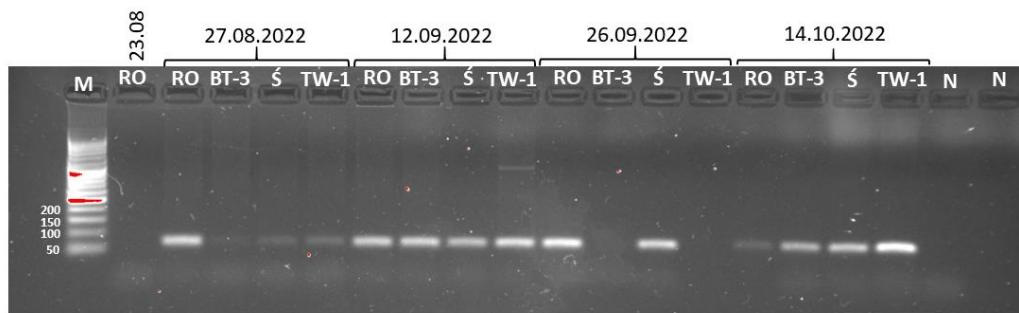
Wstępna denaturacja	98°C	30 sekund
Denaturacja	98°C	15 sekund
Annealing	66°C ¹	20 sekund
Wydłużanie	72°C	5 sekund
Końcowe wydłużanie	72°C	5 minut
Liczba cykli	40	

¹ Temperatura annealingu musiała zostać podwyższona z 60°C (Węgrzyn i in. 2022) do 66°C ze względu na większą wydajność polimerazy Phusion w porównaniu to polimerazy Taq. Optymalizacja została wykonana w zakresie temperatur of 50 do 65°C, przy pozostałych parametrach niezmienionych.

Otrzymane produkty PCR wizualizowano z wykorzystaniem żelu agarozowego (2 % roztwór agarozy w buforze Tris-Borate-EDTA (1xTBE)). Rozdział prowadzono w buforze 0.5xTBE przez 45 minut przy napięciu 85V. Wizualizację żeli przeprowadzono z wykorzystaniem systemu dokumentacji żeli BioRad. *Prymnesium parvum* wykryto na stacji RO (Roztoka Odrzańska) 23 sierpnia 2022 i na wszystkich badanych stacjach w kolejnych dniach (rys. 8). Obecność genów PKS wykryto we wszystkich próbkach, w których stwierdzono obecność *P. parvum*, za wyjątkiem stacji RO 23 sierpnia 2022 oraz stacji BT-3 i TW-1 w dniu 26 września 2022 (rys. 9).



Rys. 8. Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów ITS przy użyciu DNA wyizolowanego z poszczególnych próbek. M: markery długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad dla 4 najkrótszych) - DNA Marker 2+ (A&A Biotechnology, numer katalogowy: 3036-500), N: ślepa próba, RO: stacja RO, BT-3: stacja BT-3, Ś – stacja środek, TW-1: stacja TW-1.



Rys. 9. Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów PKS2 przy użyciu DNA wyizolowanego z poszczególnych próbek. M: markery długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad dla 4 najkrótszych) - DNA Marker 2+ (A&A Biotechnology, numer katalogowy: 3036-500), N: ślepa próba, RO: stacja RO, BT-3: stacja BT-3, Ś – stacja środek, TW-1: stacja TW-1.

Identyfikacja *Prymnesium parvum* metodami mikroskopowymi oraz ogólna charakterystyka fitoplanktonu

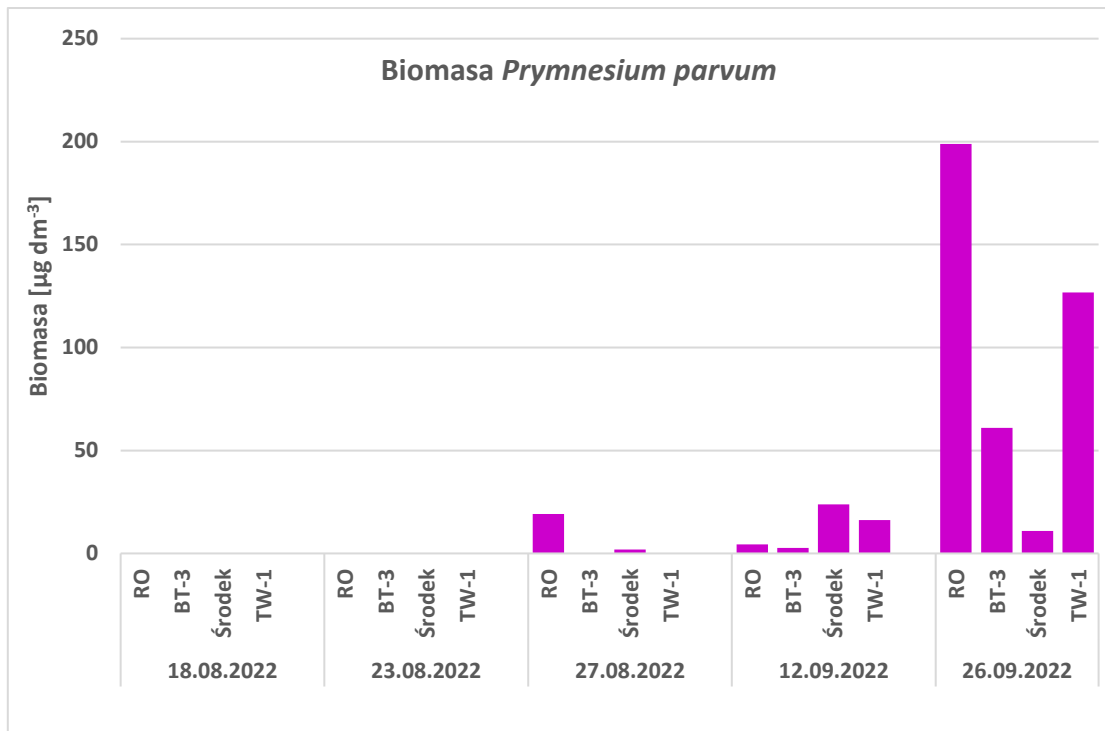
Zakonserwowane płynem Lugola próby analizowano przy użyciu mikroskopu odwróconego zgodnie z metodyką HELCOM COMBINE (2017 i aktualizacja 2022) stosowaną do tego rodzaju analiz w rejonie Morza Bałtyckiego. Biomasa fitoplanktonu oszacowano na podstawie pracy Olenina i in. (2006), również zgodnie z zaleceniami HELCOM. Organizmy fitoplanktonowe oznaczano do najniższej możliwej jednostki taksonomicznej, z zastosowaniem łacińskiej nomenklatury binominalnej według World Register of Marine Species (<https://www.marinespecies.org/aphia.php>).

W wyniku przeprowadzonych analiz zidentyfikowano:

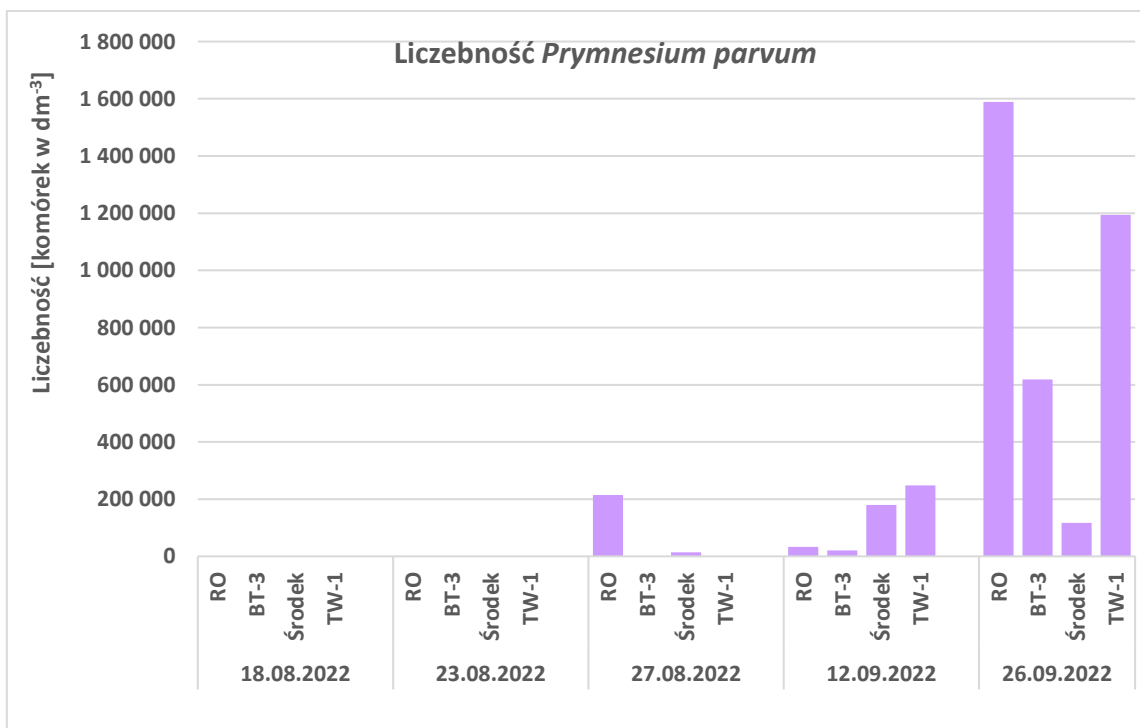
- 73 gatunki zielenic (Chlorophyta),
- 34 gatunki sinic (Cyanobacteria),
- 18 gatunków okrzemek (Ochrophyta, Bacillariophyceae),
- gatunki bruzdnic (Myzozoa),
- 2 gatunki kryptofitów (Cryptophyta),
- oraz po 1 gatunku z gromad: Euglenozoa, Haptophyta i inne.

Jedynym gatunkiem zidentyfikowanym z gromady Haptophyta był *Prymnesium parvum* N. Carter, 1937, przedmiotowy gatunek niniejszego opracowania. Jego udział w całkowitej liczebności i biomacie fitoplanktonu w badanym materiale był znikomy i wynosił od 0,03-4,5% biomasy całkowitej fitoplanktonu ($1,9-199 \mu\text{g dm}^{-3}$; Rys. 10, tab. 2) oraz od 0,04-3,6% liczebności całkowitej fitoplanktonu ($14\ 146 - 1\ 588\ 918$ komórek w dm^3 wody rys. 11).

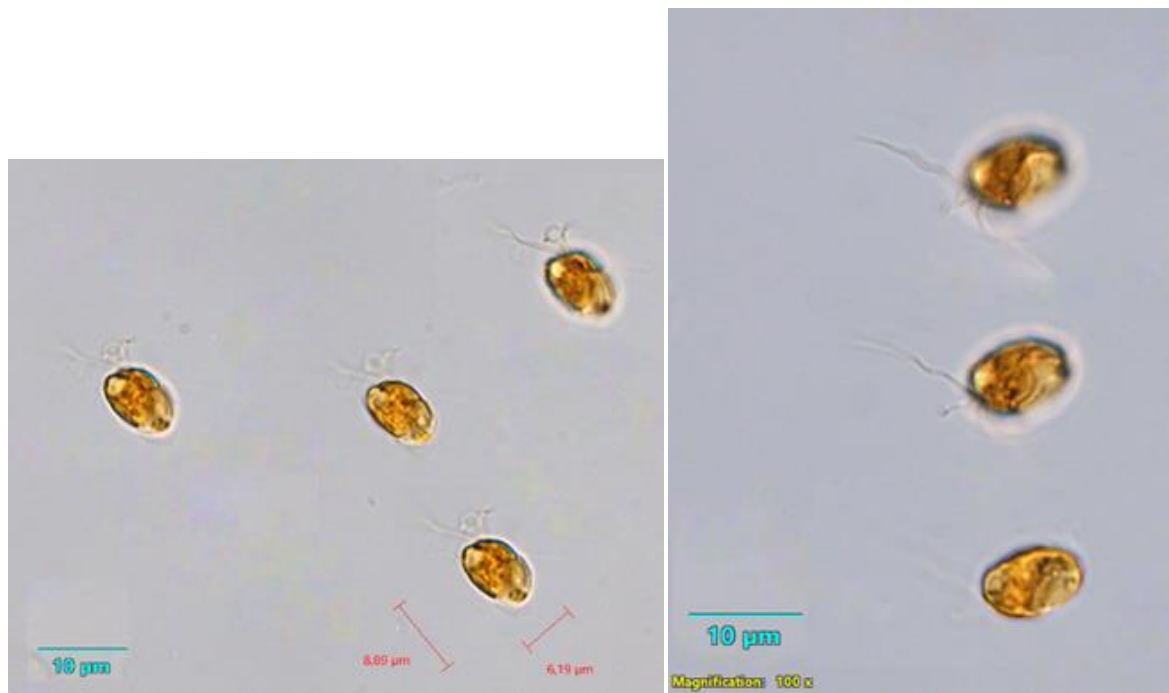
W analizowanym materiale zaobserwowano ten gatunek po raz pierwszy w próbach z 27 sierpnia 2022 r. na stacjach RO oraz Środek. Natomiast w obu terminach wrześniowych był obecny na wszystkich stacjach. Najwyższe wartości liczebności i biomasy *P. parvum* zanotowano na stacji RO 26.09.2022 r.



Rys. 10. Biomasa *Prymnesium parvum* na poszczególnych stacjach Zalewu Szczecińskiego w okresie 18.08–26.09.2022 r.



Rys. 11. Liczebność *Prymnesium parvum* na poszczególnych stacjach Zalewu Szczecińskiego w okresie 18.08–26.09.2022 r.



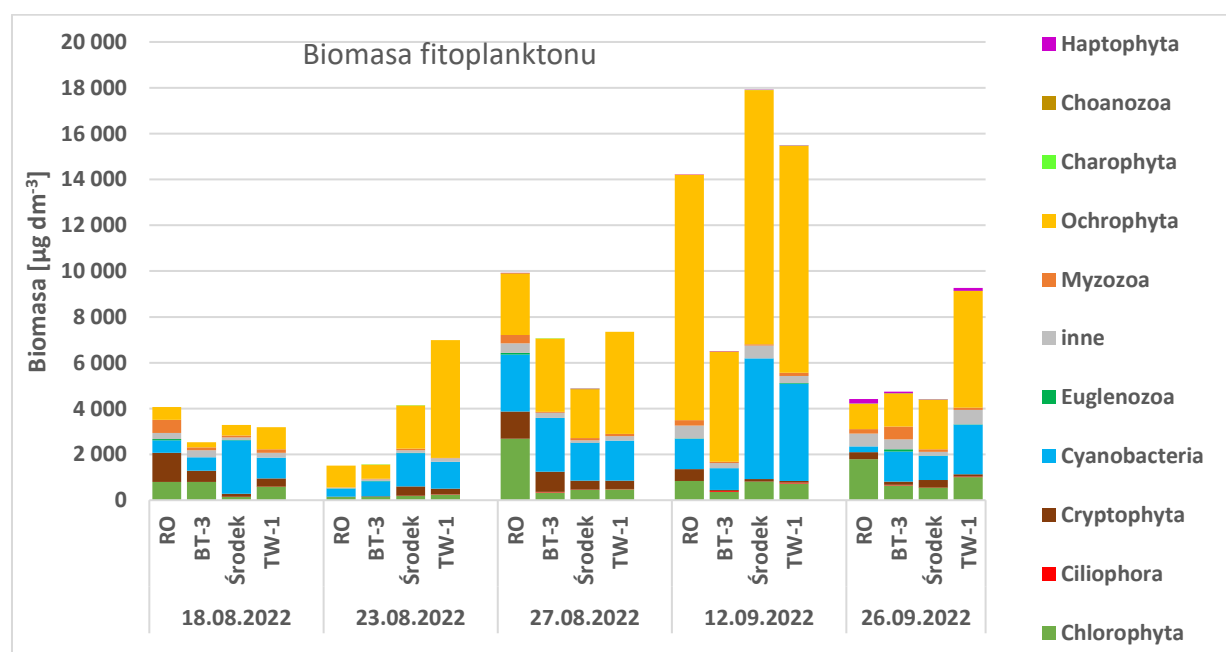
Rys. 12. Po lewej: komórka *P. parvum* na różnych poziomach ostrości, powiększenie 1000x, stacja BT-3, 26.09.2022 r. Po prawej: komórka *P. parvum* na różnych poziomach ostrości, powiększenie 1000x, stacja RO, 26.09.2022 r.

Tab. 2. Biomasa [$\mu\text{g dm}^{-3}$] głównych grup fitoplanktonu na poszczególnych stacjach Zalewu Szczecińskiego w okresie 18.08 – 26.09.2022 r.

Data	Stacja												Biomasa całkowita	
		Chlorophyta	Ciliophora	Cryptophyta	Cyanobacteria	Euglenozoa	inne	Myxozoa	Ochrophyta (Bacillariophyceae)	Charophyta	Choanozoa	Haptophyta (Prymnesium parvum)		
18.08.2022	RO	794		1278	536	67	257	575	559					4067
	BT-3	801		485	580		317	117	224					2525
	Środek	150	1	128	2336	11	115	83	464					3288
	TW-1	599	1	357	901		211	148	965					3182
23.08.2022	RO	138		23	347	3	28	18	955					1512
	BT-3	144		28	652	10	76	29	611	0,2				1549
	Środek	187	10	404	1454	9	117	67	1881	0,5				4130
	TW-1	240	14	246	1178		152	8	5144					6983
27.08.2022	RO	2677		1197	2489	67	415	359	2700		0,5	19		9923
	BT-3	340	18	890	2344		227	42	3191	5				7057
	Środek	448	13	386	1655	5	107	100	2135	2	0,4	2		4854
	TW-1	477	19	355	1753		194	92	4458					7348
12.09.2022	RO	840		518	1331	14	550	237	10715			4		14209
	BT-3	369	30	55	941		223	54	4817		3	3		6496
	Środek	806		117	5261		559	60	11104	2		24		17932

Data	Stacja	Biomasa [µg dm ⁻³]											Biomasa całkowita
		Chlorophyta	Ciliophora	Cryptophyta	Cyanobacteria	Euglenozoa	inne	Myzozoa	Ochrophyta (Bacillariophyceae)	Charophyta	Choanozoa	Haptophyta (Prymnesium parvum)	
	TW-1	733	34	69	4258	17	312	140	9903	5	16	15487	
26.09.2022	RO	1795		303	253		561	186	1115	10	199	4422	
	BT-3	642	32	137	1311	97	436	559	1455	3	61	4733	
	Środek	557	9	309	1057	7	177	108	2167	7	11	4408	
	TW-1	1007	27	95	2166	15	633	102	5087	11	127	9270	

Najwyższą biomasa fitoplanktonu zanotowano w dniu 12 września 2022 r. na stacji Środek (17 932 µg dm⁻³). Także na stacjach RO oraz TW-1 tego dnia biomasa była najwyższą w całym okresie badań (rys. 13). Od 60 do 80% tej biomasy stanowiły okrzemki centryczne w zakresie wielkości 17-50 µm średnicy, głównie reprezentowane przez: *Thalassiosira eccentrica* (Ehrenberg) Cleve, 1904; *Stephanodiscus* sp.; *Actinocyclus normanii* (Gregory) Hustedt, 1957; *Cyclotella* spp.; *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, 1979. Poza tym, na stacjach Środek i TW-1 ok. 30% biomasy stanowiły sinice, wśród których najliczniejsze były *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, 1846; *M. botrys* Teiling, 1942; *M. flosaquae* (Wittrock) Kirchner, 1898; *M. smithii* Komárek & Anagnostidis, 1995; *Aphanizomenon* sp.; *Dolichospermum flosaquae* (Brébisson ex Bornet & Flahault) P. Wacklin, L. Hoffmann & J. Komárek, 2009; *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek, 1988. Średnia biomasa dla wszystkich stacji wynosiła 13 531 µg dm⁻³.

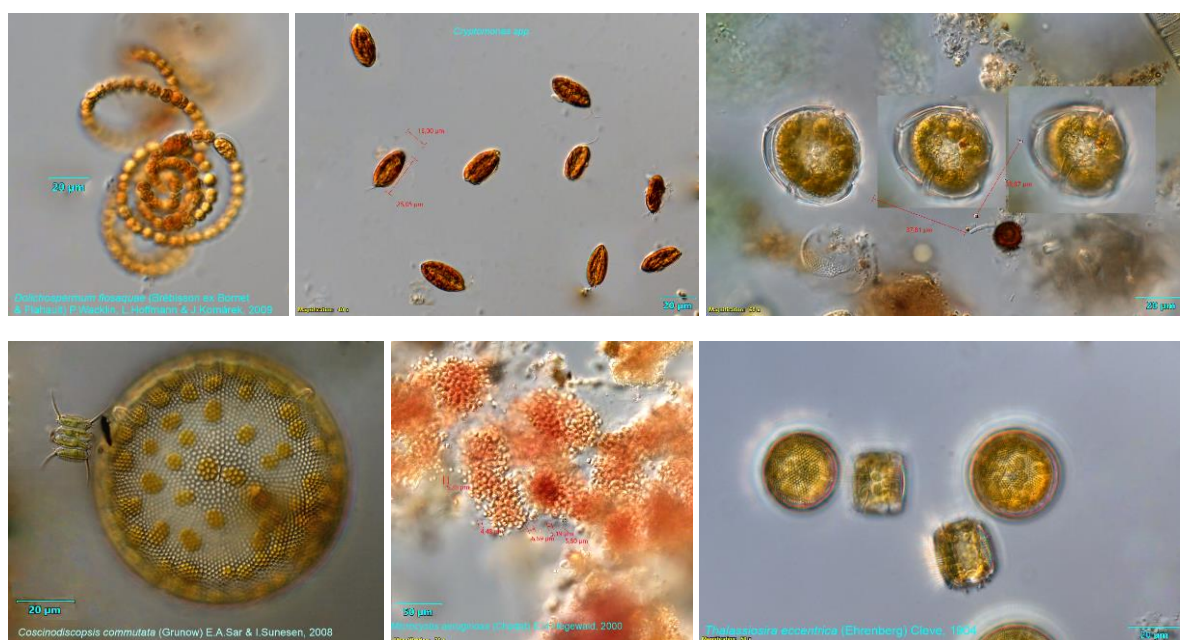


Rys. 13. Struktura taksonomiczna i wielkość biomasy głównych grup fitoplanktonu na poszczególnych stacjach Zalewu Szczecińskiego w dniach 18.08 – 26.09.2022 r.

Najniższą biomasę (niewiele ponad 1500 $\mu\text{g dm}^{-3}$) zanotowano na stacjach RO i BT-3 23 sierpnia 2022 r. Właśnie 23 oraz 18 sierpnia 2022 r. średnia biomasa fitoplanktonu w całym obszarze badań była najniższa i wynosiła odpowiednio 3 500 i 3 300 $\mu\text{g dm}^{-3}$. O ile 18 sierpnia w biomacie fitoplanktonu reprezentowane były wszystkie główne gromady (z wyjątkiem Haptophyta), to 23 sierpnia znacznie zmalała liczebność zielenic, bruzdnic oraz kryptofitów. W tabeli 3 pokazano 10 taksonów dominujących w biomacie fitoplanktonu w poszczególnych terminach poboru prób. Taksony zostały ustawione w kolejności od najwyższej biomasy. Warto podkreślić znaczący, często dominujący, udział okrzemek w biomacie fitoplanktonu w badanym okresie i stosunkowo niski, jak na tak zeutrofizowany zbiornik, udział sinic.

Tabela 3. Taksony dominujące w biomacie fitoplanktonu Zalewu Szczecińskiego w poszczególnych terminach poboru prób

	18.08.2022	23.08.2022	27.08.2022	12.09.2022	26.09.2022
1	Cryptomonas spp.	Coscinodiscopsis commutata	Coscinodiscopsis commutata	Centrales	Centrales
2	Coscinodiscopsis commutata	Microcystis botrys	Centrales	Actinocyclus normanii	Planktothrix agardhii
3	Microcystis aeruginosa	Coscinodiscus spp.	Planktothrix agardhii	Thalassiosira eccentrica	Microcystis spp.
4	Dolichospermum spp.	Centrales	Microcystis aeruginosa	Aulacoseira granulata	Dolichospermum spp.
5	Carteria_Pyramimonas_Tetraselmis	Microcystis aeruginosa	Chlorophyceae	Microcystis aeruginosa	Peridinales AU
6	Cryptomonadales	Cryptomonas spp.	Cryptomonas spp.	Microcystis botrys	Woronichinia spp.
7	Microcystis smithii	Dolichospermum spp.	Pseudanabaena spp.	Coscinodiscopsis commutata	Cryptomonadales
8	Peridinales	Cryptomonadales	Cryptomonadales	Stephanodiscus hantzschii	Aulacoseira granulata
9	Oocystis borgei	Thalassiosira eccentrica	Nephroselmis spp.	Aphanizomenon spp.	Flagellates 5-7 μm
10	Microcystis wesenbergii	Cyanophyceae 5-7 μm	Stephanodiscus spp.	Cyclotella spp.	Chlorophyceae



Rys. 14. Wybrane taksony fitoplanktonu stwierdzone w próbach pobranych w sierpniu i wrześniu w Zalewie Szczecińskim i Roztoce Odrzańskiej.

Identyfikacja obecności *Prymnesium parvum* – podsumowanie

W tabeli 4 zestawiono terminy i stacje, w których zidentyfikowano obecność *P. parvum* obiema metodami, wraz z występowaniem genów kodujących enzymy odpowiedzialne za produkcję

prymnezyn. Metody genetyczne wykazują większą czułość, pozwalając identyfikować obecność nawet wtedy gdy liczebność jest na tyle niska, że nie jest możliwe jej potwierdzenie metodami mikroskopowymi. Jednocześnie metody genetyczne pozwalają na stosunkowo szybkie uzyskanie wyników. Z drugiej strony to klasyczne metody mikroskopowe pozwalają na określenie liczebności i biomasy *P. parvum*, oraz wskazanie, jaki jest jego udział ilościowy/wagowy w ogólnej puli fitoplanktonu.

W badanym okresie pierwszy sygnał o obecności *P. parvum* uzyskany metodami genetycznymi pochodzi z 23 sierpnia, z Roztoki Odrzańskiej. W kolejnym cyklu badań, 27 sierpnia obecność szczepów *P. parvum* z genami kodującymi produkcję prymnezyn potwierdzono na wszystkich punktach, a na dwóch z nich liczebność była na tyle duża, że udało się jej zidentyfikować także metodami mikroskopowymi. We wrześniu *P. parvum* było identyfikowane stale, na wszystkich stacjach, obiema metodami, a liczebność i biomasa rosły, osiągając maksimum w próbach pobranych 26 września (próby z 14 października są jeszcze opracowywane metodami mikroskopowymi).

Tabela 4. Zestawienie potwierdzenia obecności *P. parvum* na badanych stacjach. Układ: metody genetyczne G/obecność genów kodujących prymnezyiny T/ obecność w próbach fitoplanktonu F. Brak potwierdzenia obecności *P. parvum* - 0

Data	RO	BT-3	Środek	TW-1
18.08.2022	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0
23.08.2022	G/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0
27.08.2022	G/T/0	G/T/F	G/T/0	G/T/F
12.09.2022	G/T/F	G/T/F	G/T/F	G/T/F
26.09.2022	G/T/F	G/0/F	G/T/F	G/0/F
14.10.2022	G/T/b.d.	G/T/b.d.	G/T/b.d.	G/T/b.d.

Dane z dostępnej literatury oraz obserwacje dokonane na rzece Odrze latem 2022 r. (**Wstępny raport zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze*) wskazują, że przy koncentracji > 50-100 mln komórek /l najczęściej notowano śnięcia ryb. Najwięcej letalnych dla ryb koncentracji obserwowano w okresie koniec sierpnia początek września głównie w województwie śląskim i opolskim. Maksymalne koncentracje *P. parvum* dla województwa lubuskiego wystąpiły 12.08.2022 r. i wynosiły 160 mln komórek/L. W województwie zachodniopomorskim nie stwierdzono koncentracji wyższych niż 42 mln komórek/L (czyli zawsze poniżej wartości letalnych dla ryb). Natomiast w Zalewie Szczecińskim w okresie 27.08-26.09.2022 r. zagęszczenie *P. parvum* wahało się jedynie w zakresie od 0 do 1,6 mln komórek/L, czyli stanowiło zaledwie 0,4% maksymalnej koncentracji, jaka wystąpiła w Kanale Gliwickim 5.09.2022 r. oraz 1,5% maksymalnej koncentracji zanotowanej w Słubicach (woj. lubuskie) 12.08.2022 r. i 3,8% maksymalnej koncentracji oznaczonej dla województwa zachodniopomorskiego 19.08.2022 r.

Badania toksyczności próbek wody

Próbki wody pobrane z Odry 16 sierpnia 2022

W pierwszej kolejności toksyczność wód zbadano za pomocą testu Microtox, z uwagi na możliwość uzyskania wyników w krótkim czasie. Test ten wykorzystuje bakterie luminescencyjne z gatunku *Aliivibrio fischeri*, u których produkcja światła jest efektem procesów metabolicznych. *A. fischeri* wykazują wysoką wrażliwość wobec obecności zanieczyszczeń, co przejawia się zaburzeniami procesów metabolizmu i może zmniejszyć intensywność emitowanego przez bakterie światła. Podstawą działania testu jest pomiar bioluminescencji bakterii eksponowanych na działanie próbki i porównanie jej z bioluminescencją w próbce kontrolnej. Różnica w wartościach produkowanego światła jest przypisana do efektu oddziaływania próbki na organizmy.

W dniu 16 sierpnia 2022 r. do MIR-PIB dostarczono w plastikowych i szklanych butelkach 31 próbek wody pobranej z różnych odcinków rzeki Odry. W Zakładzie Chemii Żywności i Środowiska MIR-PIB dokonano pomiarów w ww. próbkach wartości pH i zasolenia (stężenia chlorków), a następnie zbadano ich toksyczność za pomocą biotestów *Microtox* i *Rapidtoxkit F Thamno*. Wyniki pomiarów zestawiono w tabeli 5.

Tabela 5. Podstawowe parametry fizykochemiczne oraz oszacowana w teście Microtox i Rapidtoxkit toksyczność próbek wody z Odry

Lp	Kod próbki	Zasolenie (g/l NaCl)	Stężeni chlorków (g/l)	pH	Ocena toksyczności	
					Microtox	Rapidtoxkit
1	1	0,39	0,234	7,85	Nietoksyczna	Nietoksyczna
2	2*	0,96	0,582	7,94	Nietoksyczna	Nietoksyczna
3	2a*	3,02	1,832	8,73	Nietoksyczna	Możliwa obecność substancji niepożądanych
4	3	3,06	1,856	8,92	Niska toksyczność	Nietoksyczna
5	4	1,89	1,146	8,48	Nietoksyczna	Nietoksyczna
6	5	3,38	2,050	7,88	Nietoksyczna	Nietoksyczna
7	6	0,86	0,519	9,03	Nietoksyczna	Nietoksyczna
8	7	2,20	1,335	8,83	Niska toksyczność	Możliwa obecność substancji niepożądanych
9	8	0,73	0,445	8,08	Nietoksyczna	Nietoksyczna
10	9	1,18	0,714	7,75	Nietoksyczna	Nietoksyczna
11	10	0,88	0,533	7,78	Nietoksyczna	Nietoksyczna
12	11	1,16	0,703	7,78	Nietoksyczna	Możliwa obecność substancji niepożądanych
13	12	0,62	0,375	8,05	Nietoksyczna	Nietoksyczna
14	13	0,72	0,435	7,95	Nietoksyczna	Nietoksyczna
15	14	0,58	0,354	7,86	Nietoksyczna	Nietoksyczna
16	15	0,58	0,351	8,09	Nietoksyczna	Nietoksyczna
17	16	0,44	0,267	8,17	Nietoksyczna	Nietoksyczna
18	17	1,08	0,653	8,04	Nietoksyczna	Możliwa obecność substancji niepożądanych
19	18	0,96	0,583	8,35	Nietoksyczna	Nietoksyczna
20	19	0,85	0,517	8,53	Nietoksyczna	Nietoksyczna

21	20	0,97	0,589	8,28	Nietoksyczna	Nietoksyczna
22	21	0,90	0,543	8,47	Niska toksyczność	Nietoksyczna
23	22	0,90	0,548	8,29	Niska toksyczność	Możliwa obecność substancji niepożądanych
24	23	0,82	0,500	8,58	Niska toksyczność	Nietoksyczna
25	24	0,59	0,355	8,67	Niska toksyczność	Możliwa obecność substancji niepożądanych
26	25	0,40	0,240	8,74	Nietoksyczna	Nietoksyczna
27	26	0,47	0,286	8,39	Nietoksyczna	Nietoksyczna
28	27	0,52	0,313	8,11	Nietoksyczna	Możliwa obecność substancji niepożądanych
29	28	0,60	0,363	7,94	Nietoksyczna	Możliwa obecność substancji niepożądanych
30	29	0,63	0,381	8,21	Nietoksyczna	Nietoksyczna
31	30	0,46	0,280	7,74	Nietoksyczna	Nietoksyczna

*2-Ciechowice, Grzegorzowice; 2a-Kanał Gliwicki, Gliwice Marina (pomost)

Test Microtox został wykonany według standardowej procedury producenta przy użyciu analizatora Microtox LX firmy Modern Water Inc., pełniącego funkcję zarówno inkubatora, jak i fotometru. System kontroluje temperaturę inkubacji, a także zabarwienie i mętność badanych próbek. Temperatura w czasie ekspozycji wynosiła 15°C w dołkach inkubatora i dołku odczytowym, zaś w dołku odczynnika miała ona wartość 5,5 °C. Zliofilizowane bakterie były uwadniane roztworem odbudowującym, aby zapewnić gotową do użycia zawiesinę organizmów. Z uwagi na potencjalnie różny czas działania na organizmy testowe związków toksycznych obecnych w próbkach, w badaniach przyjęto czas ekspozycji bakterii równy 5 i 15 minut. Wyniki obliczone zostały automatycznie za pomocą oprogramowania Microtox Omni.

W celu sprawdzenia prawidłowości wykonania procedury testowej został wykonany, zalecany przez producenta *Microtox*, test referencyjny z siedmiowodnym siarczanem cynku. Reakcja testowa badana była w teście z 9 rozcieńczeniami, zgodnie z procedurą „Basic Test 81,9%”, po 15 min inkubacji roztworu kontrolnego z bakteriami. Wynik, czyli wartość EC50 (15 min), wynosił 4,143 mg/l (jednostki toksyczności TU50=24,14) i był zgodny z wytycznymi producenta (zakres EC50 (15 min): 3-10 mg/l).

W badaniach toksyczności prób przeprowadzono wstępnie test przesiewowy, tzw. „Screening Test 81,9%”, w celu wytypowania próbek potencjalnie toksycznych. Wyniki testu skringowego wykazały, że 25 próbek nie wykazuje toksyczności względem organizmów testowych, a tylko sześć próbek charakteryzuje niska toksyczność (tab. 5). Oceny tej dokonano na podstawie kryterium Persoone’a, w którym próbki uważa się za nietoksyczne jeśli obserwowana odpowiedź organizmów (zahamowanie bioluminescencji, PE) jest $\leq 20\%$. Niską toksyczność charakteryzują próbki, dla których $20\% < PE \leq 50\%$. W celu potwierdzenia uzyskanych wyników, próbki o niskiej toksyczności poddano badaniom w kolejnym teście, jakim jest test podstawowy z rozcieńczeniami, tzw. „Basic Test 81,9%”, który stosuje się do oceny stopnia toksyczności próbek, poprzez wyliczenie wartości EC50 (stężenie toksykanta powodujące odpowiedź u 50% badanych organizmów). Stężenie szkodliwych substancji w próbkach okazało się być na tak niskim poziomie, że nie było możliwości wyznaczenia wartości EC50% w żadnej z 6 badanych próbek.

Przeprowadzone wstępnie badania toksyczności wody za pomocą *Microtox* wykazały niską toksyczność lub brak toksyczności wobec bakterii z gatunku *Aliivibrio fischeri*. Ponieważ analizy te prowadzone

są przy użyciu organizmów niższego poziomu troficznego (bakterii) nieposiadających wyspecjalizowanych układów czynnościowych, kolejnym etapem było przeprowadzenie badań toksyczności ww. próbek wody wobec organizmów z wyższego poziomu troficznego i posiadają wyspecjalizowane układy czynnościowe oraz są wrażliwe na zanieczyszczenia (np. neurotoksyny) działające na te układy. Możliwość takie daje biotest *Rapidtoxit F Thamno*. Jest to szybki test toksyczności ostrej określający zahamowanie przyjmowania pokarmu przez skorupiaki z gatunku *Thamnocephalus platyurus* pod wpływem substancji szkodliwych w próbce. Po 30- 45-godzinnej inkubacji, organizmy wykluwają się z cyst i są narażone przez bardzo krótki czas (1 godzinę) na potencjalne toksyny obecne w badanej wodzie, po czym do próbek dodaje się zawiesinę czerwonych mikrosfer. W kontroli (standardowa woda słodka) organizmy połykają mikrosfery, co powoduje zabarwienie ich przewodu pokarmowego na kolor czerwony. Zestresowane (zatrute) organizmy zaprzestają przyjmowania cząsteczek lub spożywają je ze znacznie mniejszą szybkością. Obecność lub nieobecność wybarwionych mikrosfer w przewodzie pokarmowym larw skorupiaków jest obserwowane po 30 minutach pod stereomikroskopem. **Przyjmuje się, że 30% zahamowania przyjmowania cząstek przez organizmy jest sygnałem obecności niepożądanych związków w próbce.**

Test *Rapidtoxit* wykazuje czułość na wiele związków chemicznych, taką samą jak testy oparte na bakteriach, ale również na biotoksyny. Limit detekcji toksyn jest poniżej dawki śmiertelnej dla człowieka, co sprawia, że test ten jest szczególnie przydatny do oceny potencjalnych zagrożeń jakości wody.

Badaniem toksyczności za pomocą *Rapidtoxit* objęto wszystkie 31 próbek wody z Odry. Wyniki badań przedstawiono w tabeli 5. Warunek poprawności wykonania testu, tj. obecność > 50% organizmów z mikrokulkami w próbce kontrolnej, został w badaniach spełniony i wynosił 60-80%. W badanych próbkach zaobserwowano różny stopień wypełnienia przewodów pokarmowych, co jest następstwem standardowo występującej zmienności osobników w populacji. Niektóre organizmy, oprócz zabarwionych kulek, posiadały w swoich przewodach pokarmowych również glony, które naturalnie występują w wodzie.

Badania wykazały, że 23 próbki były nietoksyczne wobec skorupiaków, a 8 próbek wskazywało na możliwą obecność substancji niepożądanych.

Podsumowując można stwierdzić, że **badania toksyczności próbek wody pobranej 16 sierpnia z różnych odcinków rzeki Odry wykazały, że próbki nie zawierają związków wykazujących toksyczność w stosunku do bakterii. Większość próbek nie wykazywała także toksyczności w stosunku do skorupiaków, niemniej jednak test wskazał na obecność substancji niepożądanych w 8 próbkach.**

Próbki z Zalewu Szczecińskiego

Badaniami toksyczności objęto 40 próbek wody pobranych w okresie sierpień-wrzesień 2022 r. z czterech lokalizacji Zalewu Szczecińskiego (stacje TW-1, Śródek, BT-3 i RO). W ramach jednej lokalizacji pobierano dwie podpróbki – jedną tuż przy dnie („dno”) i drugą przy powierzchni poziomu

wody („pow”). Po przywiezieniu do laboratorium próbki zostały zamrożone. Bezpośrednio przed pomiarami toksyczności, próbki rozmrażano i badano ich pH, zasolenie (stężenie chlorków) i absorbcję przy długości fali 254 nm (jako wyznacznik zawartości materii organicznej). Parametry fizykochemiczne próbek przedstawiono w tabeli 6.

Tabela 6. Podstawowe parametry fizykochemiczne oraz oszacowana w teście Rapidtoxkit toksyczność próbek wody z Zalewu Szczecińskiego.

Kod próby	RO dno	RO pow	BT3 dno	BT3 pow	TW1 dno	TW1 pow	Środek dno	Środek pow
Data pobrania	18.08.2022							
Zasolenie (g/l NaCl)	0,87	0,69	2,12	1,25	1,68	1,90	1,81	1,32
Stężenie chlorków (g/l)	0,526	0,421	1,286	0,761	1,019	1,154	1,099	0,800
pH	8,23	8,38	8,24	8,41	8,36	8,48	8,19	8,49
Absorbancja przy λ 254 nm	0,165	0,163	0,144	0,160	0,142	0,152	0,157	0,16
Toksyczność	NIE	NIE	NIE	TAK	NIE	TAK	TAK	TAK
Data pobrania	23.08.2022							
Zasolenie (g/l NaCl)	1,14	1,04	1,51	1,46	2,27	2,23	1,44	1,94
Stężenie chlorków (g/l)	0,690	0,629	0,913	0,887	1,377	1,353	0,872	1,178
pH	8,24	8,62	8,67	8,79	8,43	8,60	8,67	8,72
Absorbancja przy λ 254 nm	0,151	0,152	0,160	0,156	0,154	0,162	0,157	0,155
Toksyczność	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE	TAK	NIE
Data pobrania	27.08.2022							
Zasolenie (g/l NaCl)	1,03	0,88	1,48	1,27	2,17	1,93	1,40	1,62
Stężenie chlorków (g/l)	0,626	0,531	0,895	0,769	1,316	1,173	0,851	0,985
pH	8,83	8,90	9,01	8,91	8,81	8,96	8,91	8,94
Absorbancja przy λ 254 nm	0,166	0,179	0,154	0,150	0,167	0,167	0,156	0,163
Toksyczność	NIE	NIE	NIE	NIE	TAK	NIE	NIE	NIE
Data pobrania	12.09.2022							
Zasolenie (g/l NaCl)	0,94	1,03	1,60	1,48	1,67	1,86	1,88	1,38
Stężenie chlorków (g/l)	0,567	0,622	0,969	0,899	1,012	1,131	1,140	0,835
pH	8,74	8,62	8,70	8,50	8,74	8,89	8,54	8,78
Absorbancja przy λ 254 nm	0,163	0,160	0,152	0,155	0,160	0,161	0,154	0,165
Toksyczność	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE
Data pobrania	26.09.2022							
Zasolenie (g/l NaCl)	1,65	0,92	0,82	1,97	2,44	1,77	1,61	1,70
Stężenie chlorków (g/l)	0,998	0,561	0,497	1,195	1,480	1,071	0,975	1,033
pH	8,39	8,38	8,49	8,31	8,42	8,44	8,38	8,36
Absorbancja przy λ 254 nm	0,149	0,167	0,152	0,144	0,142	0,146	0,133	0,160
Toksyczność	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE	NIE

Pomiaru pH wody dokonano za pomocą pH-metru HI 9024 firmy HANNA Instruments. Wartości pH były z zakresu 8,19 do 9,01. Pomiar zasolenia w próbkach był wykonany z użyciem konduktometru CC-105. Stężenie chlorków obliczano z uzyskanego pomiaru zasolenia. Najwyższe stężenia chlorku sodu, 1,480 g/l stwierdzono w próbce „TW1 dno” z dnia 26.09.2022. Pomiary absorbancji (A) wykonano za pomocą spektrofotometru HACH DR/4000U przy długości fali 254 nm. Wartości A były z zakresu 0,142 do 0,179.

Badania toksyczności przeprowadzono za pomocą biotestu *Rapidtoxkit F Thamno*. Jest to szybki test toksyczności ostrej określający zahamowanie przyjmowania pokarmu przez skorupiaki z gatunku *Thamnocephalus platyurus* pod wpływem substancji szkodliwych w próbce. Po 30- 45-godzinnej inkubacji, organizmy wykluwają się z cyst i są narażone przez bardzo krótki czas (1 godzinę) na potencjalne toksyny obecne w badanej wodzie, po czym do próbek dodaje się zawiesinę czerwonych mikrosfer. W kontroli (standardowa woda słodka) organizmy połykają mikrosfery, co powoduje zabarwienie ich przewodu pokarmowego na kolor czerwony. Zestresowane (zatrute) organizmy zaprzestają przyjmowania cząsteczek lub spożywają je ze znacznie mniejszą szybkością. Obecność lub nieobecność wybarwionych mikrosfer w przewodzie pokarmowym larw skorupiaków jest obserwowane po 30 minutach pod stereomikroskopem. Przyjmuje się, że 30% zahamowania przyjmowania cząstek przez organizmy jest sygnałem obecności niepożądanych związków w próbce.

Test *Rapidtoxkit* wykazuje czułość na wiele związków chemicznych, taką samą jak testy oparte na bakteriach, ale również na biotoksyny. Limit detekcji toksyn jest poniżej dawki śmiertelnej dla człowieka, co sprawia, że test ten jest szczególnie przydatny do oceny potencjalnych zagrożeń jakości wody.

Wyniki toksyczności prób wody za pomocą *Rapidtoxkit* przedstawiono w tabeli 6. Warunek poprawności wykonania testu, tj. obecność >50% organizmów z mikrokulkami w próbce kontrolnej, został w badaniach spełniony i wynosił 60-88%. W badanych próbkach zaobserwowano różny stopień wypełnienia przewodów pokarmowych, co jest następstwem standardowo występującej zmienności osobników w populacji. Niektóre organizmy, oprócz zabarwionych mikrosfer, posiadały w swoich przewodach pokarmowych również glony, które naturalnie występują w wodzie.

Badania wykazały, że w pierwszym okresie badań niektóre próbki charakteryzowało wyższe w stosunku do próbki kontrolnej (>30%), zahamowanie przyjmowania mikrogranulek przez badane organizmy (37-74%), co wskazywałoby na potrzebę przeprowadzenia dalszych badań pod kątem obecności substancji toksycznych w wodzie. Były to 3 próbki pobrane w pierwszym dniu badań (18 sierpnia) z górnych warstw zbiornika - „BT3 pow”, „TW1 pow” i „Środek pow” oraz jedna próbka pobrana przy dnie – „Środek dno”. W kolejnych okresach badań zaobserwowano mniejszy udział próbek potencjalnie toksycznych dla skorupiaków. W dniu 23 sierpnia już tylko jedna próbka – „Środek dno”, a w dniu 27 sierpnia tylko próbka „TW1 dno”, wykazały nieznaczne przekroczenia w badanym parametrze (% zahamowania przyjmowania mikrosfer wynosił 32-39%). We wrześniu nie stwierdzono już występowania próbek podejrzanych o toksyczne działanie w stosunku do *Thamnocephalus sp.* We wszystkich próbkach zaobserwowano znaczny udział organizmów przyjmujących pokarm (mikrogranulki), a stopień wypełnienia ich przewodów pokarmowych był wysoki.

Przeprowadzone w okresie 18 sierpnia–26 września 2022 r. badania toksykologiczne próbek wody z Zalewu Szczecińskiego wykazały, że w sierpniu w próbkach obserwowano obecność substancji mogących niekorzystnie oddziaływać na skorupiaki *Thamnocephalus platyurus*, ale oddziaływanie to nie było na tyle silne, by powodować śmiertelność testowanych organizmów. Obserwowany efekt można przypisywać obecności toksyn produkowanych przez fitoplankton. Poza stwierdzoną obecnością *P. parvum* w próbkach wody występowały także sinice. Niemniej jednak obserwowana słaba toksyczność próbek wody w stosunku do skorupiaka *Thamnocephalus platyurus* nie była skorelowana z biomasą sinic, gdyż najwyższa biomasa sinic obserwowana była na stacjach Środek i TW-1 w dniu 12 września a próbki wody pobrane w tym czasie nie wykazywały toksyczności. Fakt ten można tłumaczyć brakiem prostej korelacji pomiędzy biomasą fitoplanktonu a ilością toksyn.

Piśmiennictwo

- Galluzzi, L., Bertozzini, E., Penna, A., Perini, F., Pigalarga, A., Graneli, E. and Magnani, M., 2008. Detection and quantification of *Prymnesium parvum* (Haptophyceae) by real-time PCR. *Lett. Appl. Microbiol.*, 46: 261-266. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2007.02294.x>
- HELCOM, 2017. Guidelines for monitoring of phytoplankton species composition, abundance and biomass (Updated November 2021). <http://www.helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Manual%20and%20Guidelines/Guidelines%20for%20monitoring%20phytoplankton%20species%20composition,%20abundance%20and%20biomass.pdf>
- Olenina, I., Hajdu, S., Edler, L., Andersson, A., Wasmund, N., Busch, S., Göbel, J., Gromisz, S., Huseby, S., Huttunen, M., Jaanus, A., Kokkonen, P., Ledaine, I., Niemkiewicz, E., 2006. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea HELCOM Balt. Sea Environ. Proc. No. 106, 144 pp. Copyright 2006 by the Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission - ISSN 0357-2994
- Pastuszak M., Witek Z., 2012. Role of the Oder and Vistula estuaries in retention of nitrogen and phosphorus loads directed to the Baltic Sea in the riverine outflow. W: Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. Gdynia, Puławy, s. 448.
- Poleszczuk G., 1996. General chemical indicators of water quality in Roztoka Odrzańska (Odra River mouth, NW Poland). *Oceanological Studies*. 25: 55-65.
- Radziejewska T. Schernewski G., 2008. The Szczecin (Oder-) Lagoon, in Ecology of Baltic Coastal Waters Series, W: U. Schiewer (red.), *Ecol. Stud.* 197, Springer, Berlin: 115-129.
- Węgrzyn G., Gaffke L., Pierzynowska K., Cyske Z., Grabowski Ł., Grabski M., 2022. Analizy Genetyczne. W: A. Kolada (red.), Wstępny raport zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze. Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa
- Wolnomiejski, N., Witek Z., 2013. The Szczecin Lagoon Ecosystem: The Biotic Community of the Great Lagoon and its Food Web Model. Versita Ltd. London.

VIII. ANALIZA STANU RYB I MIĘCZAKÓW PO KATASTROFIE

Rozdział przygotowany przez Instytut Rybactwa Śródlądowego – Państwowy Instytut Badawczy pod redakcją Agnieszki Napiórkowskiej-Krzebietke i Piotra Parasiewicza

WSTĘP

Wystąpienie katastrofy ekologicznej w Odrze oraz w wodach hydrologicznie z nią powiązanych, związanej z zakwitaniem inwazyjnego, ichtiotoksycznego haptofitu *Prymnesium parvum* (zwanego złotą algą) oraz skutkującej masowym śnięciem ryb, doprowadziło do zmian w zespołach ichtiofauny i makrobezkręgowców bentosowych.

W przypadku takiego zdarzenia obligatoryjne jest przeprowadzenie badań i analiz możliwości wystąpienia szkody w środowisku lub bezpośredniego zagrożenia szkodą w środowisku w gatunkach i siedliskach chronionych oraz w wodzie w rozumieniu ustawy z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2007 r. Nr 75, poz. 493 z późn. zm.). Szczegółowe cele badań prowadzonych przez Instytut Rybactwa Śródlądowego – Państwowy Instytut Badawczy (IRS-PIB) w związku z katastrofą w Odrze obejmowały: 1) określenie składu gatunkowego śniętych ryb po katastrofie, na podstawie inwentaryzacji; 2) określenie stanu początkowego i ubytku w populacjach gatunków chronionych ryb oraz mięczaków.

Na bazie danych zebranych przez IRS-PIB, Polskiego Związku Wędkarskiego (PZW) i inne organizacje uczestniczące w wizji lokalnej w trakcie katastrofy w Odrze, opracowano zbiorcze zestawienie struktury gatunkowej śniętych ryb. Ponadto przeprowadzono analizy szczegółowe zebranych prób, w tym określenia udziału gatunków chronionych, pomiarów masy ciała i długości ryb. Szacowanie skali ubytku obejmowało zestawienie informacji o składzie zespołu ryb i mięczaków w stanie sprzed katastrofy na bazie literatury, danych historycznych i wyników państwowego monitoringu środowiska (pmś). Analiza inwentaryzacji śnięć, odłowów kontrolnych i danych pmś została wykonana w celu porównania obecnego występowania gatunków chronionych do stanu sprzed katastrofy oraz oszacowania wielkości ubytku w populacji gatunków chronionych, w odniesieniu do krajowej populacji tych gatunków, oszacowanej na bazie danych monitoringu. Na tej podstawie został opracowany szacunek strat i ich wpływu na stan ochrony tych gatunków. Szkada w gatunkach chronionych i siedliskach chronionych jest rozumiana jako ubytek co najmniej 1% gatunków chronionych i siedlisk chronionych w skali kraju.

Jesienią 2022 r. przeprowadzono kontrolne odłowy ryb i obserwacje mięczaków na odcinkach badanych w ramach państwowego monitoringu środowiska. Dane zebrane w trakcie tych połowów zostały przeanalizowane pod kątem występowania gatunków chronionych, ich liczebności i kondycji fizycznej.

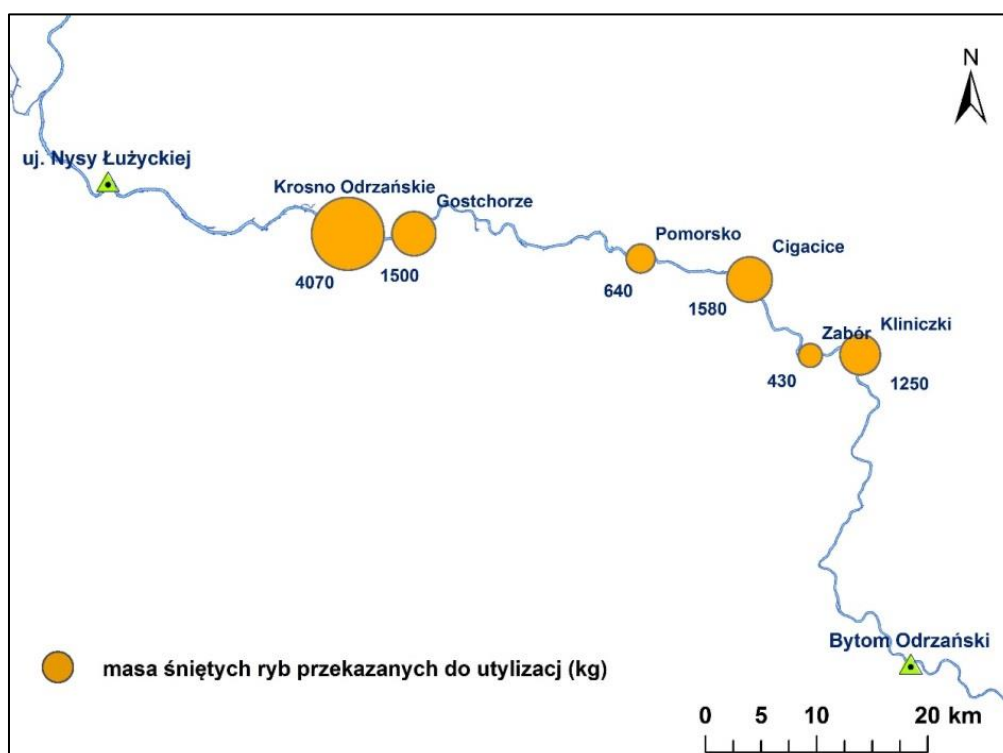
ANALIZA STRUKTURY GATUNKOWEJ I WIELKOŚCI ŚNIĘTYCH RYB

W dniu 7 września 2022 r., IRS-PIB zwrócił się z wnioskiem do siedmiu Zarządów Okręgów PZW oraz do Rybackiej Spółdzielni „Regalica”, znajdujących się w zlewni rzeki Odry z wnioskiem

o udostępnienie danych z okresu letniego 2022 r. o stratach w biocie (ryby, mięczaki, skorupiaki), a w szczególności danych zebranych nad Odrą, dotyczących struktury gatunkowej, wymiarów i masy fauny oddanej do utylizacji.

Z siedmiu Zarządów Okręgów PZW tylko dwa posiadały szczegółowe protokoły zdawczo-odbiorcze ryb oddanych do utylizacji. Najdokładniejsze dane dotyczące śniecia ryb, ich składu gatunkowego i objętości wagowej posiadał PZW Szczecin, który gromadził je przez najdłuższy okres (16-30 sierpnia 2022 r.). Pozostałe jednostki nie posiadały danych lub dane te były niepełne, ponieważ nie prowadziły działań zmierzających do usuwania śniętych ryb, lub w trakcie trwania katastrofy ekologicznej zadanie to przejęły inne jednostki. Działania polegające na zbieraniu martwych ryb w celu oddania ich do utylizacji, prowadziły też m.in. Wojska Obrony Terytorialnej (WOT), Państwowa Straż Pożarna oraz Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie. Jednostki, do których się zwrócono, nie posiadały danych na temat ilości i składu gatunkowego martwych mięczaków.

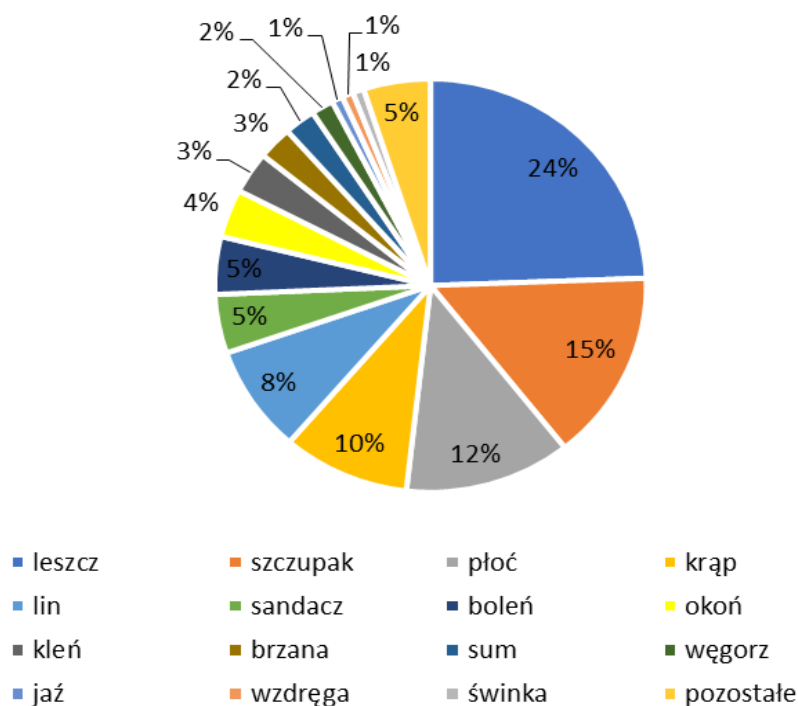
Przykładowo podano rozmieszczenie masy śniętych ryb na odcinku Odry od Kliniczki do Krosna Odrzańskiego (woj. lubuskie) przekazanych do utylizacji w sierpniu 2022 r., na podstawie danych PZW Zielona Góra (rys. 1).



Rys. 1. Rozmieszczenie masy śniętych ryb na odcinku Odry od Kliniczki do Krosna Odrzańskiego (woj. lubuskie) przekazanych do utylizacji w sierpniu 2022 r. (dane PZW Zielona Góra)

Na podstawie informacji na temat utylizacji martwych ryb, uzyskanych od użytkowników obwodów rybackich, stwierdzono 28 gatunków, tj.: amura białego, bolenia, brzanę, certę, jazia, jazgarza, jesiotra, karasia srebrzystego, karpia, klenia, kiełbia, kozę, krąpia, leszcza, lina, miętusa, okonia, płoć, różankę, rozpióra, sandacza, suma, świnkę, szczupaka, tołpygę, ukleję, węgorza i wzdregę. Ich łączna masa wynosiła ponad 116 ton. Wśród ryb śniętych dominował leszcz (ok. 29 ton), przy znacznym udziale

szczupaka (ok. 18 ton), płoci (ok. 15 ton) i krąpia (ok. 11,5 tony). Udział procentowy masy poszczególnych gatunków, przekazanych do utylizacji, przedstawiono na rys. 2.



Rys. 2. Udział masy śniętych ryb (tony) poszczególnych gatunków, przekazanych do utylizacji

Obserwacje potwierdziły niestety śnięcia chronionego gatunku jesiotra - jesiotra ostronosego, w ilości 5 sztuk. Gatunek ten w Polsce wymarł i od wielu lat wkładany jest ogromny wysiłek z dużymi nakładami na jego restytucję. Ze względu na jego rzadkie występowanie nie został stwierdzony podczas połowów monitoringowych, ale został odnotowany wśród ryb martwych, co z jednej strony potwierdziło sukces działań restytucyjnych, a z drugiej wskazało wielkość poniesionych strat. Dzięki temu, że jesiotry były znakowane, wiadomo, że zostały zarybione przez niemieckich naukowców, co pozwala mieć nadzieję, że te kilka tygodni wcześniej wpuszczone do wód Warty w Uniejowie przez pracowników IRS-PIB zdążyły spłynąć do Morza Bałtyckiego (dane własne IRS-PIB).

Zebrane dane pokazują tylko częściowy obraz strat poniesionych w trakcie katastrofy. Wynika to z tego, że akcja zbierania martwych ryb zaczęła się stosunkowo późno, z zaskoczenia i dlatego bez przygotowania. Z danych otrzymanych od PZW i pochodzących z pomiarów masy śniętych ryb wynikają jedynie szczątkowe informacje na temat gatunków chronionych. Prawdopodobną przyczyną takiej sytuacji jest fakt, że ryby drobnych gatunków szybko ulegają procesom rozkładu, przez co są trudne do podebrania, a ich rozpoznanie utrudnione. Nie bez znaczenia pozostaje również fakt używania podbieraków i kasarów o dużej wielkości oczek, uniemożliwiających podebranie ryb niewielkich rozmiarów i narybku.

W celu dokonania szczegółowej oceny struktury gatunkowej i wielkościowej śniętych ryb, w dniach 17-21 sierpnia 2022 r. pracownicy IRS-PIB wykonali szereg pomiarów masy ryb w dwóch lokalizacjach,

tj. na przystani wędkarskiej PZW „Sumik” w Szczecinie-Kluczu, położonej nad Regalicą oraz 21 sierpnia w rejonie kąpieliska Dziewoklicz nad Odrą Zachodnią.

Odcinek Regalicy, na którym zbierano śnięte ryby, wchodzi w obręb jednolitej części wód powierzchniowych PLRW60001219719, Odra od oddzielenia się Odry Zachodniej do Bukowej. Na części JCWP utworzono obwód rybacki rzeki Odry nr 5, którego użytkownikiem rybackim jest Polski Związek Wędkarski Okręg w Szczecinie. Odra Zachodnia w rejonie Dziewoklicza stanowi część JCWP PLRW6000121999, Odra od Bukowej do ujścia, i należy także do obwodu rybackiego rzeki Odra nr 5.

Ryby, ale także ślimaki i małże, spływające nurtem Odry Wschodniej (Regalicy), Odry Zachodniej oraz zalegające w strefie przybrzeżnej w pasie roślinności wynurzanej i pływającej były podbierane przez wędkarzy, członków Społecznej Straży Rybackiej, strażaków oraz żołnierzy WOT. Sposób podbierania ryb (kasarami wśród roślinności wodnej oraz spływających nurtem) powodował, że w masie zbieranych ryb przeważały osobniki o większych rozmiarach ciała, stąd mniejszy był udział gatunków drobnych. Z masy ryb dostarczanych na brzeg część oznaczano do gatunku i mierzono ich długość całkowitą, w miarę możliwości z dokładnością do 1 cm.

Na stanowisku w Szczecinie-Kluczu zmierzono 3279 ryb, należących do 23 gatunków. Wśród zmierzonych ryb dominowały cztery gatunki: krąp, okoń, jazgarz i płoć, których łączny udział wyniósł 76%. Kolejne cztery gatunki: leszcz, szczupak, sum i lin, stanowiły łącznie 16% zmierzonych ryb. Wśród tych gatunków, stanowiących ważny obiekt połowów rybackich i wędkarskich, znalazły się osobniki o znacznych rozmiarach.

Na stanowisku Dziewoklicz, w Odrze Zachodniej, wykonano jednorazowy pomiar - 21 sierpnia 2022 r. Zmierzono 1229 ryb, należących do 14 gatunków. W pomiarze dominowały: płoć, krąp, okoń i jazgarz, a więc te same gatunki co na stanowisku w Szczecinie-Kluczu. Łączny udział liczbowy tych gatunków w pomiarze przekroczył 90%. Na obu stanowiskach zmierzono razem 4508 ryb, należących do 24 gatunków (tab. 1).

Zakresy długości zmierzonych ryb odpowiadają obserwowanym w połowach rybackich, wędkarskich i badawczych. Połączone rozkłady długości krąpia, płoci i jazgarza odzwierciedlają strukturę wielkościową tych gatunków. Natomiast w przypadku okonia, na obydwu stanowiskach, dominowały tylko małe osobniki, do 15 cm długości całkowitej. Udział ryb większych tego gatunku był niewielki.

Tabela 1. Zestawienie łączne gatunków ryb zmierzonych na stanowiskach Szczecin – Klucz oraz Szczecin – Dziewoklicz w sierpniu 2022 r.

Lp.	Nazwa polska	Nazwa łacińska	Liczba ryb (n)	Udział (%)	Zakres długości (cm)	Długość średnia (cm)
1	krąp	<i>Blicca bjoerkna</i>	1259	27,9	7 - 36	21,3
2	okoń	<i>Perca fluviatilis</i>	1021	22,6	5 - 34	11,3
3	jazgarz	<i>Gymnocephalus cernua</i>	676	15,0	5 - 14	9,3
4	płoć	<i>Rutilus rutilus</i>	669	14,8	5 - 39	21,3
5	leszcz	<i>Abramis brama</i>	231	5,1	6 - 68	35,4
6	szczupak	<i>Esox lucius</i>	208	4,6	13 - 107	55,4
7	sum	<i>Silurus glanis</i>	79	1,8	25 - 218	73,3
8	lin	<i>Tinca tinca</i>	77	1,7	20 - 56	38,1
9	sandacz	<i>Sander lucioperca</i>	66	1,5	9 - 77	37,0

Lp.	Nazwa polska	Nazwa łacińska	Liczba ryb (n)	Udział (%)	Zakres długości (cm)	Długość średnia (cm)
10	wzdrega	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	62	1,4	9 - 31	17,8
11	boleń	<i>Leuciscus aspius</i>	46	1,0	7 - 76	48,4
12	rozpiór	<i>Abramis ballerus</i>	31	0,7	15 - 44	29,4
13	miętus	<i>Lota lota</i>	19	0,4	9 - 46	18,5
14	kleń	<i>Squalius cephalus</i>	16	0,4	5 - 32	16,9
15	ukleja	<i>Alburnus alburnus</i>	14	0,3	6 - 16	13,6
16	babka bycza	<i>Neogobius melanostomus</i>	10	0,2	7 - 13	9,8
17	jesiotr ostronosy	<i>Acipenser oxyrinchus</i>	5	0,1	49 - 73	56,8
18	różanka	<i>Rhodeus amarus</i>	5	0,1	5 - 8	6,5
19	węgorz	<i>Anguilla anguilla</i>	5	0,1	26 - 81	60,2
20	bass słoneczny	<i>Lepomis gibbosus</i>	3	0,1	5 - 8	6,3
21	jaź	<i>Leuciscus idus</i>	2	<0,1	9 - 28	
22	kiełb	<i>Gobio gobio</i>	2	<0,1	6 - 9	
23	certa	<i>Vimba vimba</i>	1	<0,1	17	
24	karp	<i>Cyprinus carpio</i>	1	<0,1	35	

W masie zmierzonych śniętych ryb zwraca uwagę mała liczba osobników drobnych gatunków, tj. kiełb, ukleja, różanka oraz brak kozy pospolitej. W niepublikowanym raporcie, dotyczącym naturalnych gatunków ryb zasiedlających obszar Doliny Dolnej Odry, Raczyński i in. (2013) podają, że na stanowiskach zlokalizowanych w głównym korycie Odry, Regalicy, Odry Zachodniej i na Międzyodrzu, koza pospolita występowała powszechnie, niejednokrotnie w liczbie kilkuset osobników. Piskorza, różankę oraz bolenia stwierdzono na pojedynczych stanowiskach, aczkolwiek boleń występował dość powszechnie w połowach rybackich prowadzonych narzędziami stawnymi i spławianymi.

Według danych literaturowych liczba gatunków ryb występujących w Dolnej Odrze, wliczając gatunki rzadkie oraz mało liczebne, przekracza 40, ale zasadniczy zespół ichtiofauny składa się z 25 do 30 gatunków (Neja 2011). Zatem zaobserwowanie w tak krótkim czasie w pomiarze śniętych ryb 24 gatunków, świadczy o skali katastrofy ekologicznej w sierpniu 2022 r., a także o tym, że objęła ona cały zespół ichtiofauny zasiedlający Dolną Odrę i Międzyodrzu. Zebrane dane należy traktować jako przekrojowe dla struktury gatunkowej, a szczególnie wielkościowej śniętych ryb w Odrze, w okolicach Szczecina. Nie jest ona natomiast odzwierciedleniem struktury wielkościowej gatunków ryb, zasiedlających całą Odrę.

STAN ICHTIOFAUNY JESIENIĄ 2022 R.

W ramach realizacji państwowego monitoringu środowiska w zakresie ichtiofauny rzecznej, realizowanej przez IRŚ-PIB na zamówienie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, w 2022 r. do monitorowania wskazano 300 punktów pomiarowo-kontrolnych usytuowanych na 299 jednolitych częściach wód. Spośród nich 15 stanowisk zlokalizowanych było na Odrze oraz Parnicy w obrębie 14 jednolitych części wód powierzchniowych (rys. 3, tab. 2).

Tabela 2. Współrzędne geograficzne 15 stanowisk monitoringu ichtiofauny rzecznej Odry i Parnicy badanej w ramach pmś w latach 2011-2021 oraz w 2022 r.

Lp.	Stanowisko	Kod jcwp 2022	Kod jcwp 2014-2021
1.	Odra - Ciechowice	PLRW600011117159	PLRW6000011513
2.	Odra - Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy	PLRW600011117159	PLRW600019117159
3.	Odra - Obrowiec	PLRW60001111759	PLRW60001911759
4.	Odra - Mikolin	PLRW6000121199	PLRW60002111799
5.	Odra - Brzeg	PLRW600012133119	-
6.	Odra - powyżej m. Wrocławia	PLRW600012133371	PLRW60002113337
7.	Odra - poniżej ujścia Ślęzy	PLRW60001213399	PLRW60002113399
8.	Odra - m. Wietszyce	PLRW6000121399	PLRW6000211511
9.	Odra - m. Krosno Odrzańskie	PLRW6000121599	PLRW60002115379
10.	Odra - m. Połęczko	PLRW6000121739	PLRW6000211739
11.	Odra – Urad (Kostrzyn n. Odrą)	PLRW60001217999	PLRW60002117999
12.	Odra - m. Krajnik Dolny	PLRW60001219199	PLRW60002119199
13.	Odra Wschodnia - m. Radziszewo	PLRW60001219719	PLRW6000211971
14.	Odra Zachodnia - Baza UMS (Szczecin)	PLRW6000121999	PLRW6000211999
15.	Parnica	PLRW6000101974161	PLRW60001719752



Rys. 3. Lokalizacja stanowisk monitoringu pms̄ ichtiofauny rzecznej wzdłuż biegu Odry w 2022 r.

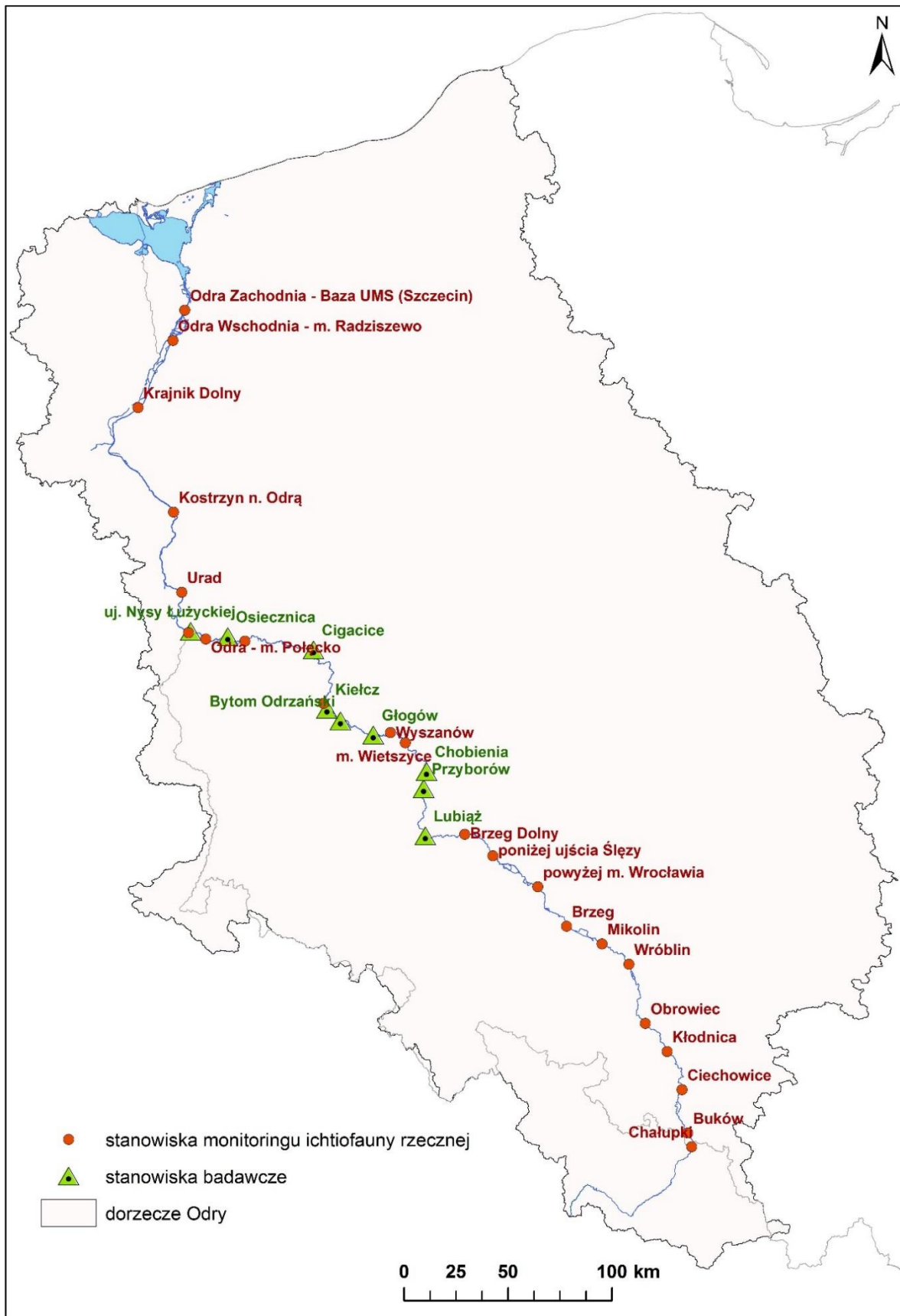
Badania ichtiofauny zostały przeprowadzone według standardowej metodyki, przyjętej dla celów monitoringu stanu/potencjału ekologicznego jednolitych części wód na podstawie ichtiofauny (Prus i in. 2016, Prus i Adamczyk 2020), umożliwiającej obliczenie wskaźników EFl+_{PL} i IBI_{PL}, stosowanych w pms̄ (Dz. U. z 2016 r., poz. 1187). Odłowy prowadzono zgodnie z normą PN-EN 14011 (2006). Badania monitoringowe przeprowadzono we wrześniu i w październiku 2022 r. metodą brodzenia lub z łodzi.

Analizę złowionych ryb wykonywano przyżyciowo. Złowione ryby sortowano pod względem przynależności gatunkowej, określano ich całkowitą liczbę i masę osobników oraz liczbę ryb w przedziałach długości całkowitej <150 mm i ≥ 150 mm. Z wyjątkiem zbioru prób koniecznych do analiz substancji priorytetowych, po odłowieniu ryby zostały wypuszczone w miejscu ich złowienia. Gatunki obce wg rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. (Dz. U. z 2011 r. Nr 210, poz. 1260) były w sposób humanitarny uśmiercane. Stosowana metoda odłowów i procedura postępowania ze złowionymi rybami (elektropołów; przetrzymywanie w pojemnikach ze świeżą, podlegającą wymianie wodą; natychmiastowe uwalnianie do środowiska po zakończeniu czynności), minimalizują ryzyko śnięcia ryb. Uzyskane wyniki porównano z wynikami monitoringu ichtiofauny rzecznej z lat 2014–2021 w zakresie średniej masy połowu na stanowisku, średniej liczby ryb złowionych na stanowisku, średniej masy ryb w połowie oraz udziału w połowach ryb do 15 cm długości całkowitej.

Dodatkowo, w celu porównania stanu i wyników oceny ichtiofauny przed i po katastrofie, wykorzystano dane z połowów badawczych prowadzonych na 9 stanowiskach na odcinku Odry od Malczyc do ujścia Nysy Łużyckiej w 2017 r. (rys. 4, tab. 3), opublikowane w sprawozdaniu pt., „Wykonanie kompleksowej analizy stanu ichtiofauny i makrobezkręgowców oraz ich siedlisk na odcinku Odry Swobodnie Płynącej – od Stopnia Wodnego Malczyce do ujścia Nysy Łużyckiej” (Adamczyk i in. 2017), przygotowanym przez Instytut Rybactwa Śródlądowego w ramach projektu „Ochrona przeciwpowodziowa w dorzeczu Odry i Wisły”, finansowanego przez Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej we Wrocławiu.

Tabela 3. Współrzędne geograficzne 9 stanowisk ichtiofauny badanych w 2017 i 2022 r.

Lp.	Stanowisko	Szerokość geograficzna	Długość geograficzna
1.	Odra powyżej Lubiąza	51.248965	16.473195
2.	Odra, Przyborów	51.447688	16.445346
3.	Odra, Chobienia	51.522187	16.461065
4.	Odra, Głogów	51.671655	16.082915
5.	Odra, Bytom Odrzański	51.726393	15.850202
6.	Odra, Kielcz	51.774979	15.753625
7.	Odra, Cigacice	52.028619	15.640513
8.	Odra, Osiecznica	52.069284	15.027168
9.	Odra, ujście Nysy Łużyckiej (Szydłów – Kosarzyn)	52.081131	14.775767



Rys. 4. Lokalizacja stanowisk monitoringu ichtiofauny rzecznej w Odrze prowadzonej w ramach pms w latach 2011-2022 oraz stanowisk badawczych w roku 2017 i 2022

Wybór stanowisk połowowych w roku 2017 został poprzedzony analizą zdjęć satelitarnych i dokumentacji projektowej w celu wytypowania reprezentatywnych odcinków rzeki, objętych poszczególnymi kategoriami prac. Długość stanowisk połowowych wynosiła od 700 do 1000 m. Taka długość stanowiska zapewnia otrzymanie reprezentatywnej próby zespołu ichtiofauny (Prus i in. 2016). Z uwagi na wysoką reprezentatywność, dane uzyskane w 2017 r. stanowią materiał referencyjny do oceny strat wywołanych katastrofą, dlatego też badania ichtiofauny powtórzono jesienią w 2022 r. na tych samych 9 stanowiskach badanych.

Ocena ichtiofauny na podstawie monitoringu ryb pms

Na 15 stanowiskach monitoringowych zlokalizowanych na biegu Odry, jesienią 2022 r. złowiono 5494 osobniki ryb o łącznej masie 97,1 kg, należące do 30 gatunków (tab. 4). Na poszczególnych stanowiskach złowiono od 40 do 1171 ryb reprezentujących od 6 do 17 gatunków. W połowach dominowały dwa gatunki, płoć (*Rutilus rutilus*) oraz okoń (*Perca fluviatilis*), których łączny udział w liczbie złowionych ryb wyniósł 45% i 24% masy połowu. Udział dwóch kolejnych gatunków, kielb (*Gobio gobio*) i uklei (*Alburnus alburnus*) wyniósł odpowiednio 22% liczebności i 7% masy. Znaczący udział w połowach miały także kleń (*Leuciscus cephalus*) – 8,4% liczebności i aż 30% masy, oraz krąp (*Abramis bjoerkna*) – 7,8% liczebności i 5% masy. Udział kozy pospolitej (*Cobitis taenia*) i różanki (*Rhodeus amarus*), dwóch gatunków objętych ochroną gatunkową częściową, wyniósł od 2 do 5% liczebności. W połowach dominowały ryby o małych rozmiarach osobniczych, do 15 cm długości całkowitej (89% liczebności).

Tabela 4. Zestawienie wyników połowów monitoringowych na 15 stanowiskach, badanych w ramach pms jesienią 2022 r. z podziałem na gatunki

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Liczba osobników	Liczba osobników (%)	Masa (g)	Masa (g) (%)	Liczba stanowisk (n)
płoć	<i>Rutilus rutilus</i>	1335	24,3	10406	10,7	14
okoń	<i>Perca fluviatilis</i>	1158	21,1	12841	13,2	14
kielb	<i>Gobio gobio</i>	602	11,0	4855	5,0	12
ukleja	<i>Alburnus alburnus</i>	566	10,3	1748	1,8	13
kleń	<i>Squalius cephalus</i>	462	8,4	29548	30,4	13
krąp	<i>Blicca bjoerkna</i>	430	7,8	4801	4,9	6
różanka	<i>Rhodeus amarus</i>	259	4,7	769	0,8	10
wzdreğa	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	138	2,5	1787	1,8	7
koza	<i>Cobitis taenia</i>	115	2,1	497	0,5	4
leszcz	<i>Abramis brama</i>	81	1,5	355	0,4	4
jaź	<i>Leuciscus idus</i>	64	1,2	5849	6,0	10
jelec	<i>Leuciscus leuciscus</i>	49	0,9	272	0,3	5
boleń	<i>Leuciscus aspius</i>	43	0,8	212	0,2	7
karaś srebrzysty	<i>Carassius gibelio</i>	40	0,7	1612	1,7	2
czebaczek amurski	<i>Pseudorasbora parva</i>	30	0,5	65	0,1	4

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Liczba osobników	Liczba osobników (%)	Masa (g)	Masa (g) (%)	Liczba stanowisk (n)
szczupak	<i>Esox lucius</i>	25	0,5	14347	14,8	8
lin	<i>Tinca tinca</i>	16	0,3	5060	5,2	7
brzana	<i>Barbus barbus</i>	16	0,3	373	0,4	3
jazgarz	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	12	0,2	185	0,2	3
miętus	<i>Lota lota</i>	11	0,2	623	0,6	4
sum	<i>Silurus glanis</i>	9	0,2	439	0,5	3
ciernik	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	8	0,1	23	0,0	3
kiełb	<i>Romanogobio vladykovi</i>	6	0,1	32	0,0	2
śliz	<i>Barbatula barbatula</i>	4	0,1	28	0,0	3
sandacz	<i>Sander lucioperca</i>	3	0,1	124	0,1	2
babka bycza	<i>Neogobius melanostomus</i>	3	0,1	55	0,1	1
sumik karłowaty	<i>Ameiurus nebulosus</i>	3	0,1	32	0,0	2
certa	<i>Vimba vimba</i>	3	0,1	5	0,0	2
piekielnica	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	2	<0,1	14	0,0	1
karp	<i>Cyprinus carpio</i>	1	<0,1	172	0,2	1
Razem		5494	100	97129	100	

Uzyskane wyniki, dla 14 stanowisk z danym porównawczymi w obu okresach, porównano z wynikami monitoringu ichtiofauny rzecznej z lat 2014–2021 (tab. 5 i 6). Zasadnicze różnice dotyczą wielkości połowów: średniej masy połowu na stanowisku i średniej liczby ryb złowionych na stanowisku, w mniejszym stopniu średniej masy ryb w połowie oraz udziału w połowach ryb do 15 cm długości całkowitej.

Tabela 5. Porównanie wskaźników stanu ichtiofauny na stanowiskach w Odrze objętych monitoringiem pmś w 2022 r. oraz w latach 2014 – 2021

Wskaźnik	Monitoring 2014–2021	Monitoring 2022
Średnia masa połowu na stanowisku (kg)	13,6	6,5
Średnia liczba ryb na stanowisku (n)	578	309
Średnia masa ryb w połowie (g)	23,5	21,0
Struktura wielkościowa (% ryb <15 cm)	83	89

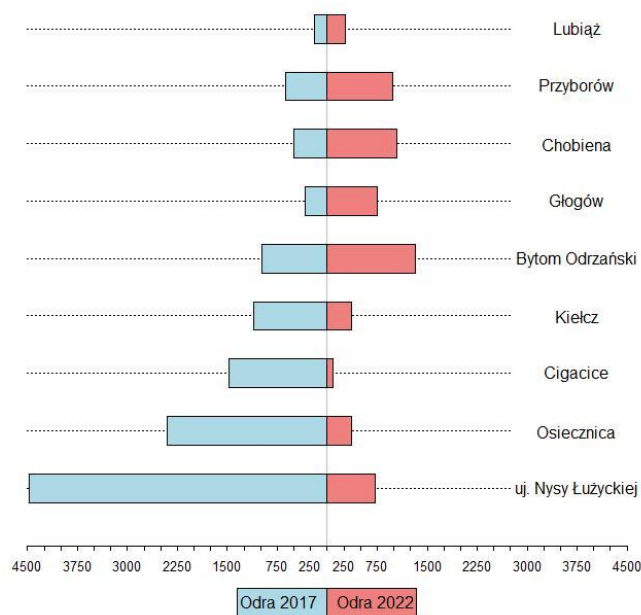
Struktura gatunkowa i wielkościowa elektropołowów w Odrze w 2022 r. pozostaje w zakresie zmienności obserwowanych wyników elektropołowów z poprzednich okresów monitoringu, z ograniczeniami stosowania takiej metody w wielkich rzekach nizinnych, tj. w starym typie abiotycznym 21 i obowiązującym aktualnie Rwn. Należy uwzględnić, że monitoringowe i badawcze połowy ryb na dużych rzekach, bez specjalistycznego, dedykowanego programu badawczego, nie są w stanie odzwierciedlić rzeczywistej struktury zespołów ichtiofauny.

Tabela 6. Liczba gatunków i ryb na stanowiskach na Odrze objętych monitoringiem pmś ichtiofauny rzecznej w 2022 r. oraz w latach 2014 – 2021

Lp.	Stanowisko	Monitoring 2022 r.			Monitoring 2014-2021 r.				
		Liczba gatunków	Liczba ryb na stanowisku	Masa ryb (kg)	Liczba gatunków	Liczba ryb na stanowisku	Liczba ryb	Średnia liczba ryb	Liczba powtórzeń
1.	Odra - Ciechowice	13	171	4,3	3 - 13	102 - 385	1104	276	4
2.	Odra - Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy	10	246	1,8	8 - 11	82 - 105	187	94	2
3.	Odra - Obrowiec	6	40	2,4	9 - 13	67 - 1176	1243	622	2
4.	Odra - Mikolin	9	89	3,3	11	56 - 264	320	160	2
5.	Odra - powyżej m. Wrocławia	11	46	3,7	13 - 21	162 - 1573	3016	1005	3
6.	Odra - poniżej ujścia Ślęzy	14	833	10	13 - 16	577 - 1046	1623	812	2
7.	Odra - m. Wietszyce	9	56	6,7	14	498	498	498	1
8.	Odra - m. Krosno Odrzańskie	15	357	6,4	14 - 21	536 - 1100	2363	788	3
9.	Odra - m. Połęczko	17	714	27	19 - 20	499 - 2408	3769	1256	3
10.	Odra – Urad (Kostrzyn n. Odrą)	14	249	2,8	15 - 17	468 - 978	2244	748	3
11.	Odra - m. Krajnik Dolny	12	443	4,3	10 - 18	306 - 664	970	485	2
12.	Odra Wschodnia - m. Radziszewo	10	567	8,8	7 - 15	253 - 505	758	379	2
13.	Odra Zachodnia - Baza UMS (Szczecin)	8	181	2,5	5 - 16	115 - 411	526	263	2
14.	Parnica	8	331	7,0	10	196 - 244	440	220	2
Razem		30	4323		35		19061	578	33

Ocena ichtiofauny na stanowiskach badawczych w 2017 i 2022

Porównanie wyników połowów na 9 stanowiskach badawczych w 2017 i 2022 r. wskazuje na znaczne różnice w strukturze zespołów ichtiofauny. Na większości stanowisk, poza Chobienią i Głogowem, zmniejszyła się zarówno liczba gatunków jak i struktura gatunkowa zespołów. Różnice dotyczą zwłaszcza liczby złowionych ryb (rys. 5). Na tej podstawie wyróżnić można dwie grupy stanowisk: 1) pięć górnych stanowisk, od Lubięża do Bytomia Odrzańskiego, na których więcej ryb złowiono w 2022 r.; 2) stanowiska od Kiełcza do ujścia Nysy Łużyckiej, na których kilkakrotnie więcej ryb złowiono w 2017 r.



Rys. 5. Porównanie ogólnej liczby ryb złowionych na 9 stanowiskach badawczych w środkowym biegu Odry w 2017 i 2022 r.

W przypadku sześciu stanowisk obniżyła się ocena potencjału ekologicznego (tab. 7). W 2022 r. wszystkie stanowiska otrzymały ocenę umiarkowaną (3), co oznacza, że ocena potencjału jest obniżona dla 6 stanowisk od Głogowa w dół rzeki włącznie. Przystały one spełniać wymagania Ramowej Dyrektywy Wodnej.

Tabela 7. Dane i wyniki połowów na stanowiskach badawczych w 2022 i 2017 r. IBI- ichtiofaunistyczny indeks rzeczny (3 – stan umiarkowany, 2 – stan dobry), PSI – wskaźnik podobieństwa (*Percent Similarity Index*, wskaźnik Renkonena)

Lp.	Stanowisko	Monitoring 2022 r.				Monitoring 2017 r.				PSI
		Liczebność	Masa (g)	Liczba gatunków	Ocena IBI	Liczebność	Masa (g)	Liczba gatunków	Ocena IBI	
1.	Lubiąż	270	3424	9	3	189	5517	14	3	43,4
2.	Przyborów	987	12774	14	3	625	7968	15	3	39,7
3.	Chobienia	1044	19863	15	3	498	3476	14	3	47,6
4.	Głogów	757	27153	18	3	330	9373	15	2	79,4
5.	Bytom Odrzański	1323	22401	16	3	984	12763	21	2	44,6
6.	Kietcz	356	10634	15	3	1100	11296	17	2	52,2
7.	Cigacice	83	2618	11	3	1473	7311	14	2	28,1
8.	Osiecznica	357	6360	15	3	2408	10036	19	2	26,5
9.	ujście Nisy Łużyckiej	714	27032	17	3	4469	20069	21	2	29,6

Potwierdzeniem zmian w strukturze gatunkowej, a zwłaszcza w udziale poszczególnych gatunków w połowach, są wartości procentowego wskaźnika podobieństwa PSI (*Percent Similarity Index*, wskaźnik Renkonena). Przyjmując, że zespoły ryb na stanowiskach od Lubięża do Kiełcza charakteryzowały się względnym podobieństwem, a w przypadku stanowiska Głogów były wręcz podobne, to na trzech stanowiskach: Cigacice, Osiecznica i ujście Nysy Łużyckiej doszło do głębokich zmian w strukturze zespołów ryb. Anomalię na stanowisku Głogów można wyjaśnić tym, że jest to odcinek najbardziej uregulowany w tym obszarze i stan początkowy zespołu odbiegał od oczekiwanego.

UBYTEK GATUNKÓW CHRONIONYCH RYB W WYNIKU KATASTROFY

Dane ichtiologiczne do przeprowadzenia analizy możliwości wystąpienia szkody w środowisku lub bezpośredniego zagrożenia szkodą w środowisku w gatunkach i siedliskach chronionych w wyniku katastrofy w Odrze latem 2022 r. pochodziły z trzech źródeł:

- dane z 3831 połowów z obszaru całej Polski pochodzące z państwowego monitoringu ichtiofauny rzecznej, przeprowadzonego w latach 2011–2022, z których 50 połowów (1,3%) dotyczyło Odry;
- dane z połowów badawczych prowadzonych na 9 stanowiskach na odcinku Odry od Malczyce do ujścia Nysy Łużyckiej w 2017 r., opublikowane w sprawozdaniu pt., „Wykonanie kompleksowej analizy stanu ichtiofauny i makrobezkręgowców oraz ich siedlisk na odcinku Odry Swobodnie Płynącej – od Stopnia Wodnego Malczyce do ujścia Nysy Łużyckiej” (Adamczyk i in. 2017), przygotowanym przez Instytut Rybactwa Śródlądowego w ramach projektu „Ochrona przeciwpowodziowa w dorzeczu Odry i Wisły”, finansowanego przez Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej we Wrocławiu;
- połowów badawczych przeprowadzonych w 2022 r. na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi na tych samych 9 stanowiskach badanych w 2017 r. (rys. 4, tab. 3).

Dane z monitoringu ichtiofauny analizowano pod kątem występowania w Odrze gatunków ryb objętych ochroną prawną zgodnie z przepisami prawa krajowego, tj. rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. z 2016 r. poz. 2183), rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 12 listopada 2001 r. w sprawie połowu ryb oraz warunków chowu, hodowli i połowu innych organizmów żyjących w wodzie (Dz.U. z 2018 r. poz. 2003) – dla bolenia i brzany; jak również europejskich, tj. Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz.U. L 206 z 22.7.1992). Dodatkowo, opierając się na aktualnej „Czerwonej liście kręgowców Polski – wersja uaktualniona” (Głowaciński 2022), przyjęto kryteria zagrożeń, zgodne z Międzynarodową Unią Ochrony Przyrody (IUCN) (tab. 8).

Tabela 8. Status gatunków chronionych ryb; kryteria IUCN: EX – gatunek historyczny, wymarły całkowicie, EXP – gatunek wymarły w dzisiejszych granicach Polski, EN – zagrożony, VU – narażony, NT – gatunek bliski zagrożenia, LC – gatunek najmniejszej troski, CD – gatunek utrzymywany dzięki zabiegom ochronnym i gospodarczym

Lp	Nazwa polska	Nazwa łacińska	Ochrona ścisła	Ochrona częściowa	Załącznik II HD	Załącznik V HD	Czerwona lista kręgowców Polski 2022
1.	jesiotr ostronosy	<i>Acipenser oxyrinchus</i>	X			X	EXP(EX) CD
2.	piekielnica	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		X			EN
3.	śliz	<i>Barbatula barbatula</i>		X			
4.	brzana	<i>Barbus barbus</i>				X	VU
5.	brzanka	<i>Barbus carpathicus</i>		X	X	X	NT
6.	brzanka karpacka	<i>Barbus waleckii</i>		X		X	
7.	koza	<i>Cobitis caenia</i>		X	X		LC
8.	głowacz białopłetwy	<i>Cottus gobio</i>		X	X		VU
9.	głowacz przęgopłetwy	<i>Cottus poecilopus</i>		X			VU
10.	minóg ukraiński	<i>Eudontomyzon mariae</i>		X	X		VU
11.	głowacica	<i>Huha huha</i>	X		X	X	EXP CD
12.	minóg rzeczny	<i>Lampetra fluviatilis</i>		X	X	X	EN
13.	minóg strumieniowy	<i>Lampetra planeri</i>		X	X		VU
14.	boleń	<i>Leuciscus aspius</i>			X	X	NT
15.	piskorz	<i>Misgurnus fossilis</i>		X	X		VU
16.	różanka	<i>Rhodeus amarus</i>		X	X		VU
17.	kiełb białopłetwy	<i>Romanogobio belingi</i>		X	X		VU
18.	kiełb Kesslera	<i>Romanogobio kesslerii</i>		X	X		NT
19.	koza bałtycka	<i>Sabanejewia baltica</i>	X		X		VU
20.	łosoś atlantycki	<i>Salmo salar</i>			X	X	EXP CD
21.	lipień	<i>Thymalus thymalus</i>				X	

Do oceny potencjału ekologicznego 9 stanowisk badawczych na podstawie zespołów ichtiofauny zastosowano wskaźnik biotycznej integralności IBI_PL stosowany w państwowym monitoringu ichtiofauny rzecznej (Prus i Adamczyk 2020, Prus i in. 2016). Podobieństwo zespołów ichtiofauny oceniono procentowym wskaźnikiem podobieństwa PSI:

$$PSI_{jk} = \sum \min(p_{ji}, p_{ki}),$$

gdzie: p_{ji} oraz p_{ki} to udziały procentowe (względna liczebność) gatunku i na stanowiskach j oraz k (Wolda 1981, Matthews 1998, Kwak i Peterson 2007). Wskaźnik przyjmuje wartości z przedziału od 0 (brak podobieństwa) do 100% (pełne podobieństwo, identyczne zespoły ichtiofauny).

Ilość i masa osobników gatunków chronionych, obserwowanych w obu kampaniach połowowych zostały przeanalizowane i porównane dla każdego stanowiska. Procentowa strata każdego gatunku została zgeneralizowana dla całego odcinka i zastosowana jako faktor do oceny straty gatunków chronionych w skali kraju, opierając się na wieloletnich danych monitoringu.

Ocena strat gatunków chronionych na podstawie monitoringu pms

Na podstawie danych monitoringowych z lat 2011-2022, w rzekach badanych na całym obszarze Polski stwierdzono obecność 20 gatunków objętych ochroną krajową ścisłą lub częściową, wynikającą z przepisów krajowych (Dz.U. z 2016 poz. 2183), jak i ogólnoeuropejskich (załącznik II i V Dyrektywy siedliskowej (Dz.U. L 206 z 22.7.1992)). Spośród gatunków tych najliczniej (>10 tys. osobn.) notowane były: różanka (47 889 szt.), śliz (38 809 szt.), piekielnica (13 693 szt.) i koza (10 790 szt.), a najwyższą częstotliwością występowania w połowach (>20% stanowisk) odznaczały się: śliz (39,10%), różanka (24,38%) i koza (20,73%). Dwa gatunki objęte ochroną ścisłą, które pojawiły się w monitoringu to: koza bałtycka (widniejąca w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 roku w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. z 2016 r., poz. 2183) jako koza złotawa), odnotowana 54 razy i głowacica - złowiona raz w rzece Czarna Orawa, należącej do zlewni Dunaju.

Na podstawie danych z monitoringu ichtiofauny w latach 2011-2022 oraz uwzględniając dodatkowe stanowiska z 2017 i 2022 r., a także obserwacje poczynione podczas wizji lokalnej w sierpniu 2022 r., w Odrze stwierdzono 9 gatunków ryb objętych różnymi formami ochrony. Były to: boleń, brzana, kiełb białopłetwy, koza pospolita, piekielnica, piskorz, różanka oraz śliz (tab. 9). Połowa z nich narażona jest na wyginięcie. Wyższy stopień zagrożenia ma niezwykle rzadka w całym dorzeczu Odry piekielnica (Błachuta i Kuszniarz 1995) oraz objęty programem restytucji jesiotr ostronosy, którego nie stwierdzono w elektropołowach. Na uwagę zasługuje również obecność ściśle chronionej kozy bałtyckiej - w 2017 roku złowiono 1 osobnika na stanowisku Odra – ujście Nysy Łużyckiej.

Tabela 9. Wyniki połowów przeprowadzonych w rzece Odrze w latach 2011-2022

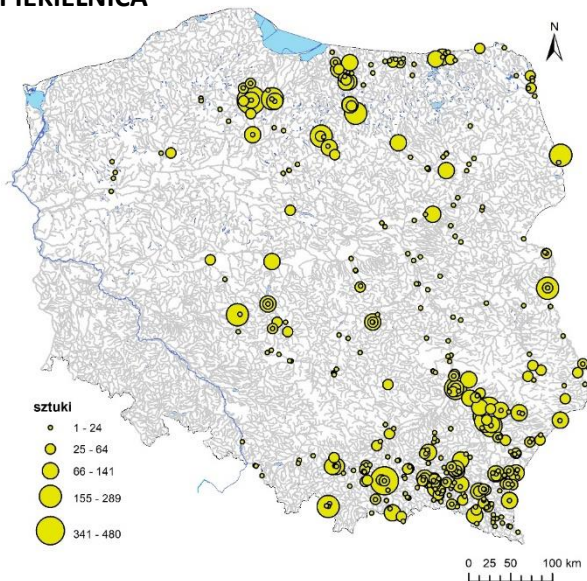
Lp	Nazwa polska	Nazwa łacińska	Polska: 2011 - 2022	Odra: 2011 - 2022	%
1.	piekielnica	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	13693	2	<0,1
2.	śliz	<i>Barbatula barbatula</i>	38809	90	0,2
3.	brzana	<i>Barbus barbus</i>	3265	181	5,5
4.	koza pospolita	<i>Cobitis taenia</i>	10790	1087	10,1
5.	piskorz	<i>Misgurnus fossilis</i>	1830	2	0,1
6.	boleń	<i>Leuciscus aspius</i>	810	122	15,1
7.	różanka	<i>Rhodeus amarus</i>	47889	3454	7,2
8.	kiełb białopłetwy	<i>Romanogobio belingi</i>	1555	589	37,9
9.	koza złotawa	<i>Sabanejewia aurata</i>	531	1	0,2

* Jednego osobnika kozy złotawej złowiono na stanowisku badawczym Odra – ujście Nysy Łużyckiej w 2017 r.

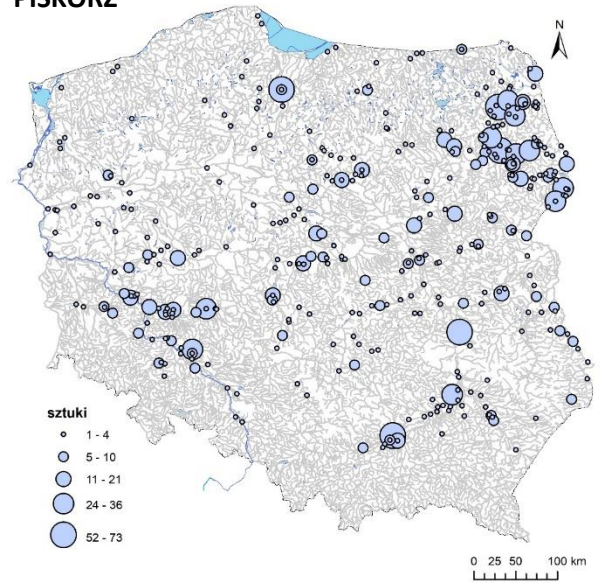
Koza złotawa występuje w dopływach Odry, Widawie i Baryczy (Błachuta i Kuszniarz 1995) oraz w Bobrze (Zieleniewski 2008). W połowach monitoringu ichtiofauny rzecznej była ona stwierdzana wyłącznie w dorzeczu Wisły.

Kolejne dwa gatunki, znane z pojedynczych lokalizacji w Odrze, to **piekielnica i piskorz**. Dwa osobniki piekielnicy złowiono na stanowisku Odra – Ciechowice w 2022 r. i jest to prawdopodobnie pierwsze stwierdzenie tego gatunku w Odrze (rys. 6).

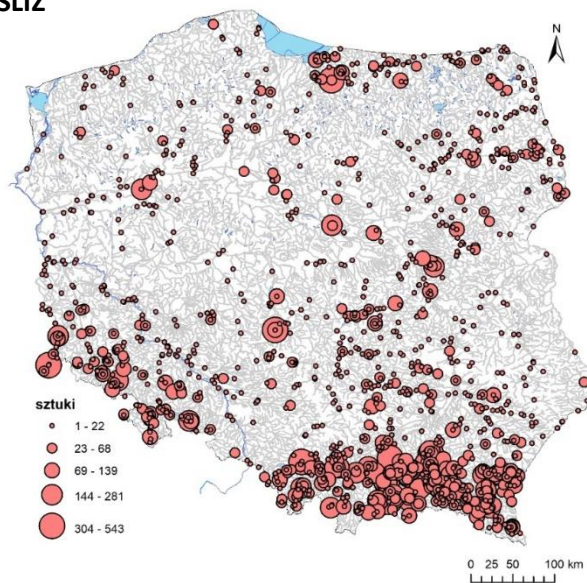
PIEKIENICA



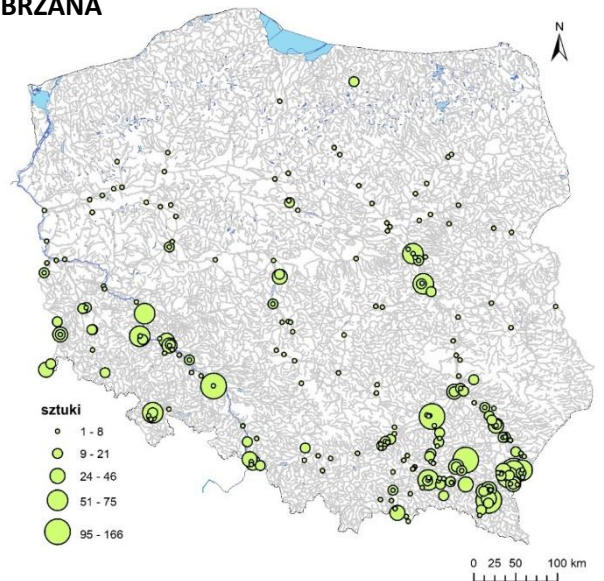
PISKORZ



ŚLIZ

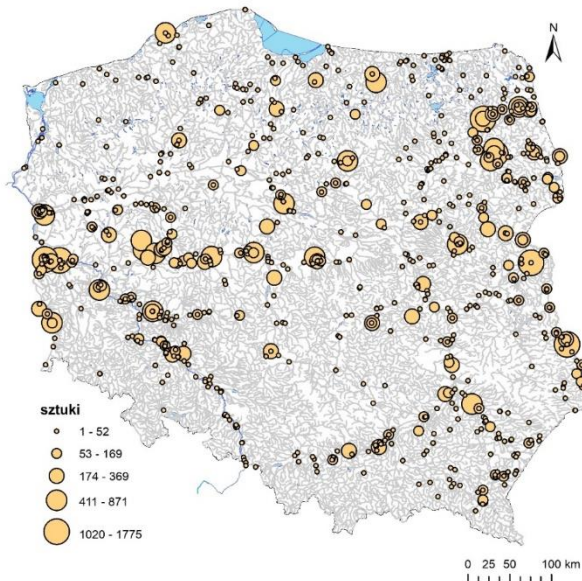


BRZANA

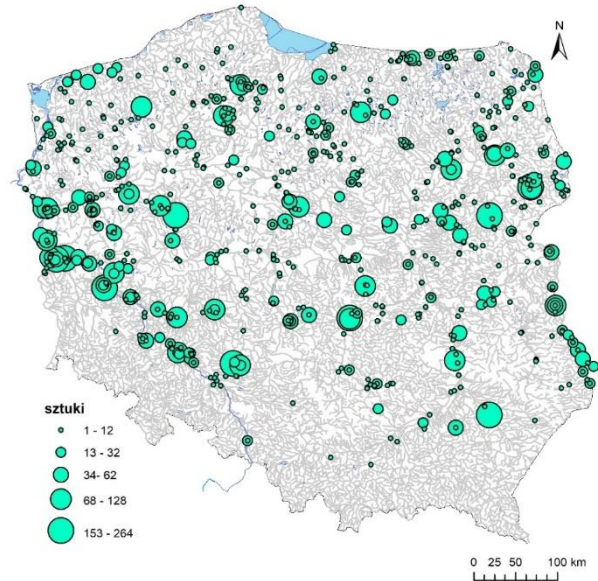


Rys. 6. Występowanie gatunków chronionych ryb w połowach monitoringowych ichtiofauny rzecznej w latach 2011-2022

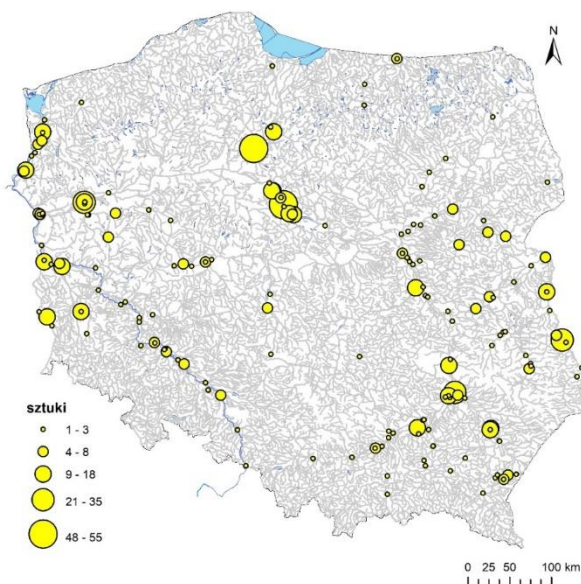
RÓŻANKA



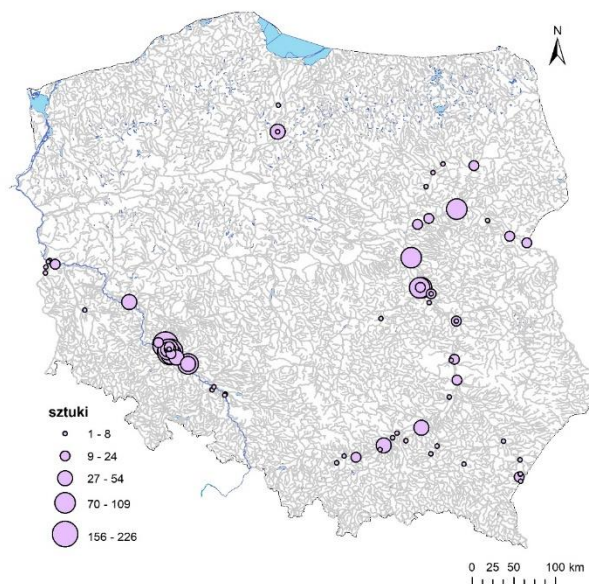
KOZA POSPOLITA



BOLEŃ



KIEŁB BIAŁOPŁETWY



Rys. 6 cd. Występowanie gatunków chronionych ryb w połowach monitoringowych ichtiofauny rzecznej w latach 2011-2022

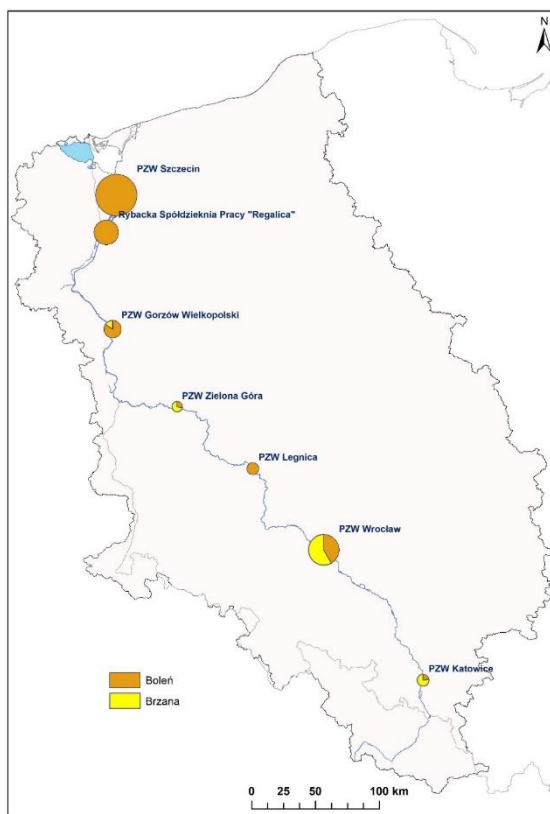
Piskorza w połowach monitoringowych w Odrze stwierdzono dwukrotnie. Pojedyncze osobniki zanotowano na stanowiskach Odra – Wyszaków oraz Odra – Krajnik Dolny, a znaczne jego ilości obserwowano w dopływach Odry. Nielicznie występującym w Odrze gatunkiem jest śliz, który podobnie jak dwa poprzednie gatunki preferuje jako środowisko życia mniejsze rzeki, potoki i strumienie, w których występuje masowo (rys. 6).

Do grupy gatunków o znaczącym udziale, sięgającym od 5,5 do 37,9% liczebności gatunku w połowach monitoringowych w rzekach Polski, należą: brzana, różanka, koza pospolita, boleń oraz kiełb białopłetwy (tab. 9, rys. 6). **Brzana** występowała stosunkowo licznie na odcinku Odry od Chałupek do Chobienia oraz w strefie ujściowej większych dopływów. **Różanka** występowała na całej długości

biegu Odry, szczególnie licznie na odcinku od Nowej Soli do ujścia Nysy Łużyckiej. **Koza pospolita** występowała wzdłuż biegu Odry, od stanowiska powyżej Wrocławia do ujścia do Zalewu Szczecińskiego, szczególnie licznie na odcinku od Nowej Soli do Kostrzyna nad Odrą. **Boleń** występował niezbyt licznie, na całej długości Odry. **Kiełb białopectwy** w połowach monitoringowych występował nierównomiernie na odcinku Odry, od ujścia Małej Panwi do ujścia Nysy Łużyckiej. Szczególnie licznie występował na kilkudziesięciokilometrowym odcinku od Wrocławia do Brzegu Dolnego.

Analizując szkodę w środowisku w zakresie ichtiofauny, trzeba wziąć pod uwagę informacje na temat zarybiania gatunkami chronionymi oraz odłowów. Dane o zarybieniach, w tym boleniem i brzańą w latach 2017-2021 pochodziły od użytkowników rybackich. Gatunki te objęte są gospodarką rybacką w zakresie zarybień i odłowów, a także poddawane eksploatacji wędkarskiej. Zarówno boleń, jak i brzana, stanowią naturalny element ichtiofauny Odry, gdzie znajdują siedliska tarłowe i żerowiskowe.

Zarybiania powyższymi gatunkami przeprowadzano narybkiem jesiennym. Dawki zarybieniowe wahały się średnio od 1 tys. do 55 tys. szt. narybku bolenia i od 1 570 do 17 640 szt. narybku brzany. Największe zarybiania boleniem prowadzone były w dolnym odcinku Odry przez Okręg PZW Szczecin i Rybacką Spółdzielnię Pracy „Regalica” w Gryfinie (rys. 7).



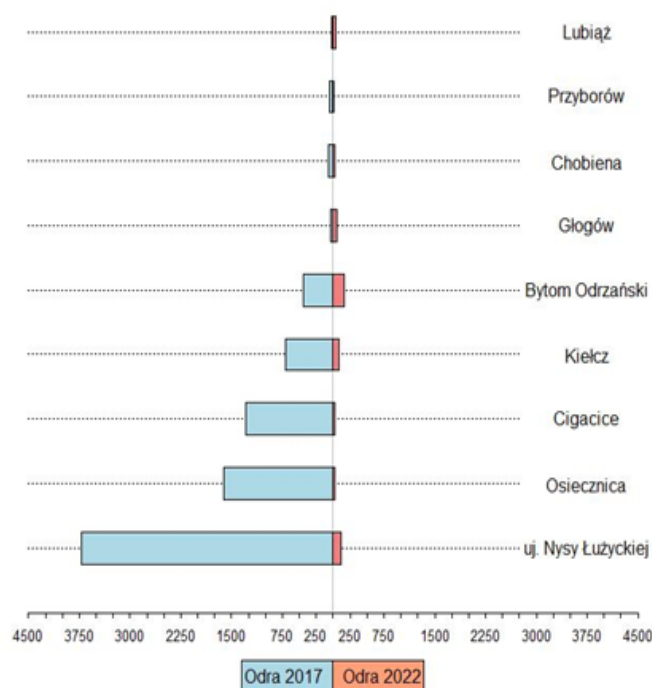
Rys. 7. Miejsca zarybień Odry narybkiem bolenia i brzany przez użytkowników rybackich

Znacznymi ilościami bolenia i brzany zarybiał również Okręg PZW Wrocław. Pozostali użytkownicy zarybiali rzekę mniejszymi ilościami. Biorąc pod uwagę fakt, że obydwa gatunki tworzą stabilną populację, nie należy traktować ich priorytetowo.

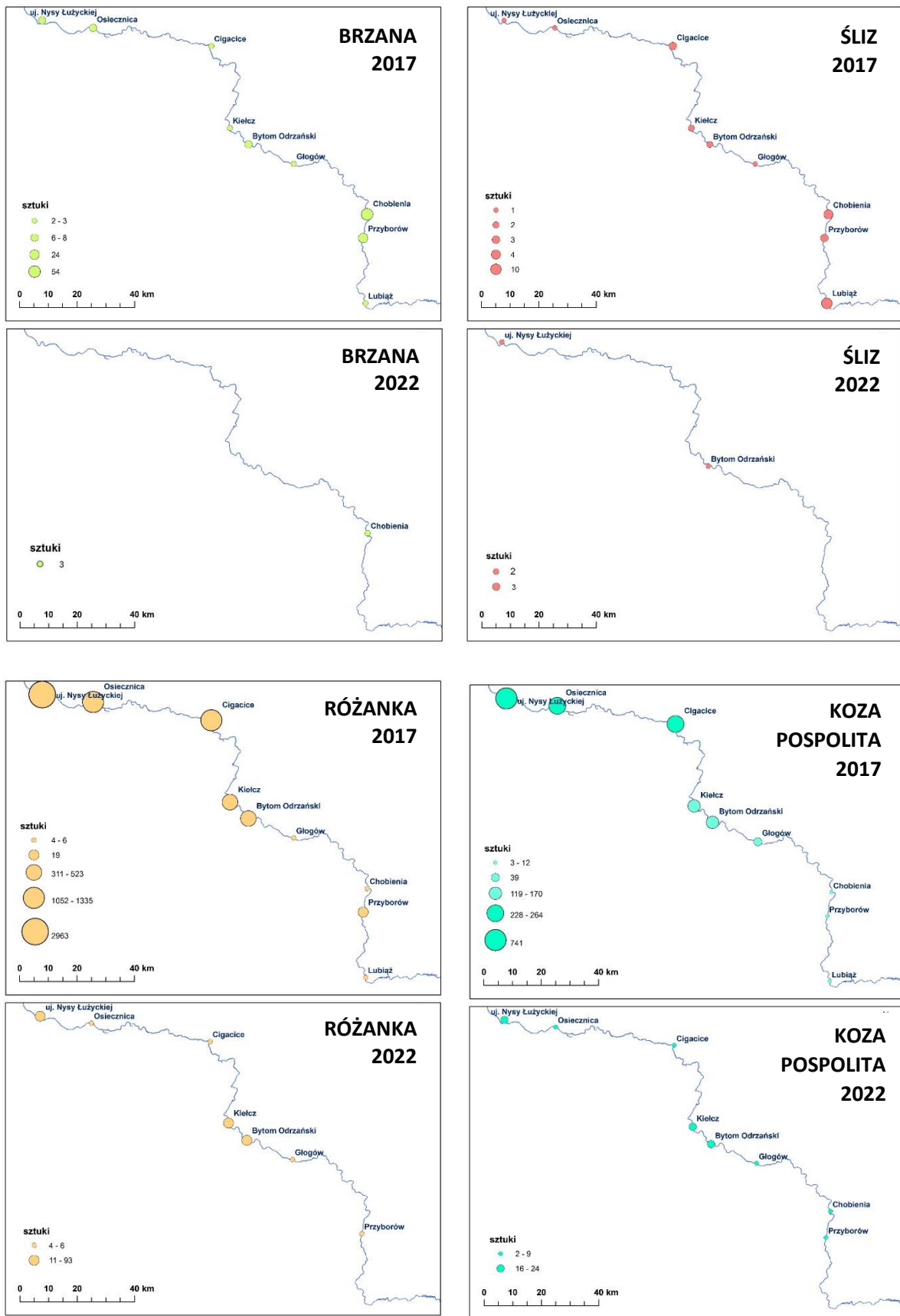
Bazując na danych uzyskanych od użytkowników rybackich, dotyczących pozyskania ryb w 2021 r., można stwierdzić, iż gatunki chronione nie są poławiane, z wyjątkiem brzany i bolenia, przy czym w gospodarczych odłowach wykazano 80 kg bolenia i 0 kg brzany natomiast w odłowach amatorskich 1316 kg bolenia i 1588 kg brzany. Oznacza to, że boleń i brzana mają znaczenie głównie w połowach wędkarskich. Należy również zwrócić uwagę na dysproporcje między wędkarstwem i rybactwem, czyli znacznie wyższe wędkarskie pozyskiwanie ryb objętych ochroną w sieci Natura 2000.

Ocena strat gatunków chronionych na stanowiskach badawczych w 2017 i 2022

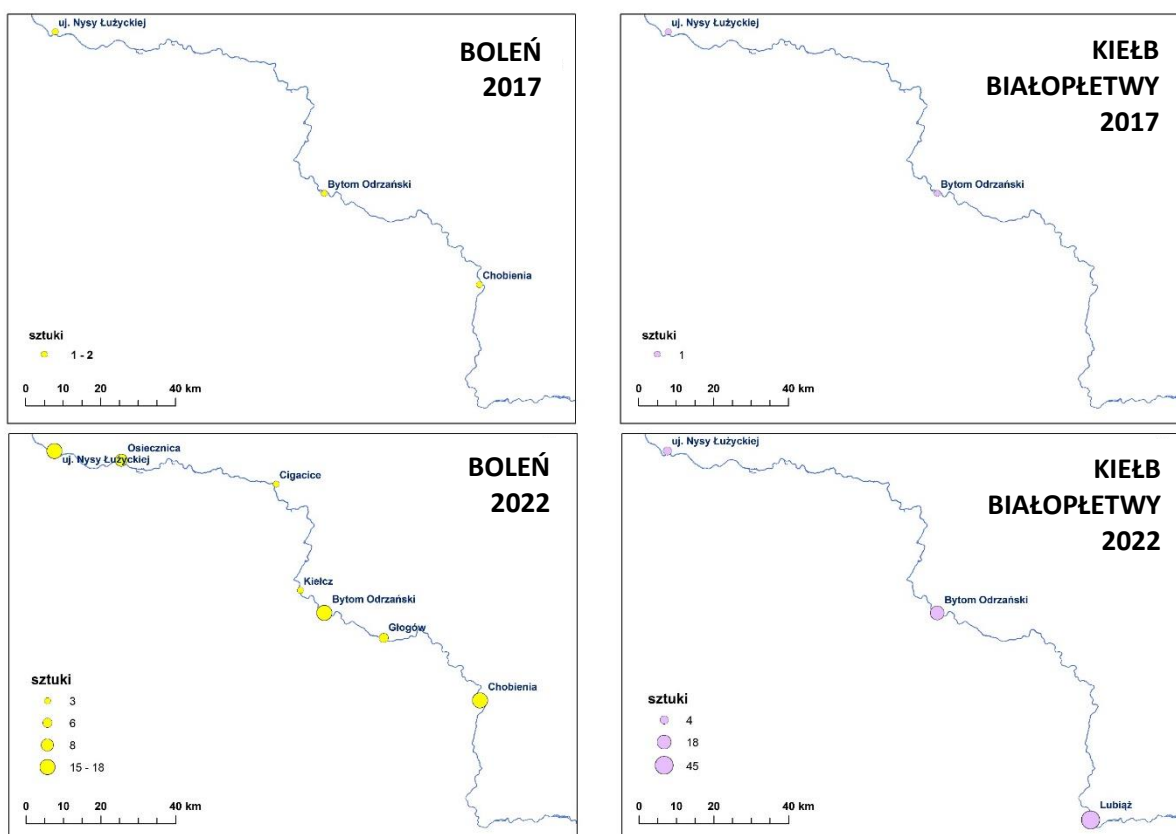
Analizując wyniki badań ichtiofauny na 9 stanowiskach badawczych na odcinku Odry Swobodnie Płynącej, największe zmiany liczebności na poszczególnych stanowiskach dotknęły gatunków chronionych. Tylko na stanowisku Lubiąż liczba osobników gatunków chronionych wzrosła, a na stanowisku Głogów utrzymała się na niezmiennym poziomie. Na stanowiskach poniżej Głogowa (najliczniejszych w gatunki chronione) liczba osobników gatunków chronionych zmniejszyła się kilkakrotnie (rys. 8, 9).



Rys. 8. Porównanie ogólnej liczby ryb oraz liczby osobników gatunków chronionych złowionych na 9 stanowiskach badawczych w środkowym biegu Odry w 2017 i 2022 r.



Rys. 9. Porównanie liczby osobników poszczególnych gatunków chronionych złowionych na stanowiskach badawczych w środkowym biegu Odry w 2017 i 2022 r.



Rys. 9 cd. Porównanie liczby osobników poszczególnych gatunków chronionych złowionych na stanowiskach badawczych w środkowym biegu Odry w 2017 i 2022 r.

Brzana i śliza, poławianych w 2017 r. na wszystkich dziewięciu stanowiskach, w 2022 r. odnotowano jedynie w pojedynczych połowach (rys. 9). Występowanie różanki i kozy pospolitej także zmniejszyło się o jedno stanowisko. Liczebności tych gatunków drastycznie zmniejszyły się, szczególnie na stanowiskach od Bytomia Odrzańskiego do ujścia Nisy Łużyckiej. W przypadku pozostałych dwóch gatunków, tj. bolenia i kiełbia białopłetwego, zanotowano większą ich liczebność i większą częstość występowania w połowach w 2022 r. (rys. 9). Dotyczy to szczególnie bolenia, którego złowiono w 2017 r. na trzech stanowiskach (pojedyncze sztuki), a w 2022 r. na siedmiu, w liczebności od 3 do 18 szt. w połowie.

Podsumowując, w odłowach na odcinku Odry Swobodnie Płynącej, w porównywanych latach znacznie obniżył się udział procentowy gatunków ryb objętych ochroną. W 2017 r. wyniósł on 65,7% wszystkich złowionych osobników, natomiast w 2022 r. tylko 9%. Jest to spadek o 86%.

Na podstawie połowów monitoringowych ichtiofauny rzecznej Odry, połowów badawczych i pomiarze śniętych ryb, stwierdzono występowanie 10 gatunków ryb objętych ochroną gatunkową oraz umieszczonych w załącznikach Dyrektywy Siedliskowej. Występujący w rejonie Szczecina **jesiotr ostrosony** (stwierdzony tylko w pomiarze śniętych ryb) pochodzi z zarybień mających na celu przywrócenie gatunku oraz z hodowli sadzowej w rejonie Gryfina. Występowanie **piekielnicy**, **kozy złotawej**, **piskorza** oraz **śliza** znane jest z pojedynczych stanowisk. Naturalne populacje **bolenia** i **brzany** (gatunków z załączników Dyrektywy Siedliskowej) wspierane są zarybieniami prowadzonymi

przez rybackich użytkowników, ale jednocześnie poddane eksploatacji wędkarskiej (oba gatunki) i rybackiej (boleń, jako przyłów). **Kiełb białopłetwy** licznie występuje w Środkowej Odrze (od Wrocławia do Brzegu Dolnego), a według literatury także w Dolnej Odrze. **Różanka i koza pospolita** masowo występują w Środkowej Odrze. Te dwa gatunki doznały największych ubytków liczebności w wyniku katastrofy ekologicznej w sierpniu 2022 r. Preferowanym siedliskiem tych gatunków są obszary płytkiej i wolno płynącej wody wzdłuż linii brzegowej, przestrzeni międzyostrogowych oraz starorzeczy połączonych z głównym nurtem rzeki. Ze względu na ukształtowanie i geometrię tych obszarów jest mało prawdopodobne, aby w trakcie katastrofy osobnikom różanki i kozy pospolitej udało się przemieścić do bezpiecznych miejsc, jak cieki uchodzące do Odry. Oba gatunki nie należą do sprawnych pływaków i prowadzą raczej osiadły tryb życia. Charakterystyczny sposób ucieczki - ukrywanie wśród roślinności różanki oraz zagrzebywanie w podłożu kozy pospolitej - mógł okazać się nieprzydatny w zaistniałej sytuacji i ryby znalazły się w pułapce.

W elektropołowach, przeprowadzonych w 2017 r. na dziewięciu stanowiskach, odnotowano obecność pięciu gatunków chronionych. Dominowała różanka, przy dużym udziale kozy pospolitej. Nielicznie występowały śliz, kiełb białopłetwy oraz koza złotawa. W 2022 r. na tych samych stanowiskach zanotowano wyraźny spadek liczebności gatunków chronionych oraz **nie zaobserwowano kozy złotawej. Zagęszczenie różanki spadło o 98% (z 7872 do 183 szt./ha), kozy pospolitej o 97% (z 1999 do 55 szt./ha), brzany o 99% (z 139 do 2 szt./ha), natomiast śliza o 91% (z 34 do 3 szt./ha). Interesujący jest nieznaczny wzrost liczebności kiełbia białopłetwego z 3 do 42 szt./ha i bolenia z 6 do 44 szt./ha.**

Z danych monitoringu ichtiofauny rzecznej wynika, że różanka i koza pospolita złowione w Odrze stanowiły odpowiednio 7,2 i 10,1% całkowitej liczby złowionych osobników tych gatunków. Tylko na odcinku ich masowego występowania w Odrze, od Kiełcza (Nowa Sól) do Kostrzyna nad Odrą udział tych gatunków wynosił odpowiednio 5,7 i 8,2%. Także wyniki połowów badawczych, przeprowadzonych w 2017 r. na stanowiskach od Bytomia Odrzańskiego do ujścia Nysy Łużyckiej, potwierdzają masowe występowanie różanki oraz kozy pospolitej na tym odcinku Odry.

Przekładając wielkości strat z odcinków kontrolnych Odry Swobodnie Płynącej na skalę krajową, należy przyjąć, że skoro w obszarze największego zagęszczenia różanki i kozy, reprezentującym odpowiednio 6 i 8% populacji Polski, straty wynoszą odpowiednio 98 i 97%. Dla różanki jest to przynajmniej 5%, a dla kozy 8%. Gdyby przełożyć to na populację całej Odry to wartości te zbliżają się do 7 i 10%.

Ocena ubytku w gatunkach chronionych na podstawie zebranych martwych osobników, nie jest dzisiaj możliwa. Lepsze przygotowanie do akcji zbierania śniętych ryb przez odpowiednie służby poprawiłoby jakość danych i przyczyniłoby się do trafniejszego określania składu populacji. Wymaga to jednak nie tylko zorganizowania właściwych służb i procedur, ale także stworzenia systemu wczesnego wykrywania zagrożeń. Zainstalowanie urządzeń pomiarowych monitorujących jakość wody w systemie ciągłym w newralgicznych miejscach dałoby możliwość szybkiego reagowania na zatrucia.

UBYTEK GATUNKÓW CHRONIONYCH MIĘCZAKÓW W WYNIKU KATASTROFY

Analizę występowania chronionych gatunków mięczaków przeprowadzono na podstawie prób zebranych od sierpnia do listopada 2022 r. W sierpniu przeprowadzono wizję terenową w miejscach obserwowanej masowej śmiertelności mięczaków, gdzie określono stan zachowania mięczaków w rzece i jej bocznych kanałach. Po ustaniu masowej śmiertelności mięczaków, we wrześniu i listopadzie, przeprowadzono metodyczny pobór makrobezkręgowców bentosowych na 12 stanowiskach zlokalizowanych wzdłuż biegu Odry (rys. 10, tab. 10).

Tabela 10. Współrzędne geograficzne miejsc poboru prób do badań mięczaków w 2022 r.

Lp.	Stanowisko	Szerokość geograficzna	Długość geograficzna
1.	Odra, Dzierzgowice	50.227853	18.265028
2.	Odra, Zdieszowice	50.411813	18.107486
3.	Odra, Lubiąż	51.274152	16.443787
4.	Odra, Cigacice	52.029723	15.611883
5.	Odra, Urad	52.251958	14.699748
6.	Odra, Świecko	52.305292	14.585603
7.	Odra, Górzycza	52.495062	14.636986
8.	Odra, Szumiłowo	52.623202	14.57039
9.	Odra, Ognica	53.055338	14.349968
10.	Odra Zachodnia, Waliszewo	53.338960	14.496469
11.	Kanał Klucki	53.344293	14.554689
12.	Kanał Odyńca	53.380606	14.537795

Materiał pobrano z dna rzeki za pomocą drugi bentosowej, z różnych siedlisk. Próby były płukane na sicie bentosowym o oku 0,5 mm oraz sprawdzane na kuwecie pod kątem występowania przedstawicieli gatunków objętych ochroną prawną. Jeżeli takie gatunki stwierdzono, ich obecność w próbce była odnotowana, a organizmy zwrócone do środowiska. Na podstawie stanu zachowania określono czy zebrane osobniki były żywe, czy martwe. Pozostała część próbki była utrwalana 96% alkoholem etylowym tak, aby jego stężenie w utrwalonej próbce wynosiło 75%.



Rys. 10. Lokalizacja stanowisk poboru prób mięczaków wzdłuż biegu Odry w 2022 r.

Zgromadzone materiały poddano analizie laboratoryjnej w Zakładzie Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód IRŚ-PIB. Analiza laboratoryjna polegała na określeniu przynależności gatunkowej i pomiarach zebranych osobników. Uzyskane wyniki porównano z danymi zebranymi na tych samych stanowiskach w 2017 roku (Adamczyk i in. 2017).

Porównano wyniki dotyczące występowania chronionych mięczaków w Odrze na odcinku od stopnia wodnego Malczyce do Nysy Łużyckiej.

Badania wykonane w 2022 r. wykazały dużą zmienność fauny bentosowej, ze względu na charakter antropogeniczny. Regulacja rzeki przyczyniła się do ujednoczenia siedlisk, zaniku płyczn i miejsc porośniętych makrofitami. W zbadanych próbach dużą liczebność osiągnęły gatunki obce – ślimaki *Potamopyrgus antipodarum* oraz azjatyckie małże z rodzaju *Corbicula*, a także *Dreissena polymorpha*. W środkowym i dolnym biegu rzeki zanotowano wysoką śmiertelność mięczaków, przy czym w czasie poboru prób w środkowym biegu rzeki znajdowano głównie muszle racicznicy przytwierdzone do podłoża, muszle małych małży zagrzebane w piasku oraz muszle ślimaków w strefie litoralnej, a w dolnym biegu zniezione z prądem muszle dużych małży z rodzajów *Unio* i *Anodonta*.

Przegląd literatury naukowej, danych monitoringowych oraz innych doniesień wskazuje, że w analizowanym odcinku Odry potencjalnie może występować siedem gatunków mięczaków podlegających ścisłej lub częściowej ochronie gatunkowej. Stwierdzono tutaj dwa gatunki słodkowodnych ślimaków oraz pięć gatunków małży.

Zatoczek łamliwy (*Anisus vorticulus*) stwierdzany wcześniej na obszarze Międzyodrza (Dolna Odra), nie był notowany w trakcie badań przeprowadzonych w 2022 r.

Zawójka rzeczna (*Borysthenia naticina*) notowana była wcześniej w Odrze (sześć osobników) w dwóch próbach pobranych w okolicy Głogowa (Piechocki i Szlauer-Łukaszewska 2013), niestwierdzona w 2022 r.

Gałęczka żeberkowana (*Sphaerium solidum*) w Odrze była podawana w środkowym i dolnym odcinku, a także w jeziorze Dąbie, Zalewie Szczecińskim i Stępnicy (Piechocki 1989, Piotrowski 1999, Raczyńska i in. 2014). Obecnie gatunek ten prawdopodobnie wymarł na stanowiskach w środkowej Odrze, a stosunkowo liczne populacje zachowały się w Zalewie Szczecińskim i Stępnicy (Dyduch-Falniowska i Zajac 2004, Raczyńska i in. 2014). Gałęczka żeberkowana nie została stwierdzona w czasie badań przeprowadzonych w 2017 oraz 2022 r.

Gałęczka rzeczna (*Sphaerium rivicola*) w zlewni Odry występowała na wielu stanowiskach (Piechocki 1989, Piechocki i Szlauer-Łukaszewska 2013), w tym na sześciu spośród dziewięciu stanowisk analizowanych w 2017 r. (Adamczyk i in. 2017). W 2022 r. gałęczka rzeczna razem z gałęczką rogową (*Sphaerium corneum*) występowały na wszystkich analizowanych stanowiskach. W Odrze na stanowiskach do ujścia Nysy Łużyckiej występowała niezbyt licznie, a wśród muszli stwierdzono także żywe osobniki (0-90%). W listopadzie odnotowano zmniejszenie zagęszczenia gałęczki rzecznej oraz spadek udziału osobników żywych (0-50%). Zagęszczenie nie przekraczało 2 osobn./10 m². W dolnej Odrze gałęczka rzeczna występowała bardzo nielicznie, a w próbach dominowały osobniki martwe. Ich udział stanowił 90-95%. Podanie dokładnej wielkości polskiej populacji gałęczki rzecznej nie jest obecnie możliwe. Dawniej gatunek ten był dość często

spotykany na niżu, lecz w niezbyt dużych zagęszczeniach. Dotychczas gałeczkę rzeczną odnotowano na kilkudziesięciu stanowiskach. Pod koniec lat 80. była uznawana za liczną i pospolitą w dużych rzekach nizinnych (Piechocki 1989). Obecnie występuje na wielu stanowiskach (Jakubik i Lewandowski 2013, Piechocki i Szlauer-Łukaszewska 2013, Raczyńska i in. 2014, Adamczyk i in. 2017), chociaż wyraźny jest jej zanik w wielu wcześniej zasiedlonych miejscach (Piechocki 1989, Lewandowski 2004). Gałeczka rzeczna ma duże zapotrzebowanie na tlen i jest bardzo wrażliwa na zanieczyszczenie wody (Piechocki i Dyduch-Falniowska 1993). Straty tego gatunku, wyrażone udziałem osobników martwych, w skali Odry wahały się od 50 do 95%.

Skójką gruboskorupowa (*Unio crassus*). Występowanie tego gatunku w Odrze było odnotowane w kilku zbiorczych opracowaniach i mapach zasięgu (Glöer i Meier-Brook 1998, Schöll i in. 2003), jednak wcześniejsze badania nie wykazały jej z Odry (Piechocki i Szlauer-Łukaszewska 2013, Adamczyk i in. 2017). Również w trakcie badań wykonanych w 2022 r. nie stwierdzono skójki gruboskorupowej.

Szczeżuja spłaszczona (*Pseudanodonta complanata*). Podobnie jak w przypadku skójki gruboskorupowej występowanie tego gatunku szczeżui w Odrze było odnotowane w kilku zbiorczych opracowaniach i mapach zasięgu (Glöer i Meier-Brook 1998, Schöll i in. 2003). Badania przeprowadzone w 2017 r. wykazały szczeżuję spłaszczoną na siedmiu spośród dziewięciu stanowisk (Adamczyk i in. 2017), gdzie występowała w zagęszczeniach od 1 do 11 osobn./10 m² na stanowiskach: Przyborów, Chobienia, Bytom Odrzański, Kiełcz, Cigacice, Osiecznica, Ujście Nysy Łużyckiej. Badania przeprowadzone w 2022 r. nie wykazały występowania tego gatunku w Odrze.

Szczeżuja wielka (*Anodonta cygnea*) odnotowana była w Odrze (Schöll i in. 2003), jak też w jeziorze Dąbie (Chojnacki i in. 2011). W trakcie badań przeprowadzonych w 2017 roku gatunek został odnotowany w bardzo niskim zagęszczeniu (1-2 osobn./10 m²), z frekwencją 44% na analizowanych stanowiskach. W sierpniu 2022 r. skorupy szczeżui wielkiej znajdowano wśród licznych małży (głównie *A. anatina* oraz *U. pictorum*), nanoszonych z nurtem Odry. Wszystkie osobniki były martwe. Następne badania, wykonane we wrześniu i listopadzie, wykazały występowanie szczeżui wielkiej na stanowisku poniżej ujścia Warty (Szumiłowo). Wszystkie zebrane osobniki *A. cygnea* były martwe. Podanie dokładnej wielkości polskiej populacji *A. cygnea* nie jest obecnie możliwe. Dawniej gatunek występował często i w dużych zagęszczeniach. Obecnie w Polsce jest to gatunek rzadki, ponieważ wiele jego znanych stanowisk przestało istnieć. W środkowej i dolnej Odrze występowała na pojedynczych stanowiskach (Piechocki i Szlauer-Łukaszewska 2013, Adamczyk i in. 2017). W dalszym ciągu zasiedla jeziora północnej Polski. Efektem katastrofy ekologicznej w Odrze były bardzo duże straty tego gatunku, jednak biorąc pod uwagę zasięg jej występowania, prawdopodobnie nie przekraczały 1% populacji w skali kraju.

Zagęszczenie małży na analizowanych odcinkach rzeki wynosiło nieco powyżej 1 osobn./m². Niskie zagęszczenie i nieliczne występowanie gatunków chronionych jest konsekwencją wieloletnich zanieczyszczeń i przekształceń hydromorfologicznych koryta Odry. Ze względu na silną erozję wgłębną wyraźnie zaznacza się brak odpowiednich siedlisk dla mięczaków, tj. płytkie, rozległe zastoiska

z roślinnością zanurzoną. Katastrofa ekologiczna uwidoczniła się bardzo dużą śmiertelnością mięczaków, szczególnie wyraźną w środkowym i dolnym biegu Odry.

Przekształcenie koryta Odry oraz jej wieloletnie zanieczyszczenie doprowadziły do obniżenia liczebności lub wyginięcia omawianych gatunków w Odrze. Przed katastrofą ekologiczną tylko gałeczkę żeberkowaną, gałeczkę rzeczną i szczeżuję wielką można uznać za nieliczne lub lokalnie liczne w środkowym i dolnym odcinku Odry. Gałeczka żeberkowana występowała licznie w Zalewie Szczecińskim, jednak na tym obszarze nie odnotowano wyraźnych oznak zatrucia i deficytów tlenu, dlatego nie prowadzono tam badań mięczaków. W przypadku gałeczki rzecznej i szczeżui wielkiej ich populacje bardzo ucierpiały w wyniku katastrofy ekologicznej, chociaż ich populacje w Odrze były nieznaczające w skali kraju.

Efekt zanieczyszczenia wody w Odrze był masowy rozwój *Prymnesium parvum*, wydzielanie przez nie toksyn oraz deficyty tlenu. W efekcie tych czynników nastąpiły masowe śnięcia mięczaków, w tym małży z rodziny skójkowatych. Niskie liczebności małży z rodzajów *Unio* i *Anodonta* oraz bardzo duże straty spowodowane zatruciem i deficytem tlenu w Odrze przekładają się na drastyczne ograniczenie potencjału rozrodczego ryby różanki (*Rhodeus amarus*), gatunku wykorzystującego małże z rodziny skójkowatych w procesie rozrodu. Różanka jest gatunkiem podlegającym ochronie częściowej oraz wymienionym w załączniku II dyrektywy siedliskowej. Spośród krajowych ryb jest jedynym gatunkiem, który należy do ostrakofilnej grupy rozrodczej, dlatego jej występowanie jest bezwzględnie uzależnione od obecności małży z rodziny skójkowatych. Sezon rozrodczy różanek rozpoczyna się w końcu kwietnia i trwa do początku lipca. W czasie rozrodu samce różanek bronią niedużych terytoriów z kilkoma małżami. Samice różanek za pomocą pokładetka składają ikrę do jamy skrzelowej małży, najczęściej skójek lub szczeżui. Zapłodnienie jaj i rozwój larw odbywa się we wnętrzu małża. Drastyczny spadek zagęszczenia małży jest bardzo dużym zagrożeniem dla populacji różanki w Odrze. Należy spodziewać się, że straty populacji różanki bezpośrednio spowodowane zatruciem ichtiotoksynami oraz deficytem tlenu, będą potęgowane zmniejszeniem potencjału reprodukcyjnego i odczuwalne w perspektywie kilku pokoleń tego gatunku.

Piśmiennictwo

Adamczyk M., Buras P., Bogacka-Kapusta E., Suska K., 2017. Wykonanie kompleksowej analizy stanu ichtiofauny i makrobezkregowców oraz ich siedlisk na odcinku Odry Swobodnie Płynącej – od Stopnia Wodnego Malczyce do ujścia Nysy Łużyckiej. Instytut Rybactwa Śródlądowego, maszynopis, s. 73.

Błachuta J., Kusznierz J., 1995. Odra jako korytarz ekologiczny – analiza ichtiofaunistyczna. W: Jankowski W., Świerkosz K. (red.), Korytarz ekologiczny doliny Odry. Stan – Funkcjonowanie – Zagrożenia, Fundacja IUCN Poland, Warszawa: 97-111.

Chojnacki J.C., Rosińska B., Rudkiewicz J., Smoła M., 2011. Biometrics of the swan mussel *Anodonta cygnea*. Pol. J. Environ. Stud. 20(1): 225-230.

- Dyduch-Falniowska A., Zając K., 2004. *Sphaerium solidum* (Normand, 1844). Gałeczka żeberkowana. Polska Czerwona Księga Zwierząt. Bezkręgowce.
- Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz.U. L 206 z 22.7.1992).
- Glöer P., Meier-Brook C., 1998. *Süsswassermollusken*. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung.
- Głowaciński Z., 2022. Czerwona lista kręgowców Polski – wersja uaktualniona (okres 1 i 2 dekady XXI w.). *Chr. Przyr. Ojczystą* 78(2): 28-67.
- Jakubik B., Lewandowski K., 2013. Malacofauna in oxbow lakes of the Bug River within the Nadbużański Landscape Park. *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego* 10: 132-142.
- Kwak T. J., Peterson J. T., 2007. Community indices, parameters, and comparisons. W: C. S. Guy i M. L. Brown (red.), *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Lewandowski K., 2004. Mięczaki (Mollusca) w dorzeczach Wisły i Odry. *Biul. Monitoringu Przyr.* 5: 5-9.
- Matthews W.J., 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman and Hall, New York, s. 756.
- Neja Z., 2011. *Charakterystyka ichtiofauny i rybactwa w wodach Międzyodrza*. Wyd. Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego w Szczecinie, s. 198.
- Piechocki A., 1989. The Sphaeridae of Poland (Bivalvia, Eulamellibranchiata). *Annales Zoologici* 42: 249-320.
- Piechocki A., Dysuch-Falniowska A., 1993. Mięczaki (Mollusca). Małże (Bivalvia). *Fauna słodkowodna Polski*, 7A, PWN, Warszawa.
- Piechocki A., Szlauer-Łukaszewska A., 2013. Molluscs of the middle and lower Odra: the role of the river in the expansion of alien species in Poland. *Folia Malacologica* 21: 73-86. <https://doi.org/10.12657/folmal.021.008>
- Piotrowski S., 1999. Analiza jakościowo-ilościowa mięczaków słodkowodnych z obszaru Rostki Odrzańskiej i Domiąży (estuarium Odry). *Prz. Geol.* 47(2): 168-170.
- PN-EN 14011: 2006. Jakość wody. Pobieranie próbek ryb z zastosowaniem elektryczności.
- Prus P., Adamczyk M., 2020. Ryby w rzekach. W: Kolada A. (red.), *Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, GIOŚ, Warszawa: 175-217.
- Prus P., Wiśniewolski W., Adamczyk M. (red.), 2016. *Przewodnik metodyczny do monitoringu ichtiofauny w rzekach*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, GIOŚ, Warszawa, s. 92
- Raczyńska M., Chojnacki J. C., Hałupka M., 2014. Mollusc species protected in Poland and threatened in Europe recorded in Stepnica River (NW Poland). *J. Ecol. Eng.* 15(4), 7-11. <https://doi.org/10.12911/22998993.1125452>
- Raczyński M., Kaźmierczak A., Keszka S., Spieczyński D., Zimnicka-Pluskota M., 2013. Wyniki monitoringu w 2013 r. dla wybranych gatunków ryb w przyrodniczym obszarze Doliny Dolnej Odry

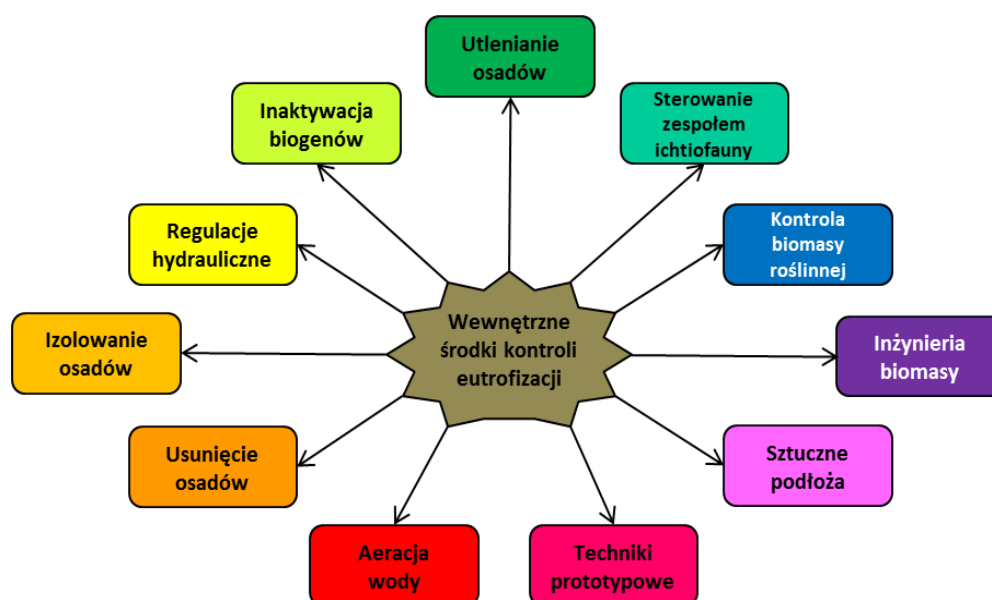
- w województwie zachodniopomorskim oraz kraju związkowym Brandenburgia. Biuro Konserwacji Przyrody s.c., Szczecin, s. 112 . (maszynopis).
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 12 listopada 2001 r. w sprawie połowu ryb oraz warunków chowu, hodowli i połowu innych organizmów żyjących w wodzie (Dz.U. 2018 poz. 2003).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. 2016 poz. 2183).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. z 2016 r. poz. 1187).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260).
- Schöll F., Błachuta J., Soldán P., 2003. Makrozoobentos Odry 1998-2001. Międzynarodowa Komisja Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem, Wrocław.
- Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. 2007 Nr 75 poz. 493 z późn. zm.).
- Wolda H., 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* 50: 296-302. <https://doi.org/10.1007/BF00344966>
- Zieleniewski W., 2008. Minogi i ryby. W: Jerzak L. (red.), *Opracowanie ekofizjograficzne województwa lubuskiego*. Urząd Marszałkowski Województwa Lubuskiego, Zielona Góra, 113-151.

IX. TECHNICZNE SPOSOBY NEUTRALIZACJI ŻŁOTEJ ALGI (*PRYMNESIUM PARVUM*)

Rozdział przygotowany przez Tomasza Heese

Nadmierna żyzność wód powierzchniowych, zarówno słodkich, jak i morskich, prowadzi do znanych i dobrze w literaturze opisanych zjawisk eutrofizacji (Kajak 1979; Pikuła i Heese 2015), które skutkują zaburzeniami w funkcjonowaniu ekosystemu i gwałtownym wzrostem fitoplanktonu. Najbardziej spektakularne opisy dotyczą zakwitów sinic, których biomasa i wytwarzane przez nie toksyny zagrażają ekosystemom i możliwości wykorzystania takich zeutrofizowanych wód na potrzeby gospodarcze człowieka (np. woda pitna, tereny rekreacji itp.). Zakwity innych gatunków glonów z grup takich jak bruzdnice czy haptofity, w tym *Prymnesium parvum*, generują podobne efekty i równie wysokie straty gospodarcze.

Wśród metod kontroli eutrofizacji można wyróżnić dwie główne grupy działań: zewnętrzne i wewnętrzne sposoby kontroli eutrofizacji. Metody zewnętrzne należy traktować jako najważniejsze i gwarantujące stopniową poprawę jakości wód powierzchniowych. Niekiedy jednak ich zastosowanie jest bardzo trudne i kosztowne. Wówczas poprawę jakości wód w skali lokalnej można osiągnąć, wykorzystując bogatą paletę wewnętrznych sposobów kontroli eutrofizacji (Pikuła i Heese 2015). Dziś dysponujemy szeroką ofertą technik rekultywacji (rys. 1). Oczywiście generalną zasadą jest, by techniki wewnętrznej kontroli eutrofizacji realizować po uzyskaniu zdecydowanego ograniczenia ładunków zewnętrznych docierających do danego zbiornika (Dunalska 2019).



Rys. 1. Wybrane metody wewnętrznej kontroli eutrofizacji (za Pikuła i Heese 2015)

Na podstawie przeglądu literatury i stosowanych technik ograniczających negatywne skutki masowych zakwitów *Prymnesium parvum* można zaproponować połączone techniki wykorzystywane w **inaktywacji biogenów, izolacji osadów i inżynierii biomasy**. Polskie doświadczenia w zwalczaniu

nadmiernych zakwitów fitoplanktonu i ograniczaniu negatywnych skutków eutrofizacji, które proponuje się wykorzystać w walce z zagrożeniami niesionymi przez masowe zakwity *P. parvum* pochodzą z dwóch zrealizowanych projektów.

Jednym z nich było **zastosowanie glinki bentonitowej wzbogaconej lantanem na Jeziorze Gołdap** (Heese i in., 2016) celem ograniczenia zakwitów fitoplanktonu i negatywnych skutków nadmiernej eutrofizacji. Projekt został zrealizowany w latach 2017 -2019. Zastosowano 300 ton glinki bentonitowej wzbogaconej lantanem (preparat o nazwie handlowej Phoslock®) z dawką 2 ton na hektar powierzchni jeziora. Aplikacja została poprowadzona ze specjalnej platformy i preparat został podany na powierzchnię jako zawiesina wymieszana z wodą jeziorną (rys. 2). Aplikacje wykonano w dwóch partiach po 150 ton, późną jesienią i wiosną. Zastosowanie preparatu miało wpływ na przebudowę fitoplanktonu i ograniczenie masowych zakwitów sinic oraz na zablokowanie fosforu w osadach ograniczając zasilenie wewnętrzne. Jezioro przywrócono do pełnienia usług ekosystemowych w obszarze Uzdrowiska Gołdap.



Rys. 2. Glinka bentonitowa modyfikowana lantanem w ilości 300 ton zmagazynowana nad brzegiem Jeziora Gołdap (lewy panel) oraz specjalistyczny sprzęt pływający do aplikacji tego preparatu

Preparat glinki bentonitowej wzbogaconej lantanem jest w centrum zainteresowań zarówno badań, jak i aplikacji celem rekultywacji zbiorników wodnych (Meis i in., 2012; Spears i in., 2013; Moos i in., 2014; Spears i in., 2016; Zhang i in., 2021; Funes i in., 2021; Zeller i in., 2021). Niezależnie od pewnych sygnałów o szkodliwości lantanu (Solecki, 2022), preparat Phoslock® ma pozytywne opinie dotyczące toksyczności (Afsar, Groves 2009). W pracy Behetsa i współautorów (2020) udowodniono brak negatywnego wpływu tego preparatu, stosowanego w technologii wody, na organizmy testowe (w tym przypadku na ssaki).

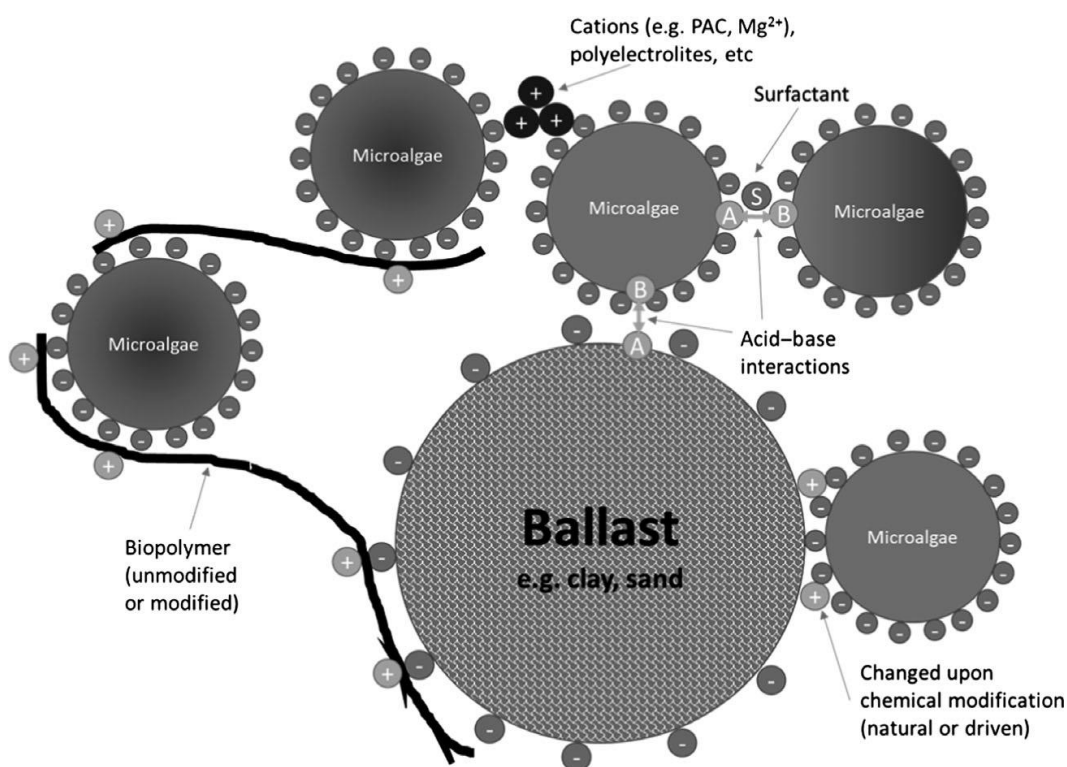
Kolejną metodą ograniczającą nadmierny rozwój glonów dla wód silnie obciążonych materia organiczną, pochodząca z zanieczyszczeń z przemysłu spożywczego i drzewnego, było **zastosowanie technik probiotechnologicznych** wykorzystujących tzw. efektywne mikroorganizmy (EM). Metodę tę zastosowano dla Jeziora Skiertąg k. Morąga (Heese i in., 2019). Preparat mikrobiologiczny został skomponowany z kilkunastu szczepów bakterii, prowadzących różnorodne procesy biochemiczne. Preparat w postaci niewielki dawek po 150-200 g rozprowadzano równomiernie po zbiorniku w okresie około 6 miesięcy. Część dawek preparatu zawierała w swoim składzie aktywny

tlen i była tak skomponowana, aby szybko opadać na dno przed rozpuszczeniem. Celem zabiegu było przyspieszenie procesu rozkładu nadmiaru materii organicznej, zalegającej na dnie i powodującej okresowe deficyty tlenu w warstwie naddennej. Przed rozpoczęciem zabiegu rekultywacji Jezioro Skiertąg k. Morąga charakteryzowało się masowymi zakwitami sinic, co całkowicie wykluczało turystyczne użytkowanie zbiornika (rys. 3). Efektem zainicjowanych procesów samooczyszczania było ograniczenie masowego wzrostu sinic oraz odbudowanie strefy litoralu stopniowo kolonizowanego przez makrofity zanurzone (ryc. 3).



Rys. 3. Masowe zakwity sinic na Jeziorze Skiertąg k. Morąga przed bioremediacją mikrobiologiczną - lato 2019 (lewy panel) oraz strefa przybrzeżna jeziora po zabiegu bioremediacji - lato 2020 (prawy panel)

Doświadczenia zagraniczne w zwalczaniu negatywnych skutków zakwitów *P. parvum* zazwyczaj dotyczą obiektów hodowli ryb, gdyż straty w tym przypadku mają poważny wymiar gospodarczy. Przy czym w sytuacji wystąpienia toksycznego zakwitów glonów w morzu, ochrona ryb w sadzach w praktyce jest niemożliwa. Najwięcej doświadczeń ze zwalczaniem zakwitów *P. parvum* wykonano z zastosowaniem różnego typu minerałów ilastych (Sengco i in., 2005; Seger et al., 2015; Gallardo-Rodríguez i in., 2018), przy czym najczęściej pozytywnych opinii zyskuje glina bentonitowa z dodatkiem lantanu. Skuteczność tego preparatu jest związana z podaniem w postaci zawiesiny z wodą. Zaproponowano też szereg nowych propozycji np. łączenia gliny bentonitowej z polielektrolitami i biopolimerami (rys. 4; za Gallardo-Rodríguez i in., 2018). W pracy Gallardo-Rodríguez i współautorów (2018) szczegółowo opisano wpływ na ekosystem zastosowanych do zwalczania *P. parvum*, materiałów ilastych czy metod biologicznej kontroli z wykorzystaniem drapieżnych pierwotniaków, bakteryjnych pasożytów glonów czy wirusów. Nowe technologie walki z zakwitami *P. parvum* i ograniczeniem zabójczego wpływu ich toksyn na ryby i inne hydrobionty nadal są poszukiwane.



Rys. 4. Mechanizm flokulacji mikroalg z zastosowaniem materiałów elastycznych, polielektrolitów i biopolimerów (z publikacji o strategiach kontroli masowych zakwitów - według Gallardo-Rodríguez i in., 2018)

Podsumowanie

Zjawiskom związanym z masowym pojawem różnych grup organizmów towarzyszą zmiany w środowisku, a przyczyny mogą mieć charakter naturalny lub są indukowane działalnością człowieka. Eutrofizacja wód i zmiany klimatu są źródłem obserwowanych negatywnych skutków w funkcjonowaniu ekosystemów. Wzrostowi zasobności w pierwiastki biogenne towarzyszy nadmierny rozwój organizmów autotroficznych. Dziś obserwujemy wyraźny wpływ, niebezpiecznych zakwitów glonów (tzw. HABs -Harmful Algal Blooms), na zdrowie człowieka, rozwój usług ekosystemowych i rybactwa.

W literaturze światowej opisane są różne metody kontroli szkodliwych zakwitów glonów (HABs). Jednym z obszerniejszych opracowań jest praca Gallardo-Rodríguez i innych (2018), w której opisano szereg metod ograniczania negatywnego wpływu zakwitów fitoplanktonu od metod fizycznych, chemicznych, metod łączących obie technik fizykochemicznych, po metody biologiczne z wykorzystaniem patogenów i pasożytów glonów. Sporo uwagi w tej publikacji poświęcono metodom z wykorzystaniem materiałów elastycznych i ich modyfikacjom. W obszernej publikacji Segera i innych (2015) opisano na podstawie technik laboratoryjnych możliwości wykorzystania różnego typu "glinek", wskazując na wpływ, w różnym stopniu, tych materiałów na ograniczenie liczebności haptofitu *Prymnesium parvum* i produkowanych przez nie toksyn prymnezyn.

Obserwacje masowych zakwitów *P. parvum* w różnych ekosystemach, od słodkowodnych, estuaryjnych po morskie, są łączone z potencjałem wytwarzania przez ten gatunek toksyn - prymnezyn. Mimo badań haptofitów od ponad 50 lat wiedza nad biologią tych gatunków i ich toksycznością jest ciągle niewystarczająca (Johansson and Granéli 1999; Sopanen i in., 2008; Umphres i in., 2013; Demertzioglou i in., 2022; Caron i in., 2023). Jednym z widocznych objawów masowego występowania zakwitów *P. parvum* jest kolor wody opisywany jako złotobrazowy oraz sztywna piana utrzymująca się na powierzchni wody (Sallenave 2018). Obserwacje na Kanale Gliwickim odpowiadają zjawisku obserwowanemu w Teksasie (rys. 5).



Rys. 5. Zakwitom *Prymnesium parvum* towarzyszy charakterystyczna piana (za Sallenave 2018, fotografia dzięki uprzejmości Texas Parks and Wildlife Department © 2006, Joan Glass, TPWD – lewy panel) obserwowana także na Kanale Gliwickim, w komorze śluzu Dzierżno (jesień 2022 r. – prawy panel)

Walka z toksycznymi haptofitami jest niezwykle trudna. Organizmy te wykazują szereg adaptacji ekologicznych, pozwalających na wykorzystanie różnych źródeł zasobów pokarmowych, ograniczając rozwój konkurentów. Miksotroficzny sposób odżywiania sprawia, że organizmy te są doskonale przystosowane do warunków środowiska generowanego przez człowieka i jego działalności gospodarczej. Czynniki abiotyczne, takie jak temperatura, zasolenie, stosunek N:P czy światło mają bardzo istotny wpływ na produkcję toksyn i miksotrofię. Kolejne to czynniki biotyczne i realizowany przez haptofit *P. parvum* rodzaj współżycia z bakteriami pozostając z nimi w dość ścisłej zależności zwanej mutualizmem (Granéli i in., 2012).

Utrzymanie środowiska wodnego w naturalnej równowadze, bogatej bioróżnorodności zespołów zwierzęcych i roślinnych oraz utrzymaniu zależności N:P w granicach optymalnych tj. 16:1 może dać gwarancję powrotu do warunków, jakimi opisujemy dziś stan/potencjał ekologiczny wód jako przynajmniej dobry (cel środowiskowy RDW UE). Haptofit *P. parvum* jest intensywnie badany praktycznie od ponad 50 lat (Zipar i in., 1972). Już wtedy rozważano wpływ światła i limitowanego fosforu na intensywność produkowanych toksyn (Zipora i in., 1972). Od początku badania tych groźnych organizmów (Johansson i Granéli, 1999) trwają prace nad wpływem stosunku dwóch najważniejszych biogenów N:P na intensywność produkcji biologicznej organizmu tworzącego tak zwane niebezpieczne zakwitki glonów (HABs). W przypadku drobnoustrojów występowania nie jest

ograniczone dyspersją, ale to warunki środowiskowe decydują o składzie populacji (Hambricht i in., 2015).

Zaproponowanie przy dzisiejszym stanie wiedzy konkretnej metody ograniczenia negatywnych skutków gradacji haptofitu *P. parvum* w warunkach wód odrzańskich jest praktycznie niemożliwe. Niezbędne jest wykonanie eksperymentów z zastosowaniem różnorodnych technik w skali mesokosmu (mesocosms). Eksperyment taki jest planowany do przeprowadzenia na Kanale Gliwickim wiosną 2023 r.

Piśmiennictwo

- Afsar A., Groves S., 2009. Eco-toxicity Assessment of Phoslock®. PWS Report Number: TR 022/09 Phoslock Water Solutions Limited Global Head Office 3/81 Frenchs Forest Road Frenchs Forest, NSW 2086, Australia, s. 32.
- Behets G.J., Mubiana K.V., Lamberts L., Finsterle K., Traill N., Blust R., D'Haese P.C., 2020. Use of lanthanum for water treatment A matter of concern? Chemosphere 239: 124780. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124780>
- Caron D.A., Lie A.A.Y., Buckowski T., Turner J., Frabotta K., 2023. The effect of pH and salinity on the toxicity and growth of the Golden Alga, *Prymnesium parvum*. Protist 174: 125927. <https://doi.org/10.1016/j.protis.2022.125927>
- Demertzioglou M., Genitsaris S., Mazaris A. D., Kyparissis A., Voutsas D., Kozari A., Ar Kormas K., Stefanidou N., Katsiapi M., Michaloudi E., Moustaka-Gouni M., 2022. A catastrophic change in a european protected wetland: From harmful phytoplankton blooms to fish and bird kill. Environ. Pollut. 312: 120038. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120038>
- Dunalska J. A., 2019. Rekultywacja jezior- teoria i praktyka. Wyd. PAN, Komitet Inżynierii Środowiska, Mon. Nr 148, Warszawa, str. 132.
- Funes A., Álvarez-Manzaneda I., del Arco A., de Vicente J., de Vicente I., 2021. Evaluating the effect of CFH-12® and Phoslock® on phosphorus dynamics during anoxia and resuspension in shallow eutrophic lakes. Environ. Pollut. 269: 116093. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116093>
- Gallardo-Rodríguez J. J., Astuya-Villalón A., Llanos-Rivera A., Avello-Fontalba V., Ulloa-Jofré V., 2018. A critical review on control methods for harmful algal blooms. Rev. Aquac.: 1-24. <https://doi.org/10.1111/raq.12251>
- Granéli E., Edvardsen B., Roelke D. L., Hagström J. A., 2012. The ecophysiology and bloom dynamics of *Prymnesium* spp. Harmful Algae 14: 260-270. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.024>
- Hambricht K. D., Beyer J. E., Easton J. D., Zamor R. M., Easton A. C., Halliday-Schult T. C., 2015. The niche of an invasive marine microbe in a subtropical freshwater impoundment. The ISME Journal 9: 256-264. <https://doi.org/10.1038/ismej.2014.103>
- Heese T., Szelągowska M., Pikuła K., 2016. Operat wodnoprawny dla inwestycji "Rekultywacja jeziora Gołdap w miejscowości Gołdap (gm. miejsko-wiejska Gołdap, powiat Gołdapski, działka nr ew. 4 obręb Gołdap1)" na wprowadzenie do wód powierzchniowych substancji hamujących rozwój glonów. Inwestor - Gmina Gołdap, s. 40 + załączniki i mapy (maszynopis).
- Heese T., Pikuła K., Wilczak A., 2019. Operat wodnoprawny dla inwestycji "Ochrona bioróżnorodności Jeziora Skiertąg poprzez bioremediację mikrobiologiczną (Gmina Morąg, Powiat Ostródzki, obręb 1 Morąg, działka nr ew. 231/1" celem zastosowania metody probiotechnologicznej polegającej na

wprowadzenie do wód preparatu mikrobiologicznego celem stymulowania naturalnych procesów samooczyszczania zdegradowanego ekosystemu Jeziora Skierniewickiego. Inwestor: Gmina Morąg, s. 29 + tabele i mapy (maszynopis).

- Johansson N., Granéli E., 1999. Influence of different nutrient conditions on cell density, chemical composition and toxicity of *Prymnesium parvum* (Haptophyta) in semi-continuous cultures. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 239: 243-258. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00048-9](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00048-9)
- Kajak Z., 1979. Eutrofizacja jezior. Wyd. PWN, Warszawa.
- Kolada A., (red.), 2022. Wstępny Raport zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze. Instytut Ochrony Środowiska -Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, s. 260.
- Meis S., Spears B. M., Maberly S. C., O'Malley M. B., Perkins R. G., 2012. Sediment amendment with Phoslock® in Clatto Reservoir (Dundee, UK): Investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus Fractionation. *J. Environ. Manage.* 93: 185-193. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.015>
- Moos M.T., Taffs K.H., Longstaff B. J., Ginn B. K., 2014. Establishing ecological reference conditions and tracking post-application effectiveness of lanthanum-saturated bentonite clay (Phoslock®) for reducing phosphorus in aquatic systems: An applied paleolimnological approach. *J. Environ. Manage.* 141: 77-85. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.038>
- Pikuła K., Heese T., 2015. Metody rekultywacji jezior W: Ławniczak A.E. (red.), Sposoby ochrony i rekultywacji jezior poznańskich. Bogucki Wydaw. Nauk., Poznań: 101-107.
- Sallenave R., 2018. Toxic Golden Algae (*Prymnesium parvum*). *aces.nmsu.edu/pubs - Cooperative Extension Service - Circuklar 647*, s. 8.
- Seger A., Dorantes-Aranda J. J., Müller M. N., Body A., Peristyy A., Place A. R., Gyu Park T., Hallegraeff G., 2015. Mitigating Fish-Killing *Prymnesium parvum* Algal Blooms in Aquaculture Ponds with Clay: The Importance of pH and Clay Type. *J. Mar. Sci. Eng.* 3: 154-174. <https://doi.org/10.3390/jmse3020154>
- Sengco M. R., Hagström J. A., Granéli E., Anderson D. M., 2005. Removal of *Prymnesium parvum* (Haptophyceae) and its toxins using clay minerals. *Harmful Algae* 4: 261-274. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2004.05.001>
- Solecki A., 2022. Zakwity glonów w świetle dotychczasowych badań. W: A. Kolada (red.), Wstępny Raport zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze. Materiały: Instytut Ochrony Środowiska -Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, s. 133-251.
- Sopanen S., Koski M., Uronen P., Kuuppo P., Lehtinen S., Legrand C., Tamminen T., 2008. *Prymnesium parvum* exotoxins affect the grazing and viability of the calanoid copepod *Eurytemora affinis*. *Mar. Eco.l Prog. Ser.* 361: 191-202. <https://doi.org/10.3354/meps07374>
- Spears B. M., Lürling M., Yasseri S., Castro-Castellon A. T., Gibbs M., Meis S., McDonald C., McIntosh J., Sleep D., Van Oosterhout F., 2013. Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: An analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water Res.* 47: 5930-5942. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.016>
- Spears B. M., Mackay E. B., Yasseri S., Gunn I. D.M., Waters K. E., Andrews C., Cole S., De Ville M., Kelly A., Meis S., Moore A. L., Nürnberg G. K., van Oosterhout F., Pitt Jo-A., Madgwick G., Woods H. J., Lürling M., 2016. A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock®). *Water Res.* 97: 111-121. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.020>

- Umphres IV G. D., Roelke D. L., Netherland M. D., 2013. The potential algaecide flumioxazin has little effect on growth, survival and feed conversion of the bluegill sunfish *Lepomis macrochirus*. *Aquaculture* 380-383: 80-83. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.11.035>
- Zeller M.A., Alperin M J., 2021. The efficacy of Phoslock® in reducing internal phosphate loading varies with bottom water oxygenation. *Water Res.* X 11: 100095. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100095>
- Zhang X., Zhen W., Jensen H. S., Reitzel K., Jeppesen E., Liu Z., 2021. The combined effects of macrophytes (*Vallisneria denseserrulata*) and a lanthanum-modified bentonite on water quality of shallow eutrophic lakes: A mesocosm study. *Environ. Pollut.* 277: 116720. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116720>
- Zipora D., Ulitzur S., Shilo M., 1972. Influence of Light and Phosphate on Toxin Production and Growth of *Prymnesium parvum*. *Journal of General Microbiology* 70, 199-207. <https://doi.org/10.1099/00221287-70-2-199>

X. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Podsumowanie analizy warunków fizykochemicznych wód

Wyniki badań parametrów jakości wód, prowadzonych przez GIOŚ w związku z katastrofą ekologiczną w górnym biegu Odry w 2022 r. nie wykazały w zakresie analizowanych wskaźników zasolenia zasadniczych odchyień od wartości obserwowanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w wieloletnim okresie 1992-2022. Zarówno w okresie badań inspekcyjnych w 2022 r., jak i wieloletnich badań monitoringowych charakterystyczne są duże wahania stężeń analizowanych wskaźników zasolenia, co związane jest zarówno z charakterem zrzutów zasolonych wód dołowych, jak również z warunkami hydrologicznymi.

Z pewnością na stężenia substancji występujących w wodach Odry wpływ mają warunki pogodowe (np. występowanie nawałnych deszczy w górnym biegu rzeki), czy też zmiany klimatu i związane z tym długo utrzymujące się wysokie temperatury oraz niski stan wód, co szczególnie jest widoczne w dolnym odcinku Odry, który cechuje się dodatkowo dużym wpływem oddziaływania zasolonych wód Zalewu Szczecińskiego.

W odniesieniu do zmian jakości wody w estuarium Odry w sierpniu 2022 r. obserwowane były skutki intensywnego zakwitów glonów, który miał miejsce w górnym odcinku rzeki. Na śnięcie ryb w dolnym biegu Odry wpływ miało wtórne zanieczyszczenie wody oraz wysoka temperatura wody, co skutkowało niedostateczną zawartością tlenu w wodach rzecznych. Wody Odry odprowadzane są do Zalewu Szczecińskiego poprzez jezioro Dąbie oraz Roztokę Odrzańską. Na objętych badaniem stanowiskach Zalewu Szczecińskiego nie zaobserwowano znaczących zmian wartości dla badanych wskaźników.

Skumulowanie czynników, takich jak dostępność biogenów, wysoka temperatura wody, spowolniony przepływ, długotrwanie utrzymujący się brak opadów, skutkujący niskimi stanami wód oraz podwyższona przewodność, mogą stanowić czynniki potencjalnie inicjujące pojawienie się masowych zakwitów glonów, w tym w szczególności *Prymnesium parvum*. Biorąc pod uwagę rzekę Odrę, należy traktować ją jako continuum, w którym pojawienie się określonego czynnika w górnym biegu rzeki może skutkować skumulowaną reakcją w jej dalszym biegu.

Można przypuszczać, że przy zaistnieniu podobnych czynników może w przyszłości dojść do podobnych sytuacji masowych zakwitów.

Dane gromadzone w ramach pmś pozwoliły na odniesienie notowanych wartości badanych parametrów do danych z lat wcześniejszych oraz analizę trendów zmian. Dane pmś analizowane w zestawianiu z danymi innych służb, jak IMGW-PIB, IRS-PIB lub zdjęciami satelitarnymi badanego obszaru pozwalają uzyskać szerszy kontekst w interpretacji wyników badań.

W ramach pmś regularnie prowadzone są badania fitoplanktonu rzeczno-lądowego w jcwpc wyznaczonych na Odrze. Na podstawie fitoplanktonu można ocenić żyzność wód rzeki na skutek presji związanej z nadmiernym dopływem biogenów. Ponieważ celem analizy fitoplanktonu jest określenie stanu i potencjału ekologicznego rzeki w danej jcwpc, nie jest konieczna identyfikacja wszystkich występujących glonów. W próbkach oznaczane są wybrane, wskaźnikowe taksony fitoplanktonu rzeczno-lądowego.

W Odrze w ramach badań pmś obserwowane są regularnie incydenty intensywnego rozwoju biomasy i liczebności organizmów fitoplanktonowych w okresie wiosenno-letnim, którym towarzyszy wzrost stężenia chlorofilu „a”. Do 2022 r. w Odrze nie występowały toksyczne zakwity, przyczyniające się do masowego śniecia ryb i organizmów wodnych. Podczas zakwitów identyfikowano gatunki znane i typowe dla Odry, a mechanizmy, przyczyny i skutki dotychczasowych zakwitów są dobrze poznane. Dominującą grupę organizmów fitoplanktonowych stanowiły okrzemki, a subdominantami były zielenice lub sinice.

Pomimo występowania w latach wcześniejszych warunków sprzyjających zakwitom fitoplanktonu przy podobnych parametrach fizykochemicznych Odry, toksyczny zakwit zaobserwowano dopiero w 2022 r., co może wskazywać, że jego bezpośrednią przyczyną było pojawienie się w składzie fitoplanktonu nowego gatunku, niewystępującego wcześniej w Odrze.

W sierpniu 2022 r. zidentyfikowano w pobranych próbkach gatunek *Prymnesium parvum*. Badania wykonane w styczniu, lutym i marcu 2023 r. potwierdziły w dalszym ciągu obecność w Odrze *Prymnesium parvum*.

Na podstawie badań parametrów fizykochemicznych Odry oraz badań biologicznych, prowadzonych w celu wykrycia obecności i określenia liczebności haptofitów z gatunku *Prymnesium parvum*, w lutym 2023 r. w GIOŚ został opracowany dokument pn. *Procedura monitorowania interwencyjnego prymnesium parvum „złotej algi”*.

Podsumowanie powiązań występowania i liczebności *P. parvum* wobec warunków środowiskowych

Przedstawione analizy potwierdzają wieloczynnikowy charakter wystąpienia zjawiska toksycznego zakwitu *P. parvum* w Odrze latem 2022 r. Liczebność komórek gatunku była istotnie statystycznie skorelowana z większością analizowanych czynników. Z kolei dane literaturowe oraz wyniki przedstawione we *Wstępnym raporcie* wskazują na dodatni związek liczby komórek *P. parvum* z ilością toksyn.

Zasolenie wód z pewnością jest warunkiem występowania *P. parvum* (stwarza warunki siedliskowe dla tego słonolubnego gatunku), ale niekoniecznie czynnikiem wpływającym na jego zakwit. Najwyższe liczebności gatunku stwierdzono w wodach o przewodności w zakresie 3,0-4,5 tys. $\mu\text{S}/\text{cm}$, a przy wyższych wartościach liczebność była zdecydowanie mniejsza. Ponadto, w całym spektrum notowanych wartości przewodności stwierdzano próbki bez obecności *P. parvum*.

Jak w przypadku wszystkich organizmów fitoplanktonowych, na zakwit *P. parvum* z pewnością mają wpływ warunki pokarmowe, w tym stosunek azotu do fosforu ogólnego.

Obiecujący wydaje się kierunek badań z uwzględnieniem podziału na kategorie wód o odmiennej charakterystyce przepływu/czasu retencji wód.

Sytuacja katastrofy z oczywistych względów wymusiła nieregularny sposób lokalizacji i terminów pobierania prób wody na obecność *P. parvum* i uniemożliwiła zaplanowanie przemyślanego, nastawianego na testowanie hipotez eksperymentu terenowego. Regularne zbieranie danych o *P. parvum* z towarzyszącymi danymi fizykochemicznymi w zdefiniowanych lokalizacjach z określoną

częstotliwością rozpoczęło się dopiero jesienią 2022 r., już po katastrofie. Wymagało to w pierwszej kolejności gruntownego przeszkolenia pracowników CLB w zakresie oznaczania taksonomicznego tego gatunku, czemu poświęcone były dedykowane szkolenia.

Przedstawione analizy należy traktować jako wstępne, a zrozumienie zjawiska zakwitów wymaga jeszcze dalszych badań naukowych, w tym eksperymentalnych, których wyniki będą poddane dyskusji i recenzji środowiska naukowego.

Podsumowanie wyników badań Zalewu Szczecińskiego i Zatoki Odrzańskiej

Czynnik, który wywołał masowe śnięcie ryb w Odrze, nie wykazywał toksyczności w stosunku do bakterii i skorupiaków *Thamnocephalus platyurus*.

W trakcie realizacji projektu nie stwierdzono na obszarze Zalewu Szczecińskiego i Rostoki Odrzańskiej masowego śnięcia ryb i małży.

Przeprowadzone badania potwierdziły obecność *Prymnesium parvum* w wodach Zalewu Szczecińskiego i Rostoki Odrzańskiej. Po raz pierwszy jego obecność potwierdzono metodami genetycznymi 23 sierpnia w Rostoce Odrzańskiej, a w próbach fitoplanktonowych badanych metodami mikroskopowymi stwierdzono jego obecność 4 dni później, na dwóch stacjach. W trakcie kolejnych badań obserwowano jego stałą obecność na wszystkich badanych punktach wraz ze stałym zwiększaniem liczebności i biomasy.

Należy zaznaczyć, że tak pod względem liczebności jak i biomasy udział *P. parvum* w ogólnej liczebności i biomacie fitoplanktonu był znikomy i nie przekraczał odpowiednio 3,6% i 4,5%. Tym samym nie ma podstaw do stosowania terminu „zakwit” w odniesieniu do stwierdzonej w tym badaniu obecności *P. parvum* w Zalewie Szczecińskim.

Przeprowadzone badania genetyczne fitoplanktonu charakteryzowały się wyższą czułością niż badania mikroskopowe i pozwoliły na wykrycie szczepów potencjalnie toksycznych; poza trzema przypadkami, potwierdzono obecność szczepów *P. parvum* posiadających geny umożliwiające produkcję prymnezyn.

Naturalne warunki środowiskowe wód akwenów obszaru ujściowego Odry (w tym ich naturalne zasolenie) znajdują się w zakresie optymalnych dla rozwoju *P. parvum*, w szczególności w okresie letnim, co stwarza potencjalne warunki do zwiększania liczebności, aż do wystąpienia zakwitów.

Wysoki poziom obecności szczepów *P. parvum* posiadających geny umożliwiające produkcję prymnezyn niesie ryzyko, że potencjalny zakwit może wydzielać do wody toksyny (prymnezyny) w stężeniach powodujących śmiertelność ryb i innych organizmów wodnych, w szczególności małży.

Z drugiej strony, biocenozy Zalewu Szczecińskiego wykształciły się w specyficznych warunkach środowiskowych wód przejściowych, stąd ewentualny rozwój liczebności *P. parvum*, inaczej niż w naturalnie słodkich wodach rzecznych, może być tu utrudniony w warunkach konkurencji o zasoby biogenów z przystosowanymi do życia w wodach słonawych taksonami fitoplanktonu, oraz presji drapieżniczej ze strony zooplanktonu i licznych filtratorów bentosowych (larwy Chironomidae, a w szczególności liczne, duże kolonie małży z rodzaju Dreissena).

Dynamika zmian warunków środowiskowych Zalewu oraz silna antropopresja w powiązaniu ze splotem warunków atmosferycznych stwarzają jednak realne zagrożenie wystąpienia zakwitów, także toksycznego, *P. parvum* (a także innych, potencjalnie toksycznych glonów) na obszarze Zalewu, a w szczególności na zaznaczających swoją odrębność, częściowo izolowanych akwenach przylegających do głównego basenu Zalewu (np. jeziora: Nowowarpieńskie i Wicko, Zatoka Skoszeńska, a także Rostoka Odrzańska).

Należy także zaznaczyć, że w okresie intensywnych prac pogłębiarskich (w tym usypanie dwóch sztucznych wysp) prowadzonych w latach 2020-22, a związanych z pogłębieniem i poszerzeniem toru wodnego do Szczecina, Zalew był poddany silnej antropopresji i obecnie jest na etapie kształtowania się nowych warunków wynikających także ze zmiany reżimu hydrologicznego (przepływ wód relacji rzeka – zalew – morze). Może to stwarzać warunki do większej podatności na wystąpienie niekorzystnych zjawisk, w tym toksycznych zakwitów.

Monitorowanie bieżącej sytuacji w Zalewie Szczecińskim, oparte na badaniu szerokiego spektrum parametrów toni wodnej oraz biocenoz planktonowych, w szczególności w nadchodzącym sezonie wegetacyjnym, wobec potwierdzonej, obecności *P. parvum* w wodach Zalewu jest konieczne.

Podsumowanie badań stanu ichtiofauny i mięczaków

Jak wskazują wyniki oceny potencjału ekologicznego Odry Swobodnie Płynącej przy pomocy wskaźnika IBI, potencjał ekologiczny względem ichtiofauny wszystkich sześciu odcinków wykazujących w 2017 r. klasę dobrą (2), po katastrofie spadł do klasy umiarkowanej (3). Klasa ta nie spełnia wymagań Ramowej Dyrektywy Wodnej. Obejmuje to następujące jednolite części wód:

- Odra od Baryczy do Bobru, PLRW6000121599 (st. Głogów, Bytom Odrzański, Kietcz, Cigacice);
- Odra od Bobru do Nysy Łużyckiej, PLRW6000121739 (st. Osiecznica, ujście Nysy Łużyckiej).

Przed wystąpieniem katastrofy latem 2022 r. Odra na odcinku swobodnie płynącym charakteryzowała się jednym z największych w Polsce zagęszczeniem gatunków ryb chronionych - różanki i kozy pospolitej. Jest także siedliskiem jesiotra ostronosego, którego restytucja jest międzynarodowym celem środowiskowym.

Ogromny stopień utraty gatunków chronionych (kozy pospolitej i różanki) jest spowodowany brakiem dla nich refugium oraz regulacją rzeki zmniejszającą dostępność siedlisk w polach międzyostrogowych, które przy niskim stanie wody są dla tych ryb pułapką.

Określenie ubytku populacji bolenia i brzany są niejednoznaczne ze względu na intensywne zarybienia i presję wędkarską. W przypadku śliza i jesiotra jest to spowodowane małą ilością danych połowowych, umożliwiającymi ustalenie stanu początkowego.

Stworzenie siedlisk refugialnych zwiększy odporność systemu rzeki na zagrożenia spowodowane zanieczyszczeniami i zmianami klimatu.

Rekomendacje

W zakresie rekomendacji, aktualne i w mocy pozostają rekomendacje sformułowane we Wstępnym raporcie... Zespołu, opublikowanym w dniu 30 września 2022 r.

ZAŁĄCZNIK 1

Tabela 1. Wyniki analiz sączków z materiałem pobranym w okresie od 5.09 do 21.09.2022. Pomiar względnego stężenia prymnezyń wykonano metodą LC-MS/MS na podstawie stosunku pików chromatograficznych do objętości sączkowej próbki wody.

Dane próbki					Prymnezyń typu B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺						Suma
l.p.	Data pobrania 2022 r	Symbol IRŚ	Symbol UG	Objętość V [L]	1980/990		1818/909		1656/828		Pik/V
					Pik	Pik/V	Pik	Pik/V	Pik	Pik/v	
1	05.09	Kanał Gliwicki Śluza Rudziewicz	AA1	0.3		0.0	0.5	1.7	4.0	13.3	15.0
2		Odra Kędzierzyn Koźle Zdieszawice	AA2	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
3	06.09	Odra Dzierzgowice	AA3	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
4	07.09	Odra Cigacice	AA4	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
5	07.09	Odra Lubiąż	AA5	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
6	08.09	Warta	AA6	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
7	08.09	Odra Szumiłowo	AA7	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
8	08.09	Odra Górzycza	AA8	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
9	08.09	Odra Ognica	AA9	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
10	20.09	Kanał Gliwicki	CC1	0.3		0.0	0.4	1.3		0.0	1.3
11	21.09	1 Kłód	CC2	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
12	21.09	2 Kłód	CC3	0.3		0.0	0.3	1.0		0.0	1.0
13	21.09	1 Ryb	CC4	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
14	21.09	1 Rud	CC5	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
15	21.09	1 KG	CC6	0.2		0.0	1.0	5.0	2.7	13.5	18.5
16	21.09	2 KG lewy	CC7	0.3		0.0	0.7	2.3	0.9	3.0	5.3
17	21.09	2 KG środek	CC8	0.3		0.0		0.0	2.8	9.3	9.3
18	21.09	2 KG prawy	CC9	0.3		0.0		0.0	3.5	11.7	11.7
19	21.09	3 KG lewy	CC10	0.3	0.8	2.7		0.0	2.0	6.7	9.3
20	21.09	3 KG środek	CC11	0.3	0.3	1.0	0.5	1.7	1.0	3.3	6.0
21	21.09	3 KG prawy	CC12	0.3		0.0		0.0	1.8	6.0	6.0
22	21.09	4 KG lewy	CC13	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
23	21.09	4 KG środek	CC14	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
24	21.09	4 KG prawy	CC15	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
25	21.09	5 KG lewy	CC16	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
26	21.09	5 KG środek	CC17	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
27	21.09	5 KG prawy	CC18	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
28	21.09	6 KG lewy	CC19	0.3		0.0	0.3	1.0	1.4	4.7	5.7
29	21.09	6 KG środek	CC20	0.3		0.0	0.5	1.7	1.5	5.0	6.7
30	21.09	6 KG prawy	CC21	0.3		0.0	0.6	2.0	0.7	2.3	4.3
31	21.09	7 KG lewy	CC22	0.3		0.0	2.0	6.7	2.0	6.7	13.3
32	21.09	7 KG środek	CC23	0.3	0.4	1.3	1.0	3.3	2.2	7.3	12.0
33	21.09	7 KG prawy	CC24	0.3	0.3	1.0	1.1	3.7	1.4	4.7	9.3
34	09.09	1 Sz. SK BP	DD1	0.4		0.0		0.0		0.0	0.0
35	09.09	1.1 Sz SK Nurt	DD2	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
36	09.09	2 Sz W BP	DD3	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
37	09.09	2.1 Sz WN	DD4	0.4		0.0		0.0		0.0	0.0
38	09.09	3 Sz MBP	DD5	0.4		0.0		0.0		0.0	0.0

Dane próbki					Prymnezyny typu B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺						Suma
l.p.	Data pobrania 2022 r	Symbol IRŚ	Symbol UG	Objętość V [L]	1980/990		1818/909		1656/828		Pik/V
					Pik	Pik/V	Pik	Pik/V	Pik	Pik/v	
39	09.09	Sz. MN	DD6	0.4		0.0		0.0		0.0	0.0
40	09.09	4 Sz MCBL	DD7	0.4		0.0		0.0		0.0	0.0
41	09.09	4.1 Sz. MCN	DD8	0.4		0.0		0.0		0.0	0.0
42	09.09	5 Sz RBL	DD9	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
43	09.09	5.1 SzRN	DD10	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
44	09.09	6 Sz JDŚ	DD11	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
45	09.09	6.1 SzJDBL	DD12	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
46	09.09	G2 Środek Mi.11ko	DD13	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
47	09.09	G2 prawy Mi.11ko	DD14	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
48	09.09	G3 środek	DD15	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
49	09.09	G3 prawy	DD16	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
50	09.09	G4 lewy	DD17	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
51	09.09	G4 środek	DD18	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
52	09.09	G5 środek	DD19	0.3		0.0		0.0	0.2	0.7	0.7
53	09.09	G5 prawy	DD20	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
54	09.09	G6 środek	DD21	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
55	09.09	G6 prawy	DD22	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
56	09.09	Lipki lewy	DD23	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
57	09.09	Lipki środek	DD24	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
58	09.09	Lipki prawy	DD25	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
59	09.09	Głógów lewy	DD26	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
60	09.09	Głógów środek	DD27	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
61	09.09	Głógów prawy	DD28	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
62	09.09	Cz 1	DD29	0.3		0.0	2.2	7.3	0.5	1.7	9.0
63	09.09	Cz 2	DD30	0.3	0.1	0.3	0.7	2.3	1.2	4.0	6.7
64	09.09	ZP B	DD31	0.3		0.0	1.6	5.3	3.5	11.7	17.0
65	09.09	ZP środek	DD32	0.3		0.0	0.3	1.0	0.7	2.3	3.3
66	09.09	TJ 1	DD33	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
67	09.09	TJ 2	DD34	0.3		0.0		0.0	2.2	7.3	7.3
68	12.09	OP	DD35	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
69	12.09	O5	DD36	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
70	12.09	OL	DD37	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
71	12.09	B5	DD38	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
72	12.09	B ₈	DD39	0.3		0.0	0.2	0.7		0.0	0.7
73	14.09	1 KG Marina	EE1	0.3	1.6	5.3	2.0	6.7	1.5	5.0	17.0
74	14.09	2 KG lewy	EE2	0.2	1.2	6.0	1.1	5.5	1.1	5.5	17.0
75	14.09	2 KG środek	EE3	0.2	2.0	10.0	1.9	9.5	2.0	10.0	29.5
76	14.09	2 KG prawy	EE4	0.2	0.4	2.0	1.5	7.5	1.5	7.5	17.0
77	14.09	3 KG lewy	EE5	0.2		0.0	2.7	13.5	2.2	11.0	24.5
78	14.09	3 KG środek	EE6	0.2	1.7	8.5	2.5	12.5	2.2	11.0	32.0
79	14.09	3 KG prawy	EE7	0.2	0.4	2.0	2.7	13.5	2.7	13.5	29.0
80	14.09	4 KG lewy	EE8	0.5		0.0	0.6	1.2		0.0	1.2
81	14.09	4 KG środek	EE9	0.5		0.0		0.0		0.0	0.0

Dane próbki					Prymnezyny typu B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺						Suma
l.p.	Data pobrania 2022 r	Symbol IRŚ	Symbol UG	Objętość V [L]	1980/990		1818/909		1656/828		Pik/V
					Pik	Pik/V	Pik	Pik/V	Pik	Pik/v	
82	14.09	4 KG prawy	EE10	0.5		0.0		0.0		0.0	0.0
83	14.09	5 KG lewy	EE11	0.5		0.0		0.0		0.0	0.0
84	14.09	5 KG środek	EE12	0.5		0.0		0.0		0.0	0.0
85	14.09	5 KG prawy	EE13	0.5	0.6	1.2		0.0		0.0	1.2
86	14.09	6 KG lewy	EE14	0.2	1.4	7.0	2.5	12.5		0.0	19.5
87	14.09	6 KG środek	EE15	0.2		0.0	2.6	13.0	1.4	7.0	20.0
88	14.09	6 KG prawy	EE16	0.2	1.5	7.5	2.7	13.5		0.0	21.0
89	14.09	7 KG lewy	EE17	0.3		0.0	2.6	8.7	1.4	4.7	13.3
90	14.09	7 KG środek	EE18	0.3	1.2	4.0	2.5	8.3	1.6	5.3	17.7
91	14.09	7 KG lewy	EE19	0.3		0.0	2.0	6.7	1.7	5.7	12.3
92	14.09	1 Odra lewy	EE20	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
93	14.09	1 Odra środek	EE21	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
94	14.09	1 Odra prawy	EE22	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
95	14.09	1 KLOD	EE23	0.5		0.0		0.0		0.0	0.0
96	14.09	2 KLOD	EE24	0.5		0.0		0.0	0.7	1.4	1.4
97	16.09	O.29 lewy	FF1	0.3		0.0	2.2	7.3	0.9	3.0	10.3
98	16.09	O 29 środek	FF2	0.3		0.0	2.5	8.3	1.5	5.0	13.3
99	16.09	O 29 prawy	FF3	0.3		0.0	0.8	2.7	1.4	4.7	7.3
100	16.09	O 30	FF4	0.4		0.0	1.2	3.0	0.8	2.0	5.0
101	16.09	O 31 lewy	FF5	0.4		0.0		0.0	0.4	1.0	1.0
102	16.09	O 31 środek	FF6	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
103	16.09	O 31 prawy	FF7	0.3		0.0	0.5	1.7	0.8	2.7	4.3
104	16.09	O 32 lewy	FF8	0.3		0.0	1.6	5.3	2.5	8.3	13.7
105	16.09	O 32 środek	FF9	0.2	0.5	2.5	0.8	4.0	1.8	9.0	15.5
106	16.09	O 32 prawy	FF10	0.2		0.0		0.0		0.0	0.0
107	16.09	O 33 lewy	FF11	0.2		0.0	0.9	4.5	0.6	3.0	7.5
108	16.09	O 33środek	FF12	0.2		0.0		0.0	1.8	9.0	9.0
109	16.09	O 33 prawy	FF13	0.2		0.0	2.2	11.0	2.5	12.5	23.5
110	16.09	O 34 lewy	FF14	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
111	16.09	O 34 środek	FF15	0.3	1.2	4.0	4.5	15.0	3.5	11.7	30.7
112	16.09	O 34 prawy	FF16	0.3		0.0	4.5	15.0		0.0	15.0
113	16.09	O 35 lewy	FF17	0.2	0.5	2.5	0.8	4.0	0.6	3.0	9.5
114	16.09	O 35 środek	FF18	0.2		0.0		0.0		0.0	0.0
115	16.09	O 35 prawy	FF19	0.2		0.0		0.0		0.0	0.0
116	16.09	O 36 lewy	FF20	0.2		0.0	0.5	2.5	1.5	7.5	10.0
117	16.09	O 36 środek	FF21	0.2		0.0		0.0		0.0	0.0
118	16.09	O 36 prawy	FF22	0.2		0.0		0.0		0.0	0.0
119	8.09	O 21 lewy	GG1	0.3		0.0	4.0	13.3		0.0	13.3
120	8.09	O 21 środek	GG2	0.3		0.0	2.0	6.7		0.0	6.7
121	8.09	O 21 prawy	GG3	0.3		0.0	0.7	2.3	0.6	2.0	4.3
122	8.09	O 22	GG4	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
123	8.09	O 23 lewy	GG5	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
124	8.09	O 23 środek	GG6	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
125	8.09	O 23 prawy	GG7	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0

Dane próbki					Prymnezyzny typu B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺						Suma
l.p.	Data pobrania 2022 r	Symbol IRŚ	Symbol UG	Objętość V [L]	1980/990		1818/909		1656/828		Pik/V
					Pik	Pik/V	Pik	Pik/V	Pik	Pik/v	
126	8.09	O 24 lewy	GG8	0.3		0.0	2.0	6.7	1.1	3.7	10.3
127	8.09	O 24 środek	GG9	0.2		0.0	2.2	11.0	2.7	13.5	24.5
128	8.09	O 24 prawy	GG10	0.2		0.0	2.5	12.5	2.1	10.5	23.0
129	8.09	O 25 lewy	GG11	0.2		0.0		0.0	0.7	3.5	3.5
130	8.09	O 25 środek	GG12	0.2		0.0		0.0		0.0	0.0
131	8.09	O 25 prawy	GG13	0.2		0.0		0.0		0.0	0.0
132	8.09	O 26 lewy	GG14	0.2		0.0	1.3	6.5		0.0	6.5
133	8.09	O 26 środek	GG15	0.2		0.0	1.0	5.0		0.0	5.0
134	8.09	O 26 prawy	GG16	0.2		0.0	1.2	6.0		0.0	6.0
135	8.09	O 27 lewy	GG17	0.2		0.0	1.3	6.5		0.0	6.5
136	8.09	O 27 środek	GG18	0.2		0.0	0.7	3.5		0.0	3.5
137	8.09	O 27 prawy	GG19	0.2		0.0	0.5	2.5		0.0	2.5
138	8.09	O 28 lewy	GG20	0.2		0.0	0.4	2.0		0.0	2.0
139	8.09	O 28 środek	GG21	0.2		0.0		0.0		0.0	0.0
140	8.09	O 28 prawy	GG22	0.2		0.0	0.9	4.5		0.0	4.5
141	8.09	1 KG	GG23	0.2		0.0	1.8	9.0	2.1	10.5	19.5
142	8.09	2 KG lewy	GG24	0.2		0.0	1.0	5.0		0.0	5.0
143	8.09	2 KG środek	GG25	0.2		0.0		0.0	2.0	10.0	10.0
144	8.09	2 KG prawy	GG26	0.2		0.0		0.0	1.2	6.0	6.0
145	8.09	3 KG lewy	GG27	0.2		0.0		0.0	2.5	12.5	12.5
146	8.09	3 KG środek	GG28	0.2		0.0	5.4	27.0	1.2	6.0	33.0
147	8.09	3 KG prawy	GG29	0.2		0.0	2.2	11.0	1.6	8.0	19.0
148	8.09	4 KG lewy	GG30	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
149	8.09	4 KG środek	GG31	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
150	8.09	4 KG prawy	GG32	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
151	8.09	5 KG lewy	GG33	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
152	8.09	5 KG środek	GG34	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
153	8.09	5 KG prawy	GG35	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
154	8.09	6 KG lewy	GG36	0.3		0.0	1.4	4.7		0.0	4.7
155	8.09	6 KG środek	GG37	0.3		0.0	3.0	10.0	0.6	2.0	12.0
156	8.09	6 KG prawy	GG38	0.3		0.0	0.9	3.0	1.5	5.0	8.0
157	8.09	7 KG lewy	GG39	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
158	8.09	7 KG środek	GG40	0.3		0.0	1.6	5.3		0.0	5.3
159	8.09	7 KG prawy	GG41	0.3		0.0		0.0	0.5	1.7	1.7
160	8.09	1 DD	GG42	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
161	8.09	2 DD	GG43	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
162	8.09	1 KLOD	GG44	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0
163	8.09	2 KLOD	GG45	0.3		0.0		0.0		0.0	0.0

Tabela 2. Względna zawartość prymnezyń w próbkach wody pobranych w okresie od 26.10 do 03.11.2022. Ilość toksyn została wyrażona poprzez stosunek pików chromatograficznego LC-MS/MS do objętości sączonej próbki.

Dane próbki					Prymnezyń typu B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺						Suma
l.p.	Data pobrania 2022 r	Symbol IRŚ	Symbol UG	Objętość V [L]	1980/990		1818/909		1656/828		
					Pik	Pik/V	Pik	Pik/V	Pik	Pik/v	
1	26.10	W1-ś	x1	0,50				0,0		0,0	0,0
2	26.10	W1-b	x2	0,50				0,0		0,0	0,0
3	26.10	W2-ś	x3	0,50				0,0		0,0	0,0
4	26.10	W2-b	x4	0,50				0,0		0,0	0,0
5	26.10	W3-ś	x5	0,30			4,0	13,3	1,8	6,0	19,3
6	26.10	W3-b	x6	0,20			3,7	18,5	1,4	7,0	25,5
7	26.10	W4-ś	x7	0,30				0,0		0,0	0,0
8	26.10	W4-b	x8	0,30				0,0		0,0	0,0
9	26.10	W5	x9	0,50				0,0		0,0	0,0
10	26.10	1 KG	x10	0,10			1,9	19,0	1,7	17,0	36,0
11	26.10	2 KG	x11	0,10			3,9	39,0	3,5	35,0	74,0
12	26.10	3 KG-lewy	x12	0,15			3,0	20,0	1,9	12,7	32,7
13	26.10	3 KG-środek	x13	0,15			4,9	32,7	3,9	26,0	58,7
14	26.10	3 KG-p	x14	0,20			4,5	22,5	2,9	14,5	37,0
15	26.10	4 KG	x15	0,20			4,0	20,0	3,0	15,0	35,0
16	26.10	5 KG-lewy	x16	0,30			3,0	10,0		0,0	10,0
17	26.10	5 KG-środek	x17	0,30				0,0		0,0	0,0
18	26.10	5 KG prawy	x18	0,30			0,5	1,7	0,5	1,7	3,3
19	26.10	6 KG lewy	x19	0,30			1,2	4,0		0,0	4,0
20	26.10	6 KG-środek	x20	0,30			1,1	3,7		0,0	3,7
21	26.10	6 KG prawy	x21	0,30				0,0		0,0	0,0
22	26.10	7 KG	x22	0,30				0,0		0,0	0,0
23	26.10	8 KG lewy	x23	0,20			4,5	22,5	2,5	12,5	35,0
24	26.10	8 KG środek	x24	0,30			5,0	16,7	4,3	14,3	31,0
25	26.10	8 KG prawy	x25	0,30			5,5	18,3	2,7	9,0	27,3
26	26.10	9 KG lewy	x26	0,20			5,0	25,0		0,0	25,0
27	26.10	9 KG środek	x27	0,20			4,8	24,0	3,0	15,0	39,0
28	26.10	9 KG prawy	x28	0,25			4,8	19,2	3,0	12,0	31,2
29	26.10	10 KG lewy	x29	0,15			2,0	13,3	3,0	20,0	33,3
30	26.10	10 KG środek	x30	0,15				0,0		0,0	0,0
31	26.10	10 KG prawy	x31	0,30			3,0	10,0	1,0	3,3	13,3
32	26.10	11 KG lewy	x32	0,30			0,7	2,3	2,5	8,3	10,7
33	26.10	11 KG środek	x33	0,30			1,2	4,0	1,0	3,3	7,3
34	26.10	11 KG prawy	x34	0,30			0,9	3,0	0,7	2,3	5,3
35	26.10	12 KG	x35	0,30			3,0	10,0	1,8	6,0	16,0
36	26.10	13 KG lewy	x36	0,30			3,5	11,7	1,6	5,3	17,0
37	26.10	13 KG środek	x37	0,30			2,5	8,3	1,9	6,3	14,7
38	26.10	13 KG prawy	x38	0,30			2,8	9,3	1,9	6,3	15,7
39	26.10	14 KG lewy	x39	0,30			4,0	13,3	1,6	5,3	18,7

40	26.10	14 KG środek	x40	0,30			6,0	20,0		0,0	20,0
41	26.10	14 KG prawy	x41	0,30			2,2	7,3	2,0	6,7	14,0
42	4.11	G2-śr Miłsko	z1	0,50				0,0		0,0	0,0
43	4.11	G3-śr	z2	0,50				0,0		0,0	0,0
44	4.11	G3 Po	z3	0,50				0,0		0,0	0,0
45	4.11	G5-śr Cigacice	z4	0,50				0,0		0,0	0,0
46	4.11	G5 Po Cigacice Port	z5	0,30			1,6	5,3	0,6	2,0	7,3
47	4.11	1 Sz. SKN	z6	0,30				0,0		0,0	0,0
48	4.11	2 Sz WN	z7	0,30				0,0		0,0	0,0
49	4.11	3 SGN	z8	0,30				0,0		0,0	0,0
50	4.11	4 SzJDŚ	z9	0,30				0,0		0,0	0,0
51	3.11	W5	y1	0,30				0,0		0,0	0,0
52	3.11	W4	y2	0,50				0,0		0,0	0,0
53	3.11	W3	y3	0,50				0,0		0,0	0,0
54	3.11	5 KAT	y4	0,30				0,0		0,0	0,0
55	3.11	4 KAT	y5	0,30				0,0		0,0	0,0
56	3.11	3 KAT	y6	0,30				0,0		0,0	0,0
57	3.11	2 KAT	y7	0,30				0,0		0,0	0,0
58	3.11	1 KAT	y8	0,30				0,0		0,0	0,0
59	3.11	W 2 P	y9	0,50				0,0		0,0	0,0
60	3.11	W 2 Ś	y10	0,50				0,0		0,0	0,0
61	3.11	W 2 L	y11	0,50				0,0		0,0	0,0
62	3.11	W 1 P	y12	0,50				0,0		0,0	0,0
63	3.11	W 1 Ś	y13	0,50				0,0		0,0	0,0
64	3.11	W 1 L	y14	0,50				0,0		0,0	0,0
65	3.11	O 39	y15	0,50				0,0		0,0	0,0
66	3.11	O 38	y16	0,50				0,0		0,0	0,0
67	3.11	O 37	y17	0,50				0,0		0,0	0,0

Tabela 3. Względna zawartość prymnezyń w próbkach wody pobranych w okresie od 27.02 do 20.03.2023. Ilość toksyn została wyrażona poprzez stosunek piku chromatograficznego LC-MS/MS do objętości sączonej próbki.

l.p.	Data pobrania 2023	Symbol	Symbol UG	Miejsce	V [L]	nM		nM	proporcje
						1818.80	1656.70	Suma PRM	% w wodzie
1	27.02		MP1	Marina pomost KG	0.25	24.17	85.60	109.8	
2	27.02		PP1	Pyskowice Piaskowa KG	0.3	18.89	91.61	110.5	
3	02.03		MP2	Marina pomost KG	0.14	21.45	106.40	127.8	20.80%
4	02.03		MP2_W	Marina pomost KG_Woda	0.5	3.46	23.09	26.6	
5	02.03		PP2	Pyskowice Piaskowa KG	0.2	23.24	164.90	188.1	
6	02.03		PP2_W	Pyskowice_Woda	0.25				
7	02.03	W1	W1	Rezerwat Łacha Jelcz	0.44	3.60	21.19	24.8	
8	02.03	W2	W2	Zbiornik Czernica	0.5	13.91	49.86	63.4	
9	02.03	W3	W3	Zbiornik Bajkał	0.5	3.50	3.50	7.0	
10	02.03	W4	W4	Wrocław Osobowice, Kanał powyżej śluzy miejskiej	0.64	10.61	0.86	11.5	
11	02.03	W5	W5	Zalew Prężyce	0.5	0.83	3.62	4.4	
12	06.03		MP3	Marina pomost KG	0.17	16.62	68.70	85.3	37.30%
13	06.03		MP3_W	Marina pomost_Woda	0.5	4.33	27.48	31.8	
14	06.03		PP3	Pyskowice Piaskowa KG	0.45	7.07	39.04	46.1	
15	06.03		PP3_W	Pyskowice_Woda	0.25				
16	06.03		R1	Rudziniec	0.75	0.19	1.10	1.3	
17	09.03		MP4	Marina pomost KG	0.15	12.75	55.75	69.4	222.07%
18	09.03		MP4_W	Marina pomost_Woda	0.25	30.83	123.28	154.1	
19	09.03		PP4	Pyskowice Piaskowa KG	0.3	13.29	73.90	87.8	
20	09.03		PP4_W	Pyskowice_Woda	0.25				
21	09.03		R2	Rudziniec	0.5	0.39	2.69	3.1	
22	13.03		MP5	Marina pomost KG	0.15	10.65	70.80	81.5	387.60%
23	13.03		MP5_W	Marina_Woda	0.25	53.64	262.27	315.9	
24	13.03		PP4	Pyskowice Piaskowa KG	0.3	49.40	249.30	299.5	
25	13.03		PP4_W	Pyskowice_Woda	0.25				
26	13.03		R3	Rudziniec	0.75	14.47	74.86	89.7	
27	16.03		MP6	Marina Pomost KG	0.15	33.98	158.36	193.6	168.88%
28	16.03		MP6_W	Marina_Woda	0.25	55.22	270.90	326.1	
29	16.03		PP6	Pyskowice Piaskowa KG	0.25	37.19	139.77	177.4	
30	16.03		PP6_W	Pyskowice_Woda	0.25				
31	16.03		R4	Rudziniec	0.5	1.09	5.34	6.4	
32	17.03	W1	17.03.W1	Rezerwat Łacha Jelcz	0.3	0.94	5.57	6.5	
33	17.03	W2	17.03.W2	Zbiornik Czernica	0.25	0.72	44.99	45.7	
34	17.03	W3	17.03.W3	Zbiornik Bajkał	0.32	0.02	0.11	0.1	
35	17.03	W4	17.03.W4	Wrocław Osobowice, Kanał powyżej śluzy miejskiej	0.6				
36	17.03	W5	17.03.W5	Zalew Prężyce	0.25	0.08	0.18	0.3	
37	20.03		MP7	Marina pomost KG					

38	20.03		MP7_W	Marina pomost_Woda					
39	20.03		PP7	Pyskowice Piaskowa KG					
40	20.03		PP7_W	Pyskowice_Woda					
41	20.03		R5	Rudziniec					