

WSTĘPNY RAPORT ZESPOŁU DS. SYTUACJI NA RZECE ODRZE



NFOŚiGW



IOŚ-PIB

Institut Ochrony Środowiska
Państwowy Instytut Badawczy

AUTORZY:

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Główny Inspektorat Ochrony Środowiska

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy:

Dawid Biernacik
dr Michał Marosz
prof. dr hab. Mirosław Miętus
Izabela Adrian
Michał Sikora-Le
Franciszek Szumiejko
dr Paweł Przygodzki
Joanna Troska
Magdalena Korcz
Emilia Popielewska-Jaworska
Wioleta Aniśkiewicz

Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy:

dr hab. Agnieszka Kolada, prof. IOŚ-PIB,
dr hab. Agnieszka Pasztaleniec prof. IOŚ-PIB

Politechnika Warszawska:

dr hab. inż. Katarzyna Osińska-Skotak, prof. PW

Państwowy Instytut Weterynaryjny - Państwowy Instytut Badawczy:

prof. dr. hab. Piotr Jedziniak
dr Małgorzata Warenik-Bany
dr Tomasz Kiljanek
dr Maciej Durkalec
prof. dr hab. Krzysztof Niemczuk
prof. dr hab. Michał Reichert
dr Jan Żelazny
dr Marek Matras

Państwowy Instytut Rybactwa Śródlądowego im. S. Sakowicza w Olsztynie:

prof. zw. dr hab. med. wet. Andrzej K. Siwicki
dr wet. Barbara Kazuń
dr inż. Krzysztof Kazuń
dr wet. Karolina Duk
dr Krystyna Kalinowska
dr hab. inż. Agnieszka Napiórkowska-Krzebietke, prof. IRŚ

Główny Inspektorat Weterynarii:

Katarzyna Wawrzak
Anna Romaniak
Marlena Wabik
Agnieszka Rządkowska
Iwona Wyszpolska

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

Politechnika Wrocławska:

dr hab. inż. Ryszard Szetela

Uniwersytet Gdański:

prof. dr hab. Grzegorz Węgrzyn

dr Lidia Gaffke

dr Karolina Pierzynowska

Zuzanna Cyske

Łukasz Grabowski

Michał Grabski

prof. dr hab. Hanna Mazur-Marzec

Robert Konkel

Uniwersytet Wiedeński:

dr Elisabeth Varga

Uniwersytet Wrocławski:

prof. dr hab. Andrzej Solecki

Uniwersytet Warszawski:

dr hab. Iwona Jasser, prof. UW

Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie:

dr inż. Anna Wiśniewska

Redakcja:

Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy

dr hab. Agnieszka Kolada, prof. IOŚ-PIB

SPIS TREŚCI

WSTĘP.....	5
I. OBSERWACJE ŚNIĘTYCH RYB	8
II. SYTUACJA HYDROMETEOROLOGICZNA W OKRESIE POPRZEDZAJĄCYM ŚNIĘCIE RYB.....	44
III. WYNIKI MONITORINGU JAKOŚCI WÓD	66
IV. ANALIZA ZDJĘĆ SATELITARNYCH	87
V. BADANIA RYB.....	117
VI. TŁO FAKTOGRAFICZNE SFORMUŁOWANIA I WERYFIKACJI HIPOTEZY O ZWIĄZKU ŚNIĘCIA RYB Z AKTYWNOŚCIĄ GLONÓW W ODRZE	176
VII. IDENTYFIKACJA OBECNOŚCI I ZAKWITU <i>PRYMNESIUM PARVUM</i>	187
VIII. ANALIZY GENETYCZNE	205
IX. OZNACZANIE PRYMNEZYN (PRM) PRODUKOWANYCH PRZEZ <i>PRYMNESIUM PARVUM</i>	217
X. ZAKWITY GLONÓW W ŚWIETLE DOTYCHCZASOWYCH BADAŃ	232
XI. WNIOSKI I REKOMENDACJE	2512

WSTĘP

Iwona Jasser, Agnieszka Kolada, Anna Wiśniewska

Raport został przygotowany na zamówienie Ministra Klimatu i Środowiska w związku z sytuacją masowego śnięcia ryb w Odrze w lipcu i sierpniu 2022 roku. Celem raportu jest przedstawienie zgromadzonego materiału faktograficznego oraz próba wyjaśnienia na jego podstawie przyczyn tej sytuacji. W raporcie przedstawione zostały wyniki badań i obserwacji w zakresie lokalizacji i wielkości śnięcia ryb, sytuacji hydrometeorologicznej Odry w okresie poprzedzającym zdarzenie, wyników badań jakości wód Odry prowadzonych w trybie interwencyjnym po stwierdzeniu śnięć, wyników badań toksykologicznych i anatomopatologicznych ryb. W raporcie przedstawiono podstawy sformułowania hipotezy na temat zakwitów glonu *Prymnesium parvum* (tzw. „złotej algi”) i produkowanych przez niego toksyn, prymnezyn, jako przyczyny śnięcia ryb, jak również wyniki obszernych i wielodyscyplinarnych badań nad weryfikacją tej hipotezy.

Szeroko zakrojone badania przeprowadzone po zaobserwowaniu dramatycznego śnięcia ryb w Odrze wykazały, że śnięte ryby nie nosiły zmian klinicznych świadczących o chorobach pochodzenia bakteryjnego, wirusowego czy wskazującego na długotrwałe zmiany środowiska w związku z obecnością toksycznych związków związanych z przemysłem i innymi źródłami zanieczyszczeń ksenobiotycznych. Wskazują natomiast obecność gwałtownie działającej toksyny o charakterze hemolitycznym i neurotoksycznym prawdopodobnie pochodzenia mikroorganizmalnego. Badania wód nie wykazały zmian w parametrach fizyko-chemicznych, które mogłyby tłumaczyć takie masowe zatrucie i śnięcie ryb. Natomiast analizy chlorofilu *a* na podstawie zdjęć satelitarnych, analizy składu taksonomicznego i liczebności fitoplanktonu oraz analizy genów kodujących szlaki biosyntezy toksyn, oraz toksyny prymnezyny, syntetyzowane przez *Prymnesium* wskazały na bezpośredniego sprawcę katastrofy ekologicznej w Odrze w postaci *Prymnesium parvum*. *Prymnesium parvum* to glon eukariotyczny należący do gromady haptofitów (*Haptophyta*), charakterystyczny dla środowisk słonych i słonawych (o dużej przewodności właściwej). Występuje on naturalnie w morzach (np. w Morzu Norweskim czy Morzu Bałtyckim), w strefie przybrzeżnej, estuariach i słonawych deltach rzek. Jest to jednak gatunek inwazyjny, którego obecność notuje się również w wodach śródlądowych, wtórnie zasolonych.

Rzeka Odra, która jest drugą najdłuższą rzeką Polski, od stuleci jest wykorzystywana gospodarczo. W swojej górnej części płynie przez zindustrializowane tereny Śląska bogate w kopalnie, huty i przemysł chemiczny. Jest nie tylko rzeką zasoloną w wyniku zrzutów poprzemysłowych słonych wód, ale również w dużej mierze uregulowaną, z licznymi spiętrzeniami, co stawia ją wśród zbiorników wodnych narażonych na zakwity tego gatunku. Na podstawie przedstawionych w raporcie wyników badań stwierdzono, że warunki środowiskowe panujące w Odrze w lipcu i sierpniu 2022 r., tj. wysokie przewodnictwo oraz stężenie jonów chlorkowych, siarczanowych i sodowych, wysoka temperatura, niski stan wód i wolny przepływ wód oraz duże nasłonecznienie, były właśnie optymalne dla rozwoju tego *Prymnesium* i umożliwiły rozwój i zakwit tych glonów.

W odniesieniu do Odry i jej dopływów wydano 429 pozwoleń wodnoprawnych i zintegrowanych związanych z wprowadzeniem do wód: oczyszczonych ścieków, wód opadowych lub roztopowych oraz wód pobranych i niewykorzystanych, w tym 152 wydanych przez PGW WP na gruncie ustawy z 2017 roku. Wśród aktywnych pozwoleń wodnoprawnych na odprowadzanie oczyszczonych ścieków do Odry, 42 dotyczą odprowadzania ścieków przemysłowych lub komunalnych, w składzie których są deklarowane chlorki i siarczany. Wprowadzanie do wód takich ścieków, mimo ich oczyszczenia,

z pewnością ma wpływ na parametry jakości wód Odry, która na większości swoich odcinków ma charakter silnie zmienionej części wód. Obecnie trwają kontrole podmiotów korzystających z wód w zakresie kontroli gospodarowania wodami, w tym zgodności jakości odprowadzanych ścieków z warunkami udzielonych pozwoleń wodnoprawnych. Jednocześnie jest kontynuowana identyfikacja źródeł odprowadzania ścieków bez wymaganych pozwoleń wodnoprawnych.

Na podstawie dotychczasowych analiz nie został w pełni wyjaśniony mechanizm przyczyn i mechanizmów śnięcia ryb w Odrze, dlatego też raport ten należy traktować jako wstępny. Pełne zrozumienie i wyjaśnienie sytuacji będzie najprawdopodobniej wymagało pogłębionych analiz materiałów, które w okresie pisania raportu (wrzesień 2022) są dopiero gromadzone i opracowywane. Konieczne są dalsze analizy uwzględniające wyniki obecnie prowadzonych kontroli i pozyskaniu ostatecznych danych na temat jakości odprowadzanych ścieków, zarówno ze źródeł legalnych, jak i nielegalnych i ich skorelowaniu z danymi hydrologicznymi oraz środowiskowymi.

W raporcie zawarte są również rekomendacje specjalistów, które mają na celu niedopuszczenie lub ograniczenie groźby wystąpienia takich katastrof ekologicznych w przyszłości w Odrze i w innych wodach w Polsce o podobnej charakterystyce, narażonych na wystąpienie tego gatunku.



I. OBSERWACJE ŚNIĘTYCH RYB

I. OBSERWACJE ŚNIĘTYCH RYB

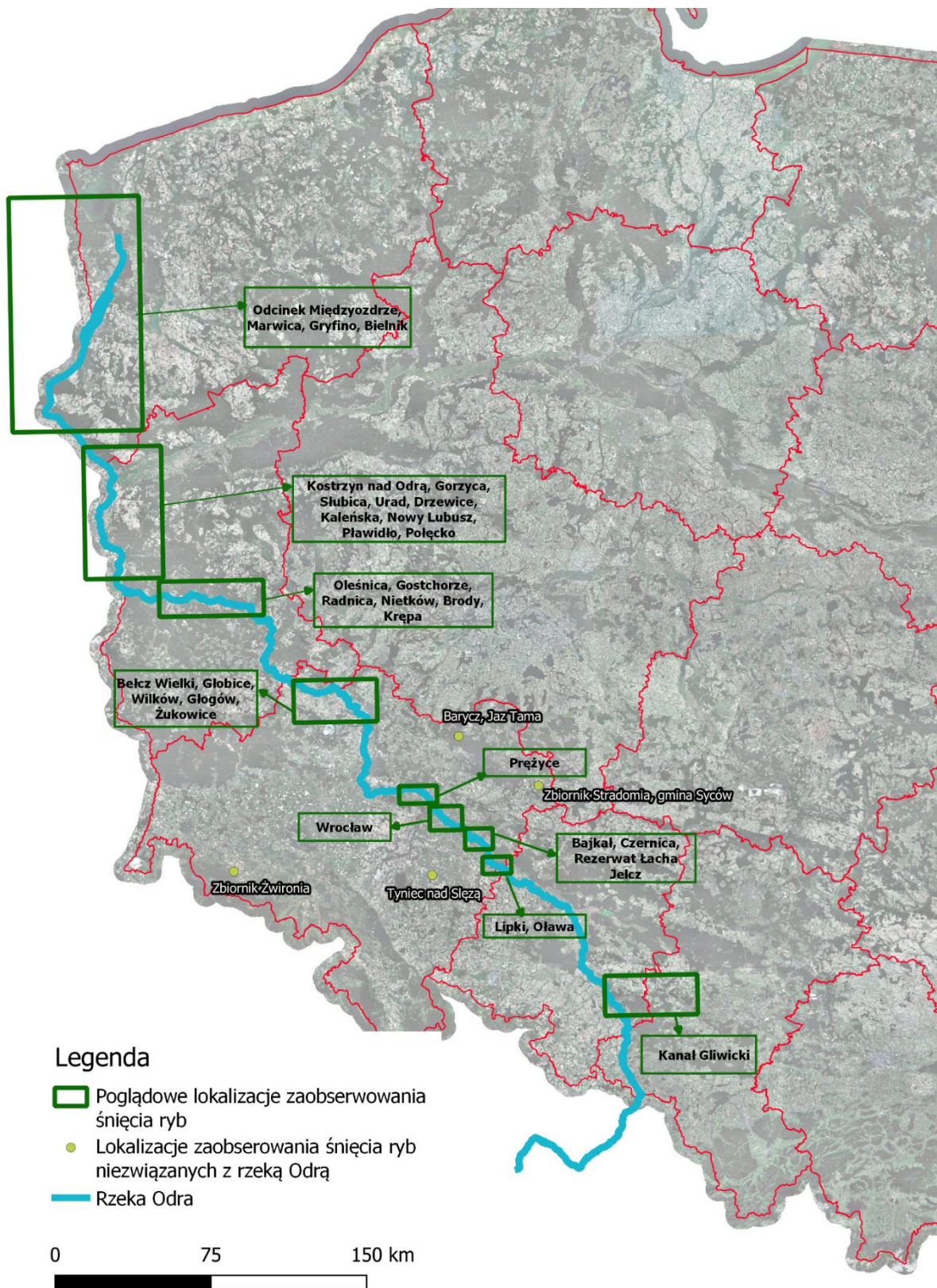
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

WPROWADZENIE

Skutkiem zdarzenia na rzece Odrze było wystąpienie zjawiska śnięcia ryb w skali dotychczas nienotowanej na tej rzece. Śnięcia swoim zakresem obejmowały miejsca zlokalizowane na terenie pięciu województw: śląskiego, opolskiego, dolnośląskiego, lubuskiego i zachodniopomorskiego. Wśród ryb, których śnięcie zaobserwowano, znajdowały się również gatunki wymienione w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. z 2016 r. poz. 2183, z późn. zm.) oraz Dyrektywie Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych, oraz dzikiej fauny i flory.

Jakość danych przyjętych do opracowania różni się w poszczególnych województwach w zależności do stosowanej metody obserwacji i szacowania śniętych ryb. Dane uzyskane od podmiotów wyławiających śnięte ryby obejmują najczęściej, poza datą i miejscem odłowu, wyłącznie sumaryczną masę ryb. W niektórych przypadkach była możliwość wskazania ilości śniętych ryb z podziałem na gatunki. Dane na temat ilości śniętych ryb były podawane w jednostkach masy - kg lub w sztukach. Zróżnicowanie jednostek wynika z metod obserwacji. W przypadku braku możliwości oszacowania masy śniętych ryb, dane podawane były w sztukach.

Na poniższej mapie wskazano lokalizacje miejsc, w których zaobserwowano śnięte ryby (ryc. I.1.). Szczegółowy opis sytuacji na poszczególnych odcinkach.



Rycina I.1 Mapa poglądowa lokalizacji, w których zaobserwowano śniecie ryb

I.1. OBSERWACJE PROWADZONE W REJONIE KANAŁU GLIWICKIEGO (WOJ. ŚLĄSKIE I WOJ. OPOLSKIE)

Pierwsze śnięcia ryb w okresie letnim na terenie województwa opolskiego zaobserwowano w dniu 14 lipca 2022r. na Kanale Gliwickim – sekcja II. Zebrano wówczas do utylizacji 920 kg śniętych ryb¹. Kanał Gliwicki dopływa do rz. Odry w km 98+300.

Kolejne śnięcia ryb w Kanale Gliwickim, tym razem na odcinku położonym w granicach województwa śląskiego zaobserwowano w dniu 18 lipca 2022 r. – w km 34+000 do 41+200 Kanału Gliwickiego zaobserwowano kilkanaście śniętych ryb, natomiast w km 32+000 do 34+000 zaobserwowano większą ilość śniętych ryb (średnio od 8 do 10 sztuk na 100 metrów) – tj. około 200 szt².

Wymienione przypadki śnięcia ryb, stwierdzone w dniu 14 lipca 2022 r. oraz 18 lipca 2022 r., były zdarzeniami jednostkowymi. Brak jest dowodów wskazujących na powiązanie tych zdarzeń ze śnięciem ryb obserwowanym na terenie Kanału Gliwickiego od dnia 18 sierpnia 2022 r., które to miało charakter cykliczny – śnięte ryby stwierdzano codziennie w dniach: 18-20 sierpnia, 28 sierpnia – 10 września 2022 r.

W poniższych tabelach przedstawiono ilość zaobserwowanych śniętych ryb w Kanale Gliwickim w poszczególnych dniach z terenu woj. opolskiego (tabela I.1) oraz śląskiego (tabela I.2) od sierpnia 2022 r.

Tabela I.1 Zestawienie ilości ryb śniętych zaobserwowanych w Kanale Gliwickim na terenie woj. opolskiego (źródło danych – Raporty dobowe Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Gliwicach od nr 7/2022 do nr 9/2022 oraz od nr 17/2022 do nr 29/2022)

Lp.	Data obserwacji	Miejsce	Ilość (kg, sztuki)	Gatunki
1	18.08.2022	Kanał Gliwicki km 3+630 – 7+800 (sekcja I)	100 szt.	Brak danych
2	19.08.2022	Kanał Gliwicki km 7+800 – 15+110 (sekcja II)	60 kg	Brak danych
3	20.08.2022	Kanał Gliwicki km 7+800 – 15+110 (sekcja II)	60 kg	Brak danych
4	28.08.2022	Kanał Gliwicki km 7+800 – 15+110 (sekcja II)	50 kg	Brak danych
5	29.08.2022	Kanał Gliwicki km 7+800 – 15+110 (sekcja II)	90 kg	Brak danych
6	30.08.2022	Kanał Gliwicki km 7+800 – 15+110 (sekcja II)	200 kg	Brak danych

¹ źródło – faktura wystawiona przez Sonac Osetnica Sp. z o.o. dla Polskiego Związku Wędkarskiego Okręg w Opolu, z dnia 29 lipca 2022 r., nr 22005725 RI

² źródło – „Raport dotyczący działań w związku z sytuacją ekologiczną i zjawiska śnięcia ryb na rzece Odry na terenie woj. Śląskiego” z 12 sierpnia 2022 r.

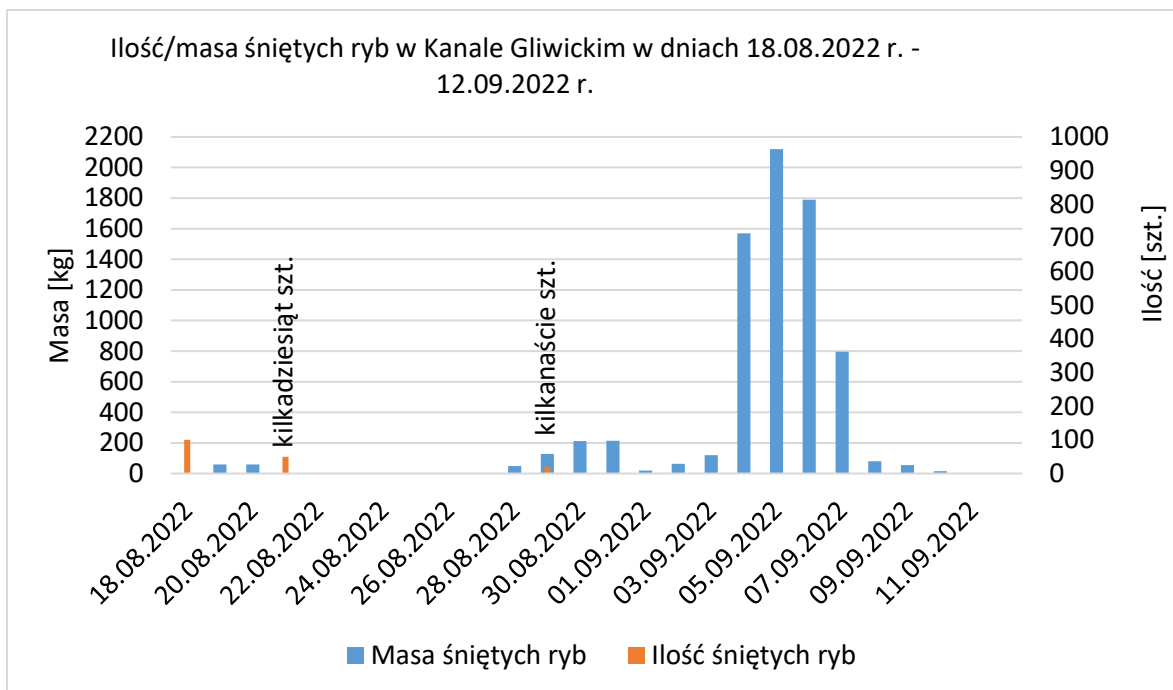
7	31.08.2022	Kanał Gliwicki km 10+800 – 14+000 (sekcja II)	190 kg	Brak danych
8	01.09.2022	Kanał Gliwicki km 17+000 – 19+300 (sekcja III) - odcinek przebiegający przez teren woj. opolskiego i śląskiego)	20 kg	Brak danych
9	02.09.2022	Kanał Gliwicki km 17+500 – 19+000 (sekcja III) - odcinek przebiegający przez teren woj. opolskiego i śląskiego)	50 kg	Brak danych
10	03.09.2022	Kanał Gliwicki km 15+100 – 18+000 (sekcja III)	80 kg	Brak danych
11	04.09.2022	Kanał Gliwicki km 15+100 – 18+000 (sekcja III), km 14+500 – 15+100 (sekcja II)	770 kg	Brak danych
12	05.09.2022	Kanał Gliwicki km 14+500 – 15+100 (sekcja II), km 15+100 – 18+000 (sekcja III)	1100 kg	Brak danych
13	06.09.2022	Kanał Gliwicki km 14+500 – 15+100 (sekcja II), km 15+100 – 18+000 (sekcja III)	840 kg	Brak danych
14	07.09.2022	Kanał Gliwicki km 14+500 – 15+100 (sekcja II), km 15+100 – 18+000 (sekcja III)	570 kg	Brak danych
15	08.09.2022	Kanał Gliwice km 14+500 – 15+100 (sekcja II), km 15+100 – 18+000 (sekcja III)	45 kg	Brak danych
16	09.09.2022	Kanał Gliwicki km 15+100 – 18+000 (sekcja III), km 14+500 – 15+100 (sekcja II)	35 kg	Brak danych
Suma:			4 160 kg + 100 szt.	

Tabela I.2 Gatunki i ilości ryb śniętych zaobserwowanych w Kanale Gliwickim na terenie woj. śląskiego (źródło danych – Raporty dotyczące działań w związku z sytuacją ekologiczną i zjawiska śnięcia ryb na rzece Odrze na terenie woj. Śląskiego z dni - 21.08.2022 r., 29.08.2022 r., 30.09.2022 r., 31.08.2022 r., 31.08.2022 r., 01.09.2022 r., 03.09.2022 r., 04.09.2022 r., 05.09.2022 r., 06.09.2022 r., 07.09.2022 r., 08.09.2022 r., 09.09.2022 r., 10.09.2022 r., 11.09.2022 r., 13.09.2022 r.)

Lp.	Data obserwacji	Miejsce	Ilość (kg, sztuki)	Gatunki
1	20 08 2022	Kanał Gliwicki za śluzą Dzierżno	1 szt.	–
2	28 08 2022	Kanał Gliwicki - sekcja III Kanału (awanport dolny śluzy Rudziniec)	6 szt.	–
3	29 08 2022	Kanał Gliwicki km 20+000 – 21+500 (sekcja III)	19,5 kg	drobny narybek
		Kanał Gliwicki miejscowość Rudziniec	1 szt. sandacza, 4 szt. leszcza dużego, kilkanaście szt. płoci i około 20 kg drobnicy	1 szt. sandacza, 4 szt. leszcza dużego, kilkanaście szt. płoci i około 20 kg drobnicy
4	30 08 2022	Kanał Gliwicki przy śluzie Rudziniec km 18+500 – 19+100	kilkadziesiąt ryb o wymiarach około 10 cm oraz 2 szt. o wymiarach 20-30 cm	
		Kanał Gliwicki śluza Rudziniec (sekcja III)	12,8 kg	–
5	31 08 2022	Kanał Gliwicki km 20+000 – 21+500 (sekcja III)	4 kg	–
		Kanał Gliwicki km 18+000 – 19+500 (sekcja III)	20 kg	–
6	02 09 2022	Kanał Gliwicki km 20+000 – 21+500 (sekcja III)	14 kg	leszcz 5 szt. - 10kg, płoć 25szt. -3kg, okoń drobnica 1kg

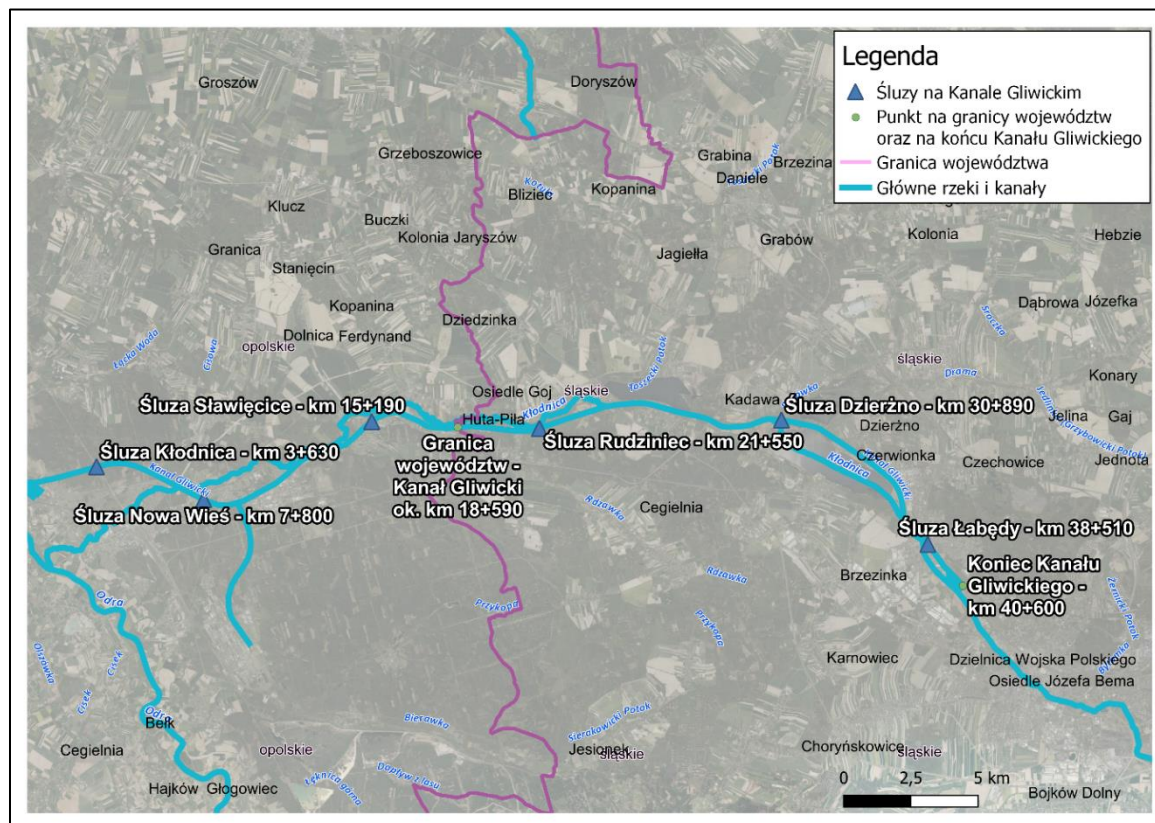
7	03 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	40 kg	–
8	04 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	800 kg	–
9	05 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	1020 kg	leszcz, płoć, wzdreęga okoń + drobnica
10	06 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	935 kg	leszcz, płoć, wzdreęga okoń + drobnica
		Kanał Gliwicki km 21+600 – 21+700 (sekcja IV)	15 kg	
11	07 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	225 kg	leszcz, płoć, wzdreęga okoń + drobnica
12	08 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	35 kg	leszcz, płoć, wzdreęga okoń + drobnica
13	09 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	20 kg	leszcz, płoć, wzdreęga drobnica
14	10 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	15 kg	leszcz, płoć, wzdreęga drobnica
15	12 09 2022	Kanał Gliwicki km 18+000 – 21+500 (sekcja III)	4 kg	-
Suma:			3 199,3 kg + kilkadziesiąt szt.	

łącznie w całym Kanale Gliwickim do dnia 12 września 2022 r. zaobserwowano ponad 7,3 tony śniętych ryb. Na wykresie przedstawiono rozkład ilości/masy śniętych ryb w Kanale Gliwickim w poszczególnych dniach począwszy od 18 sierpnia 2022 r.



Rycina I.2 Rozkład ilości/masy śniętych ryb w Kanale Gliwickim

Poniżej przedstawiono na mapie lokalizację Kanału Gliwickiego (ryc. I.3).



Rycina I.3 Lokalizacja Kanału Gliwickiego

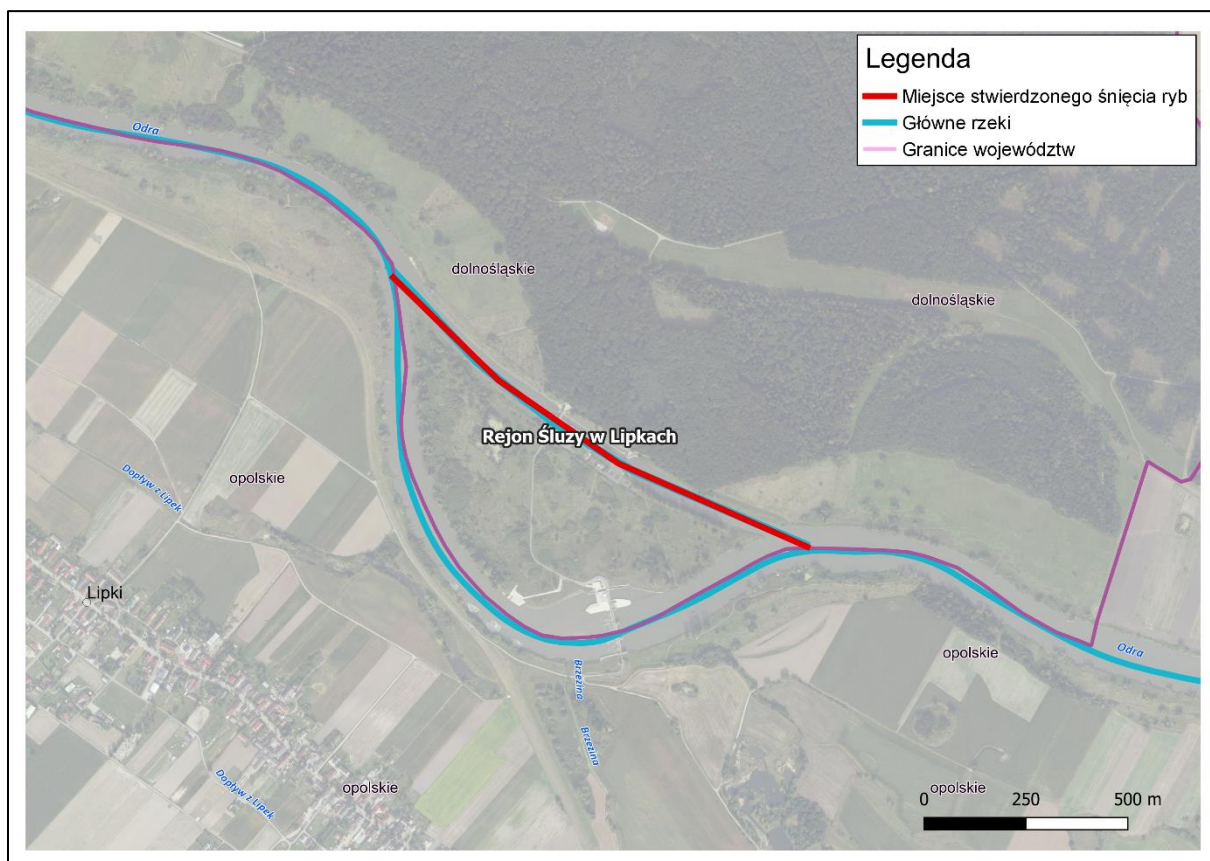
Wskazać również należy, iż pod koniec marca 2022 r. w wodach Kanału Gliwickiego zaobserwowano śnięcie ryb³. Brak jest jednak dowodów wskazujących na powiązanie ww. zdarzenia ze śnięciem ryb, które obserwowano od końca lipca 2022 r.

I.2. OBSERWACJE PROWADZONE NA TERENIE WOJ. DOLNOŚLĄSKIEGO

REJON ŚLUZY W LIPKACH

Pierwsze sygnały o martwych rybach w Odrze, na granicy woj. dolnośląskiego i opolskiego, zostały odebrane w dniach 27-28 lipca 2022 r. Śnięte ryby pojawiły się w rejonie stopnia wodnego Lipki (ok. km 206+400 rz. Odry). Wg informacji Społecznej Straży Rybackiej w Brzegu w dniu 28 lipca 2022 r. w rejonie Śluzy w Lipkach zaobserwowano kilkaset sztuk śniętych ryb m.in. z gatunku jaź, okoń, szczupak, płoć. Informacje te oparte są jedynie na notatce z rozmowy i nie zostały potwierdzone żadnymi oficjalnymi dowodami⁴.

Śluza w Lipkach jest położona na terenie woj. dolnośląskiego przy granicy z woj. opolskim. Poniżej wskazane zostało miejsce zaobserwowanego śnięcia ryb w rejonie Śluzy w Lipkach (ryc. I.4).



Rycina I.4 Miejsce stwierdzonego śnięcia ryb w rejonie Śluzy w Lipkach

³ źródło – „Raport dotyczący działań w związku z sytuacją ekologiczną i zjawiska śnięcia ryb na rzece Odrze na terenie woj. śląskiego” z 12 sierpnia 2022 r.

⁴ źródło – Protokół z rozmowy z dnia 16.08.2022 r. przeprowadzonej ze strażnikiem Społecznej Straży Rybackiej Powiatu Brzeskiego.

REJON OŁAWY

W kolejnych dniach tj. 30-31 lipca 2022 r. zaobserwowano masowe śnięcie ryb w wodach Kanału Żeglugowego w miejscowości Oława, który znajduje się w odległości ok. 7 km poniżej Śluzy w Lipkach, w ok. km 213+300 rz. Odry. Całkowita masa zebranych przez Polski Związek Wędkarski Okręg we Wrocławiu śniętych ryb wyniosła 3100 kg. Ponadto w tym dniu, zgodnie z informacjami otrzymanymi od Wojewody Dolnośląskiego, z Kanału Żeglugowego rzeki Odra w Oławie odłowiono 250 kg śniętych ryb. Dane wskazują, iż łącznie w dniach 30-31 lipca 2022 r. zaobserwowano 3 350 kg śniętych ryb. Tabela nr I.3 przedstawia gatunki zaobserwowanych śniętych ryb.

Tabela I.3 Gatunki ryb śniętych zaobserwowanych w Kanale Żeglugowym w Oławie (źródło danych – Polski Związek Wędkarski Okręg we Wrocławiu, pismo 3814/2022 z 16.08.2022r.)

gatunek	masa [kg]
Leszcz MS	1300
Leszcz D	450
Krąp	630
Płoc	300
Wzdręga	120
Sandacz	35
Okoń	100
Sum	80
Brzana	20
Kleń	30
Boleń	15
Świnka	20
Suma:	3100

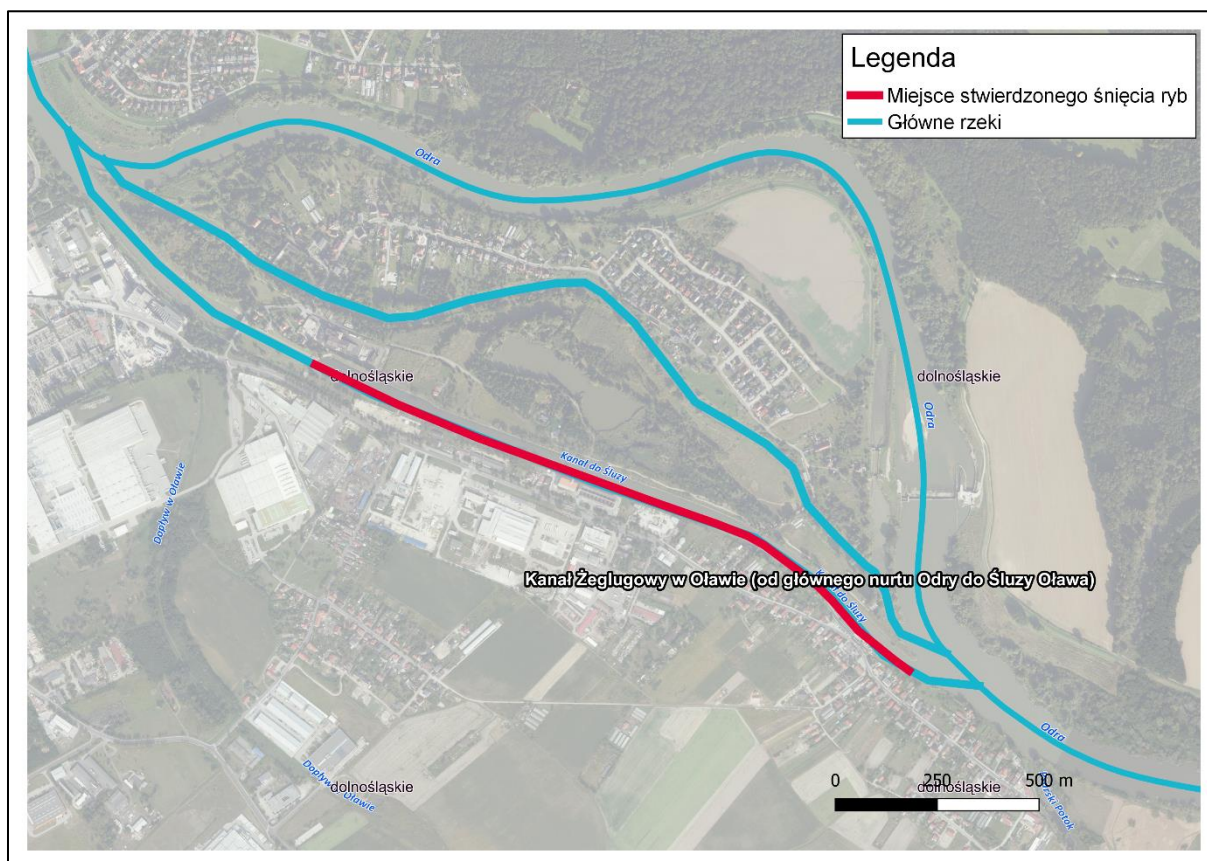
Poza ww. gatunkami zaobserwowano kilkadziesiąt martwych osobników, głównie drobnych, z gatunku różanka⁵. Boleń *Aspius aspius* i różanka *Rhodeus sericeus amarus* są gatunkami wymienionymi w II Załączniku Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, wskazującym gatunki roślin i zwierząt będące przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, których ochrona wymaga wyznaczenia specjalnych obszarów ochrony. Brzana *Barbus barbus* i boleń są gatunkami wymienionymi w V Załączniku ww. Dyrektywy, wskazującym gatunki zwierząt i roślin będące przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, których pozyskiwanie ze stanu dzikiego i eksploatacja może podlegać działaniom w zakresie zarządzania. Gatunki te zostały umieszczone w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 (Dz. U. z 2014 r. poz. 1713, z późn. zm.). Ponadto gatunek różanka został wskazany

⁵ źródło – pismo Polskiego Związku Wędkarskiego Okręg we Wrocławiu, znak 3814/2022 z 16.08.2022r.

w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. z 2016 r. poz. 2183, z późn. zm.) jako gatunek podlegający ochronie częściowej.

W rejonie Oławy zaobserwowano 20 kg śniętych ryb z gatunku brzana oraz 15 kg śniętych ryb z gatunku boleń. W kolejnym dniu tj. 01 sierpnia 2022 r. na Kanale Żeglugowym w Oławie zaobserwowano 250 kg śniętych ryb natomiast w dniu 3 sierpnia 2022 r. - 25 kg⁶.

Miejsce zaobserwowanego śnięcia ryb w Kanale Żeglugowym w Oławie przedstawia poniższa mapa (ryc. I.5).



Rycina I.5 Miejsce stwierdzonego śnięcia ryb w rejonie Kanale Żeglugowego w Oławie

REJON OD OŁAWY DO JAZU OPATOWICKIEGO

W dniach 1-3 sierpnia 2022 r. zbierane były śnięte ryby poniżej miejscowości Oława, aż do Jazu Opatowickiego (ok. km 216+500 – 245+000 rz. Odry). W tych dniach zebrano 480 kg śniętych ryb. Poniższa tabela I.4 przedstawia gatunki ryb, których śnięcie zostało zaobserwowane.

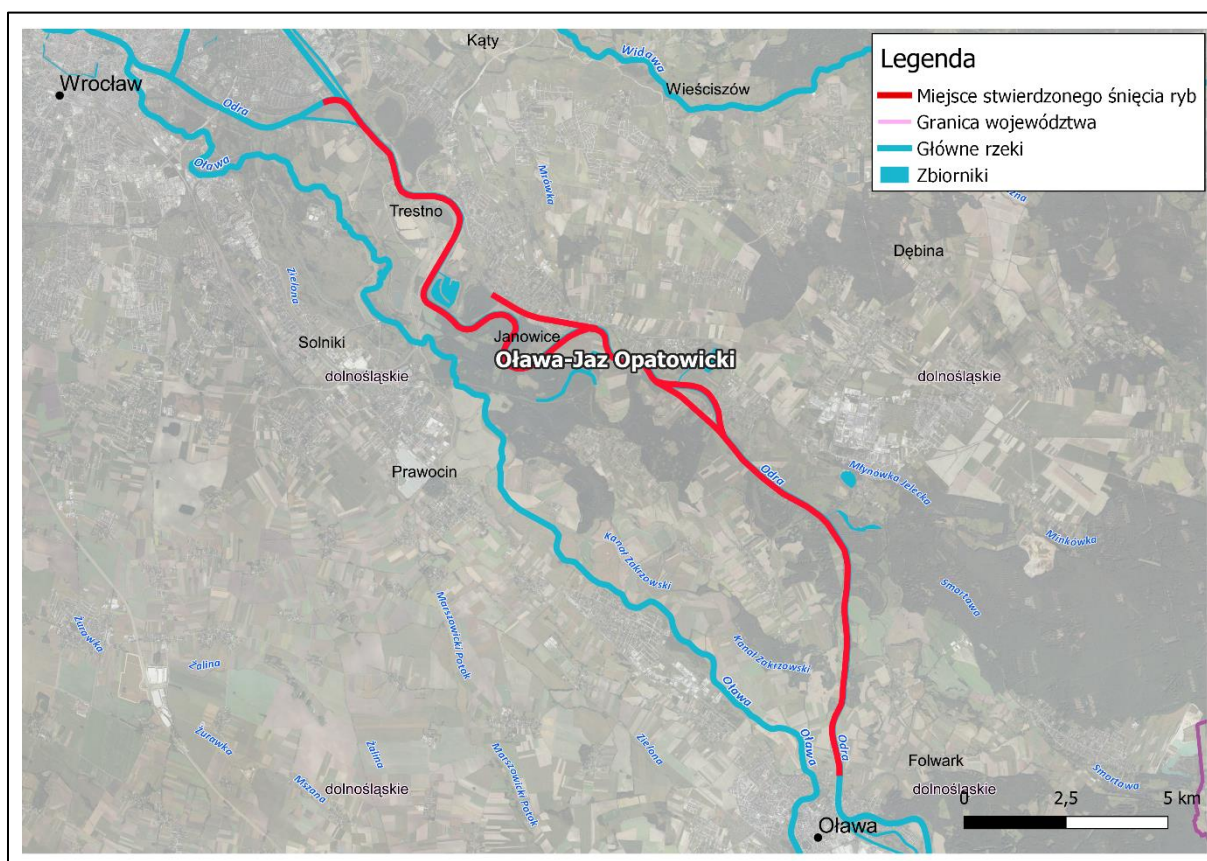
⁶ źródło – pismo Wojewody Dolnośląskiego z dnia 09.09.2022 r. znak: BZ-WCZK.6333.41.2022.BR

Tabela I.4 Gatunki ryb śniętych zaobserwowanych na odcinku od m. Oława do Jazu Opatowickiego (źródło danych – Polski Związek Wędkarski Okręg we Wrocławiu, pismo 3814/2022 z 16.08.2022r.)

gatunek	masa [kg]
Brzana	180
Kleń	30
Sandacz	60
Sum	90
Świnka	25
Boleń	40
Węgorz	5
Okoń	10
Leszcz	40
Suma:	480

Na odcinku rzeki Odry od Oławy do Jazu Opatowickiego zaobserwowano 180 kg śniętych ryb z gatunku brzana oraz 40 kg śniętych ryb z gatunku boleń.

Miejsce zaobserwowanego w dniach 1-3 sierpnia 2022 r. śnięcia ryb przedstawia poniższa mapa (ryc. I.6).



Rycina I.6 Miejsce stwierdzonego śnięcia ryb na odcinku Oława-Jaz Opatowicki

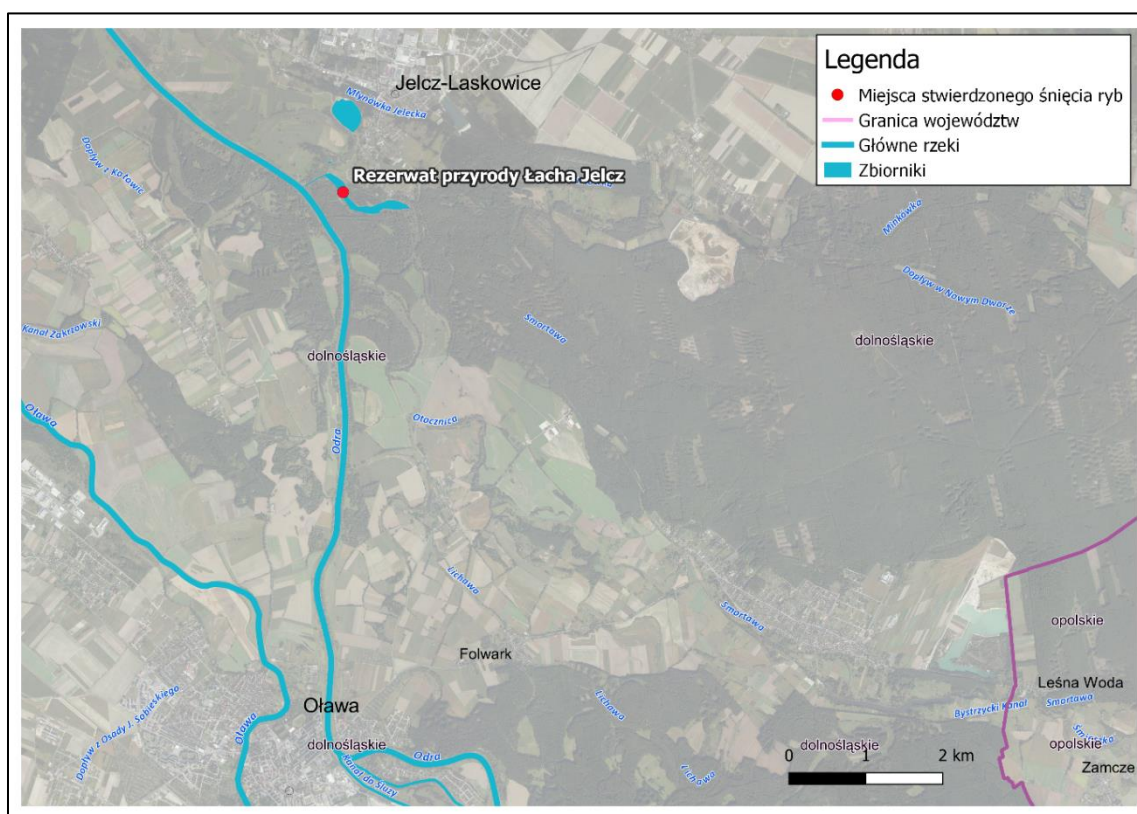
REJON REZERWATU ŁACHA JELCZ

W odległości około 7 km poniżej Oławy, w rejonie rezerwatu przyrody Łacha Jelcz (ok. km 223+500 rz. Odry) w dniach 13 - 26 sierpnia 2022 r. zaobserwowano około 700 kg śniętych ryb. Poniższa tabela (tab. I.5) przedstawia rozkład obserwowanych ilości śniętych ryb w rejonie rezerwatu Łacha Jelcz.

Tabela I.5 Ilości ryb śniętych zaobserwowanych w rejonie rezerwatu przyrody Łacha Jelcz (źródło danych – Raporty sytuacyjne Wojewódzkiego Centrum Zarządzania Kryzysowego nr 4, 6, 7, 8, 10, 16 i 17 dotyczące masowego śnięcia ryb na Odrze odpowiednio z dni - 14.08.2022 r., 16.08.2022 r., 17.08.2022 r., 18.08.2022 r., 20.08.2022 r., 26.08.2022 r. i 27.08.2022 r.)

L.p.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość/masa [kg] śniętych ryb
1	13.08.2022	Starorzecze Odry, Rezerwat Przyrody Łacha-Jelcz	50 kg
2	15.08.2022	Rezerwat Łacha Jelcz	100 kg
3	16.08.2022	Rezerwat Łacha Jelcz	20 kg
4	17.08.2022	Rezerwat Łacha Jelcz	20 kg
5	19.08.2022	Rezerwat Łacha Jelcz, 217-227 km Odry	10 kg
6	25.08.2022	Rezerwat Łacha Jelcz	500 kg
7	26.08.2022	Rezerwat Łacha Jelcz	2 szt.
Suma:			700 kg + 2 szt.

Położenie zbiornika w rezerwacie Łacha Jelcz przedstawia poniższa mapa (ryc. I.7).



Rycina I.7 Rezerwat przyrody Łacha Jelcz

REJON M. CZERNICA, JEZ. PANIEŃSKIEGO I RZEŹNIKI ORAZ ZBIORNIKA BAJKAŁ

Z biegiem Odry, około 5 km poniżej rezerwatu Łacha Jelcz, w okolicach miejscowości Czernica (ok. km 230+900 rz. Odry), w Jeziorze Panieńskim i jego przedłużeniu – Jeziorze Rzeźniki oraz dalej – 5 km od m. Czernica – w zbiorniku Bajkał (ok. km 238+700 rz. Odry), śnięcie ryb zaobserwowano w dniach 12 sierpień – 1 września 2022 r. Poniższe tabele przedstawiają rozkład obserwowanych ilości śniętych ryb w ww. rejonie [tab. I.6-8]. Jezioro Panieńskie jest połączone z rzeką Odra poprzez ciek pn. Dopytyw z Kotowic.

Tabela 1.6 Ilości ryb śniętych zaobserwowanych w rejonie m. Czernica (źródło danych – Raporty sytuacyjne Wojewódzkiego Centrum Zarządzania Kryzysowego nr 4, 5, 6, 7, 8, 9, 15, 16, 17, 18 i 22 dotyczące masowego śnięcia ryb na Odrze odpowiednio z dni - 14.08.2022 r., 15.08.2022 r., 16.08.2022 r., 17.08.2022 r., 18.08.2022 r., 19.08.2022 r., 25.08.2022 r., 26.08.2022 r., 27.08.2022 r., 28.08.2022 r. i 01.09.2022 r.)

L.p.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość/masa [kg] śniętych ryb
1	13.08.2022	Czernica	20-30 kg
2	14.08.2022	Zbiornik Czernica	150 kg
3	15.08.2022	Kotowice, gmina Siechnice, 231 km Odry	20 szt.

4	16.08.2022	m. Czernica (rz. Odra)	150 kg
5	17.08.2022	Zbiornik Czernica	250 kg
6	18.08.2022	Zbiornik Czernica	250 kg (m.in. płoć, karaś)
7	24.08.2022	Zbiornik Czernica	1000 kg
8	25.08.2022	Zbiornik Czernica	1500 kg
9	26.08.2022	Zbiornik Czernica	3500 kg
10	27.08.2022	Zbiornik Czernica	500 kg
11	01.09.2022	Zbiornik Czernica	1 sztuka - 20 kg (sum)
Suma:			7350 kg + 20 szt.

Tabela I.7 Ilości ryb śniętych zaobserwowanych w Jez. Panieńskim i Jez. Rzeźniki (źródło danych – Raporty sytuacyjne Wojewódzkiego Centrum Zarządzania Kryzysowego nr 8, 9, 11, 12 i 15 dotyczące masowego śnięcia ryb na Odrze odpowiednio z dni - 18.08.2022 r., 19.08.2022 r., 21.08.2022 r., 22.08.2022 r. i 25.09.2022 r.)

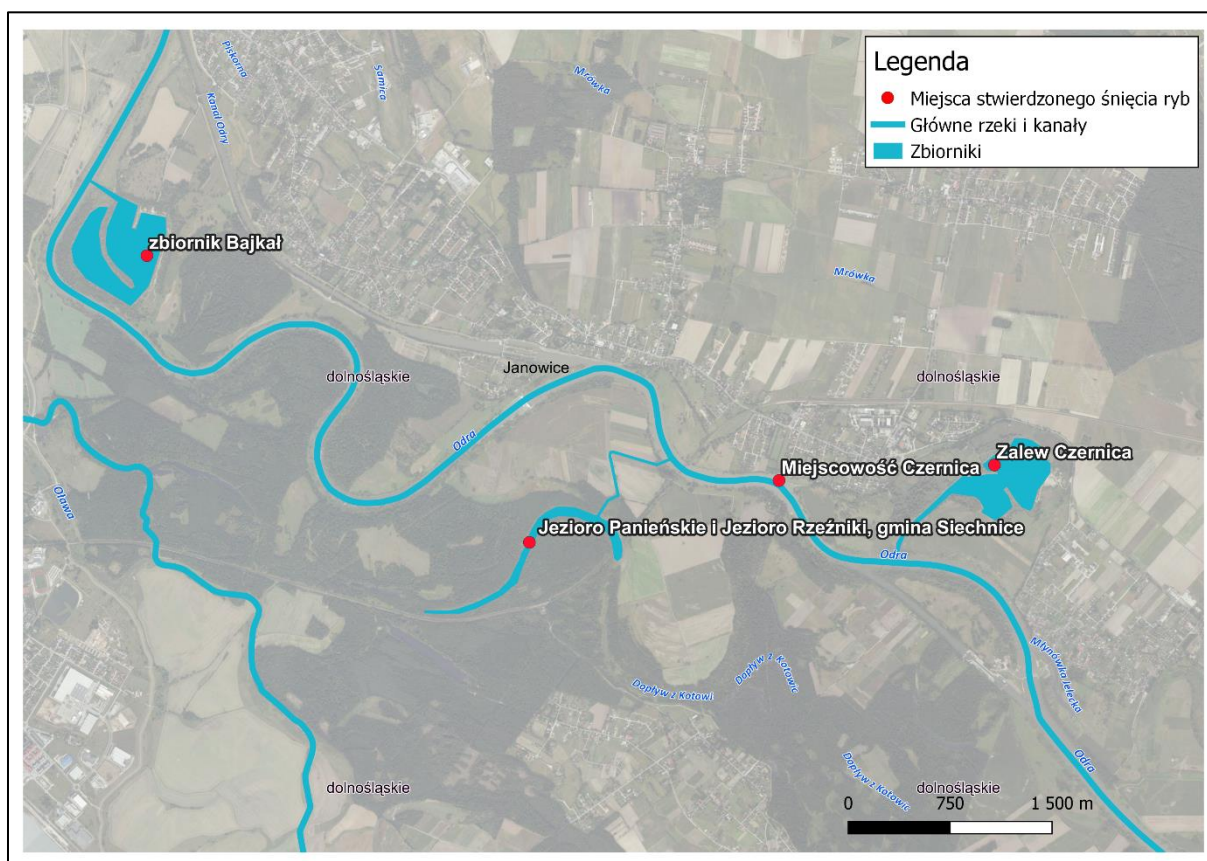
L.p.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość/masa [kg] śniętych ryb
1	17.08.2022	Jezioro Panieńskie, gmina Siechnice	niewielka ilość
2	18.08.2022	Jezioro Panieńskie, gmina Siechnice	pojedyncze sztuki
3	18.08.2022	Jezioro Rzeźniki, gmina Siechnice	pojedyncze sztuki
4	20.08.2022	Jezioro Panieńskie, gmina Siechnice	100 szt.
5	21.08.2022	Jezioro Rzeźniki, gmina Siechnice	kilkaset szt.
6	24.08.2022	Jezioro Panieńskie, gmina Siechnice	60 kg
Suma:			60 kg + kilkaset szt.

Tabela I.8 Ilości ryb śniętych zaobserwowanych w rejonie zbiornika Bajkał (źródło danych – Raporty sytuacyjne Wojewódzkiego Centrum Zarządzania Kryzysowego nr 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 15, 16 i 17 dotyczące masowego śnięcia ryb na Odrze odpowiednio z dni - 13.08.2022 r., 14.08.2022 r., 15.08.2022 r., 17.08.2022 r., 18.08.2022 r., 19.08.2022 r., 20.08.2022 r., 25.08.2022 r., 26.08.2022 r. i 27.08.2022 r.)

L.p.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość/masa [kg] śniętych ryb
1	12.08.2022	Bajkał	60 kg
2	13.08.2022	Bajkał	500 kg
3	14.08.2022	Bajkał	ok. 1000 kg

4	16.08.2022	Bajkał	100 kg
5	17.08.2022	Bajkał	100 kg
6	18.08.2022	Bajkał	50 kg
7	19.08.2022	Bajkał	500 kg
8	24.08.2022	Bajkał	1000 kg
9	25.08.2022	Bajkał	6000 kg
10	26.08.2022	Bajkał	1200 kg
		Suma:	10 510 kg

Orientacyjne miejsca śnięcia ryb w rejonie m. Czernica, Jeziora Panieńskiego i Rzeźniki oraz zbiornika Bajkał przedstawia poniższa mapa (ryc. I.8).



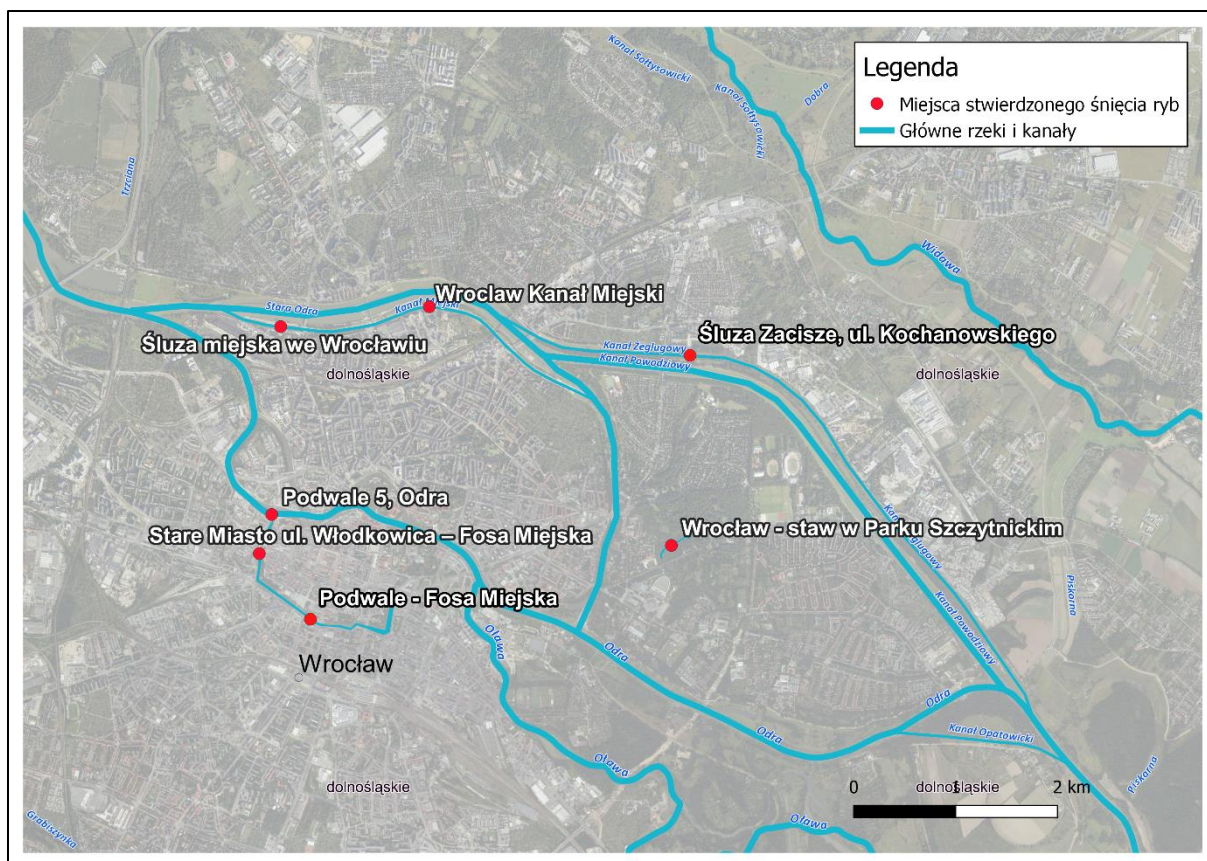
Rycina I.8 Miejsca stwierdzonego śnięcia ryb w rejonie Czernicy, Jeziora Panieńskiego i Rzeźniki oraz zbiornika Bajkał

Na terenie miasta Wrocław (ok. km 252+000 rz. Odry) śnięcia ryb były obserwowane w dniach 9-31 sierpnia 2022 r. Zestawienie ilości obserwowanych śniętych ryb przedstawiono poniżej [tab. I.9].

Tabela 1.9 Ilości ryb śniętych zaobserwowanych na terenie Wrocławia (źródło danych – Pismo Zarządu Zieleni Miejskiej z dnia 29.08.2022 r. DU.57.144.2022.MD wraz z załącznikami- fakturami, Raporty sytuacyjne Wojewódzkiego Centrum Zarządzania Kryzysowego nr 5, 6, 7, 8, 10, 11, 18, 19 i 21 dotyczące masowego śnięcia ryb na Odrze odpowiednio z dni - 15.08.2022 r., 16.08.2022 r., 17.08.2022 r., 18.08.2022 r., 20.08.2022 r., 21.08.2022 r., 28.08.2022 r., 29.08.2022 r. i 31.08.2022 r.)

L.p.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość/masa [kg] śniętych ryb
1	09.08.2022	Fosa Miejska, ul. Podwale	310 kg
2	14.08.2022	Fosa Miejska, ul. Włodkowica	60-70 kg
3	14 -15.08.2022	ul. Mickiewicza 30, park Szczytnicki	50 kg
4	15.08.2022	ul. Kochanowskiego, Śluza Zacisze	70 kg
5	15.08.2022	Fosa Miejska, ul. Podwale	10 kg
6	15.08.2022	Odra, ul. Podwale 5	30 kg
7	16.08.2022	Fosa Miejska, ul. Podwale	360 kg
8	16.08.2022	ul. Mikołaja Kopernika, staw w Parku Szczytnickim	20 kg
9	16.08.2022	Fosa Miejska, ul. Podwale	270 kg
10	17.08.2022	Fosa Miejska, Wrocław	100 kg
11	17.08.2022	ul. Kochanowskiego, Śluza Zacisze	kilkanaście sztuk
12	18.08.2022	Fosa Miejska, ul. Podwale	360 kg
13	19.08.2022	Wrocław - Kanał Miejski (Śluza Miejska, most Osobowicki, most Trzebnicki)	15 szt.
14	20.08.2022	Kanał Miejski, Wrocław	1 kg
15	27.08.2022	Śluza Miejska, ul. Pasterska	2 kg
16	28.08.2022	Śluza Miejska	10 szt.
17	31.08.2022	Śluza Miejska	10 szt.
Suma:			1653 kg + kilkadziesiąt szt.

Punkty, w których obserwowane były śnięcia ryb zostały zaznaczone na mapie poniżej (ryc. I.9).



Rycina I.9 Miejsca stwierdzonego śnięcia ryb na terenie Wrocławia

ZBIORNIK PRĘŻYCE

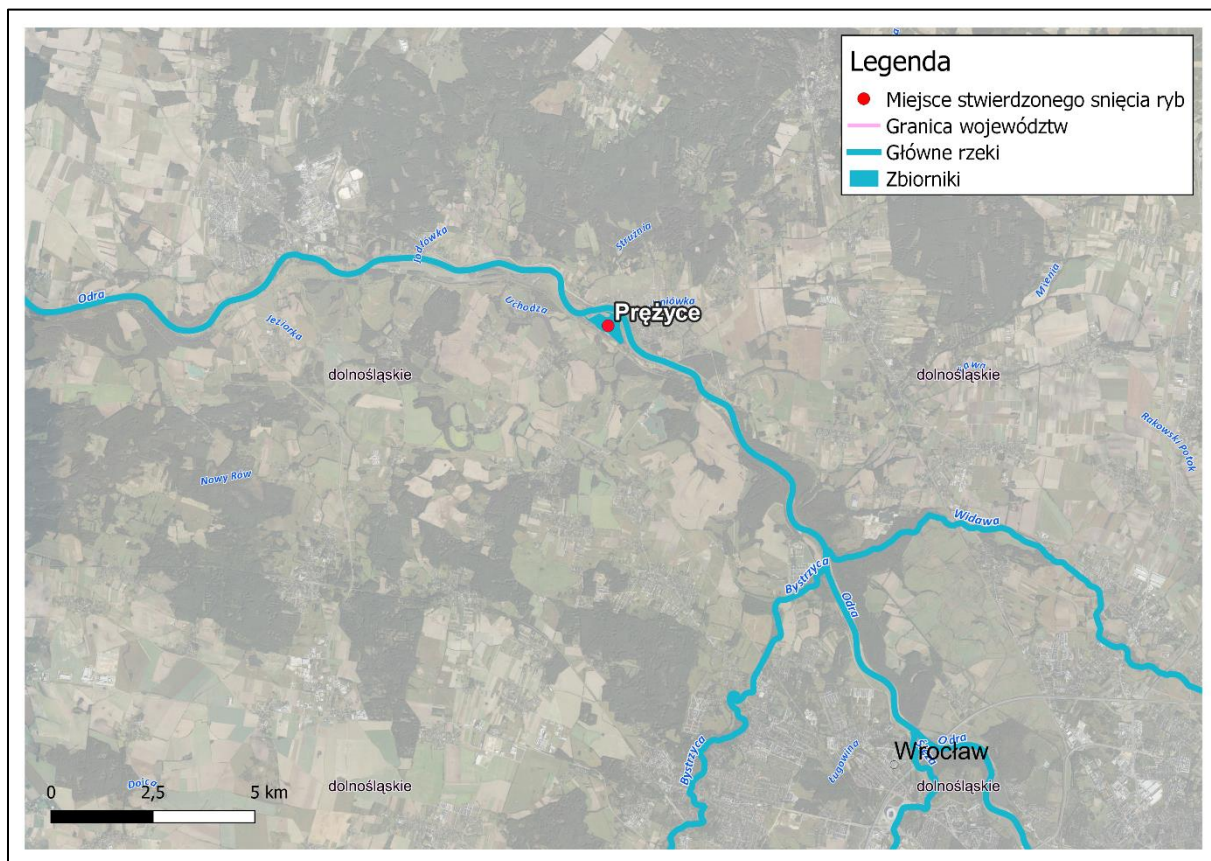
W oddalonym około 20 km poniżej Wrocławia - zbiorniku Prężyce (ok. km 276+200 rz. Odry) śnięcie ryb obserwowane było w dniach 12 – 24 sierpnia 2022 r. Poniższa tabela przedstawia rozkład obserwowanych śnięć w poszczególnych dniach [tab. I.10].

Tabela I.10 Ilości ryb śniętych zaobserwowanych w rejonie zbiornika Prężyce (źródło danych – Raporty sytuacyjne Wojewódzkiego Centrum Zarządzania Kryzysowego nr 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 14 i 15 dotyczące masowego śnięcia ryb na Odrze odpowiednio z dni - 13.08.2022 r., 14.08.2022 r., 15.08.2022 r., 16.08.2022 r., 17.08.2022 r., 18.08.2022 r., 20.08.2022 r., 21.08.2022 r., 24.08.2022 r. i 25.08.2022 r.)

L.p.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość/masa [kg] śniętych ryb
1	12.08.2022	Prężyce	pojedyncze sztuki
2	13.08.2022	Prężyce	200 kg
3	14.08.2022	Prężyce	~ 80 kg
4	15.08.2022	Prężyce	200 kg

5	16.08.2022	Prężyce	60 kg
6	17.08.2022	Prężyce	10 kg
7	19.08.2022	Prężyce	120 kg
8	20.08.2022	Prężyce	100 kg
9	23.08.2022	Prężyce	30 kg
10	24.08.2022	Prężyce	60 kg
		Suma:	860 kg

Lokalizację zbiornika Prężyce przedstawia poniższa mapa (ryc. I.10).

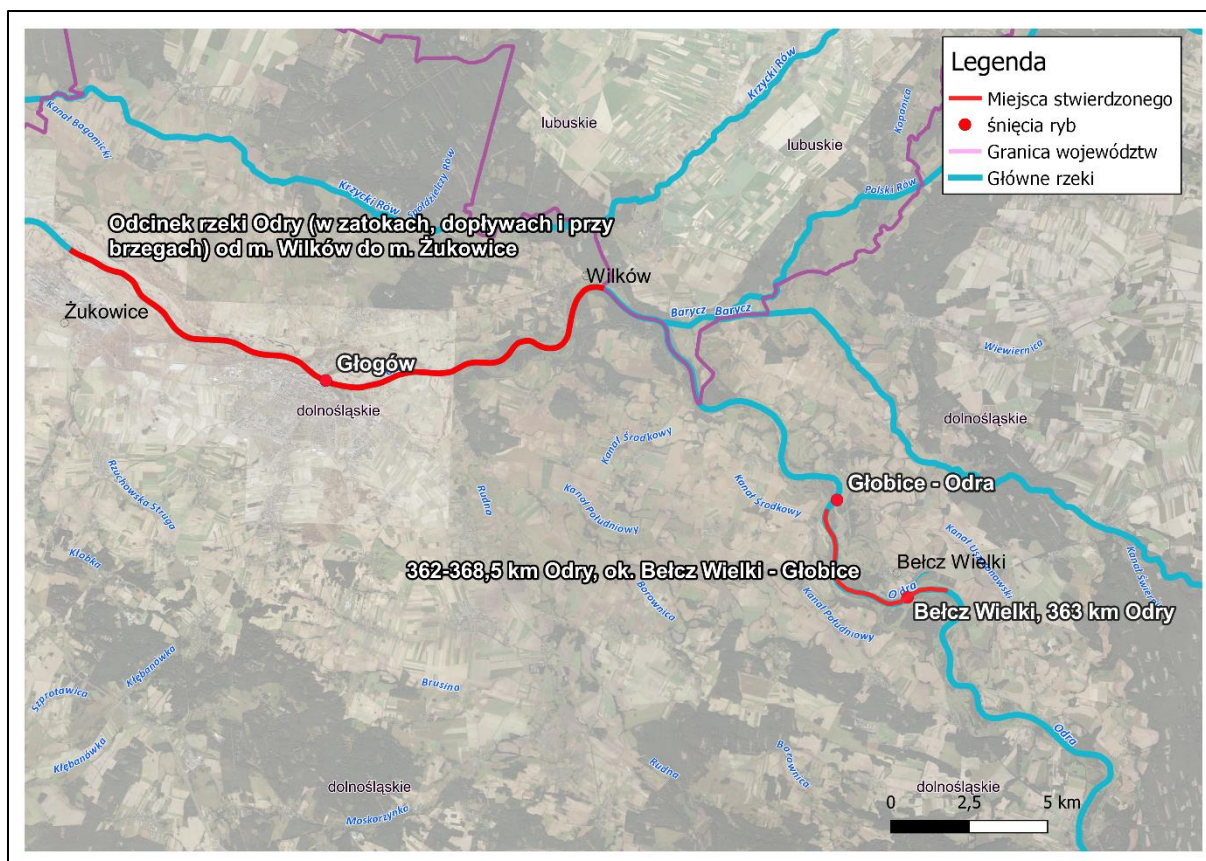


Rycina I.10 Zbiornik Prężyce

W dniach 4-12 sierpnia 2022 r. Polski Związek Wędkarski Okręg w Legnicy codziennie otrzymywał informacje o śniętych rybach na odcinku rzeki Odry od m. Wilków do m. Żukowice (okolice Głogowa) tj. na odcinku rzeki Odry od km 381+500 do 398+500. Obserwacje śniętych ryb na odcinku od m. Bełcz Wielki, położonego ok. 75 km poniżej Wrocławia, w ok. km 363 km rz. Odry, do m. Żukowice przedstawia tabela (tab. I.11) i mapa (ryc. I.11) poniżej.

Tabela I.11 Ilości ryb śniętych zaobserwowanych na odcinku od m. Bełcz Wielki do m. Żukowice (źródło danych – PZW Legnica z dnia 6.09.2022 r., Raporty sytuacyjne Wojewódzkiego Centrum Zarządzania Kryzysowego nr 3, 5, 7, 8 i 15 dotyczące masowego śnięcia ryb na Odrze odpowiednio z dni - 13.08.2022 r., 15.08.2022 r., 17.08.2022 r., 18.08.2022 r. i 25.08.2022 r.)

L.p.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość/masa [kg] śniętych ryb
1	4.08-12.08.2022	zatoki, dopływy, brzegi rzeki Odry w rejonie Głogowa, od miejscowości Wilków do miejscowości Żukowice	brak danych
2	12.08.2022	Głogów	35 sztuk
3	14.08.2022	Ok. Bełcz Wielki - Głobice	250 kg
4	16.08.2022	Ok. Bełcz Wielki-Głobice, 362-368,5 km Odry	150 kg (25 kg leszcza, 20 kg płotek, 5 kg szczupaków i 5 kg lina)
5	17.08.2022	ul. Topolowa, Głogów, 393-396 km Odry	12 kg
6	17.08.2022	na obszarze portu zimowego na rzece Odra	10 kg
7	24.08.2022	Bełcz Wielki	150 kg
8	24.08.2022	Głobice	200 kg
Suma:			772 kg + 35 szt.



Rycina I.11 Miejsca stwierdzonego śnięcia ryb na odcinku od m. Bełcz Wielki do m. Żukowice

MIJESKA ODDALONE OD RZ. ODRY

Na terenie województwa dolnośląskiego obserwowano również śnięcie ryb w następujących lokalizacjach, oddalonych od rz. Odry⁷:

- Wojanów – Żwirownia, pow. jeleniogórski – 15.08.2022 r. – 38 szt.,
- Zbiornik Stradomia, gm. Syców – 18.08.2022 r. – 10 szt.,
- Barycz, Jaz Tama – 21.08.2022 r. – kilkadziesiąt szt.,
- Tyniec nad Ślężą – 22.08.2022 r. – 100 kg.

PODSUMOWANIE – WOJ. DOLNOŚLĄSKIE

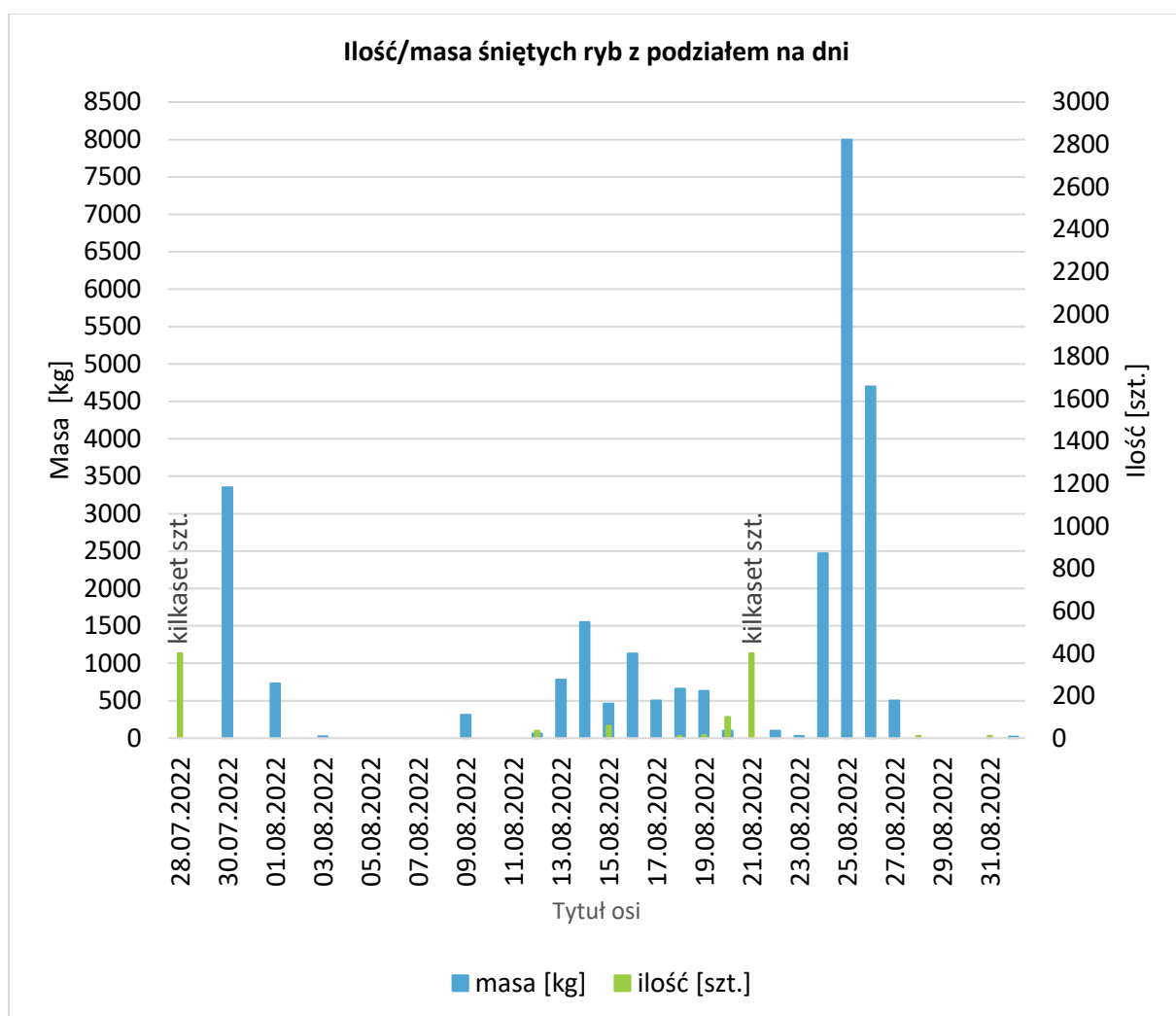
Na terenie województwa dolnośląskiego w sumie we wszystkich lokalizacjach monitoringowych zaobserwowano śnięcie ponad 26 ton ryb. Śnięcia były obserwowane w dniach 28 lipca – 1 września 2022 r. Poniższa tabela przedstawia zestawienie zbiorcze rozkładu śnięć w ww. dniach w zależności od lokalizacji [tab. I.12]. W sumie na terenie województwa dolnośląskiego zaobserwowano śnięcie ryb z gatunków brzana i boleń o łącznej masie 255 kg oraz różanki w ilości kilkadziesiąt osobników.

⁷ źródło - Raporty sytuacyjne Wojewódzkiego Centrum Zarządzania Kryzysowego nr 6, 9, 12 i 13 dotyczące masowego śnięcia ryb na Odrze odpowiednio z dni - 16.08.2022 r., 19.08.2022 r., 22.08.2022 r. i 23.08.2022 r.

Tabela I.12 Rozkład śnieć na terenie województwa dolnośląskiego

Data	Lokalizacja/ilość lub masa w kg śniętych ryb										
	m. Lipki	m. Oława	Oława -Jaz Opatowicki	Rezerwat Łacha Jelcz	zalew m. Czernica	Jez. Paniańskie i Jez. Rzeźniki	zbiornik Bajkał	m. Wrocław	zbiornik Prężyce	Bęcz Wielki, Głobice, Wilków-Żukowice	Wojanów, Zb. Stradomia, Barycz, Tyniec
28-07	kilkaset szt.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-07	-	3350	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31-07	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-08	-	250	480	-	-	-	-	-	-	-	-
2-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3-08	-	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	nieznana ilość	-
5-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-
6-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-
7-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-
8-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-
9-08	-	-	-	-	-	-	310	-	-		-
10-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-
11-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
12-08	-	-	-	-	-	-	60	-	pojed. szt.	35 szt.	-
13-08	-	-	-	50	30	-	500	-	200	-	-
14-08	-	-	-	-	150	-	1000	70	80	250	-
15-08	-	-	-	100	20 szt.	-	-	160	200	-	38 szt.
16-08	-	-	-	20	150	-	100	650	60	150	-
17-08	-	-	-	20	250	-	100	100	10	22	-
18-08	-	-	-	-	250	-	50	360	-	-	10 szt.
19-08	-	-	-	10	-	-	500	15 szt.	120	-	-
20-08	-	-	-	-	-	100 szt.	-	1	100	-	-
21-08	-	-	-	-	-	kilkaset szt.	-	-	-	-	kilkadziesiąt szt.
22-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
23-08	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	-
24-08	-	-	-	-	1000	60	1000	-	60	350	-
25-08	-	-	-	500	1500	-	6000	-	-	-	-
26-08	-	-	-	2 szt.	3500	-	1200	-	-	-	-

27-08	-	-	-	-	500	-	-	2	-	-	-
28-08	-	-	-	-	-	-	-	10 szt.	-	-	-
29-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31-08	-	-	-	-	-	-	-	10 szt.	-	-	-
1-09	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-
Suma:	kilkaset szt.	3625	480	700	7350 + 20 szt.	60 kg + kilkaset szt.	10510	1653 kg + kilkadziesiąt szt.	860 kg	ponad 772 kg	100 kg + kilkadziesiąt szt.



Rycina I.12 Rozkład ilości/masy śniętych ryb na terenie województwa dolnośląskiego

I.3 OBSERWACJE PROWADZONE NA TERENIE WOJ. LUBUSKIEGO

Na terenie województwa lubuskiego jakościowe obserwacje śniętych ryb prowadzone były przez pracowników Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim. Odłowy śniętych ryb dokonywane były przez Polski Związek Wędkarski Okręg w Gorzowie Wielkopolskim (do dnia 12.08.2022 r.), Okręg w Zielonej Górze (do dnia 12.08.2022 r.) oraz od 12 sierpnia 2022 r. przez służby podległe Wojewodzie Lubuskiemu. Pierwsze śnięte ryby zaobserwowano w dniu 9 sierpnia 2022 r.

Poniższa tabela przedstawia wyniki obserwacji jakościowych dokonanych przez pracowników Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim [tab. I.13].

Tabela I.13 Wyniki obserwacji śnięć przez RDOŚ w Gorzowie Wielkopolskim (źródło danych – notatki własne Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim z dni 11-22.08.2022 r.)

Lp.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość (kg lub szt.)	Gatunki (jeśli są możliwe do określenia)
1	10.08.2022	Cigacice	około 100 sztuk (koza 5 szt., różanka 2 szt.)	koza, różanka , kleń, płoć, krąp, leszcz
2	11.08.2022	Cigacice - Krosno Odrzańskie km 468-513	trudna do określenia ilość, "być może cała populacja bolenia"	boleń , płoć
3	12.08.2022	Kostrzyn nad Odrą	kilkadziesiąt sztuk (koza 30 szt., boleń 1szt., piskorz 1 szt.)	koza pospolita, boleń , piskorz , węgorz, miętus, leszcz, szczupak, krąp, amur, kleń, płoć, ukleja, maźże
4	12.08.2022	Drzewice	kilkadziesiąt sztuk	krąp, leszcz
5	12.08.2022	Cigacice (most drogowy-główki portu)	pojedyncze sztuki	płoć, sandacz, kleń, boleń ,
6	13.08.2022	Kostrzyn-Kaleńsko p. Kostrzyn	kilkaset sztuk ryb, (boleń 1 szt., piskorz 1 szt., koza 24 szt.) ponad 1200 sztuk maźży	koza, boleń, piskorz , leszcz, szczupak, krąp, amur, kleń, płoć, ukleja
7	13.08.2022	Kostrzyn-Kaleńsko p. Kostrzyn	kilkadziesiąt sztuk ryb (koza 16 szt., boleń 3 szt., piskorz 1 sz., kiełb 2 szt.) kilkaset sztuk maźży	koza, boleń, piskorz , kiełb, leszcz, szczupak, krąp, amur, kleń, płoć, ukleja
8	13.08.2022	Kostrzyn-Kaleńsko p. Kaleńsko	kilka sztuk ryb	trudne do określenia ze względu na znaczną odległość od brzegu
9	14.08.2022	Słubice	kilkaset sztuk ryb (koza 15 szt.), kilkaset sztuk maźży	koza pospolita , węgorz, miętus, leszcz, szczupak, krąp, kleń, płoć, jaź, wzdręga, ukleja

10	14.08.2022	Nowy Lubusz	kilkaset sztuk ryb (koza 120 szt.), kilkadziesiąt sztuk mały	koza pospolita , węgorz, miętus, leszcz, szczupak, krąp, kleń, płoć, jaź, wzdręga, ukleja
11	14.08.2022	Pławidło	kilkaset sztuk ryb (koza 150 szt., boleń 8 szt.), kilkaset sztuk mały	koza pospolita , boleń , węgorz, miętus, leszcz, szczupak, krąp, kleń, płoć, jaź, wzdręga, ukleja
12	15.08.2022	Krosno Odrzańskie	kilkaset sztuk ryb (boleń 1 szt., brzana 1 szt.) kilkadziesiąt sztuk mały	boleń , jelec, jaź, ukleja, krąp, leszcz, płoć, kleń, szczupak, sandacz, węgorz, brzana
13	15.08.2022	Połęcko	kilkadziesiąt sztuk ryb, kilkadziesiąt sztuk mały	gatunki trudne do określenia ze względu na znaczny stopień rozkładu
14	19.08.2022	Cigacice -port	kilkadziesiąt sztuk tryb	leszcz, kleń, płoć, szczupak, okoń
15	20.08.2022	Krosno Odrzańskie	dwie sztuki	gatunki trudne do określenia ze względu na znaczny stopień rozkładu
16	22.08.2022	Cigacice prawy brzeg, odnoga portowa	kilkadziesiąt sztuk	okoń, różanka , płoć

Koza pospolita *Cobitis taenia*, piskorz *Misgurnus fossilis* są gatunkami wymienionymi w II Załączniku Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory. Gatunki te zostały wskazane w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt, jako podlegające ochronie częściowej.

Niektóre gatunki mały podlegają ochronie na podstawie rozporządzenia w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt oraz zostały wymienione w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000.

Na terenie województwa lubuskiego przez pracowników Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim zaobserwowano 360 osobników śniętych sztuk kozy pospolitej, 3 os. piskorza, 1 os. brzany oraz trudną do określenia liczbę bolenia.

Na terenie województwa lubuskiego do dnia 12 sierpnia 2022 r. odłowy prowadzone były przez Polski Związek Wędkarski. Masę odłowionych śniętych ryb przedstawiono poniżej [tab. I.14].

Tabela I.14 Wyniki odłowów prowadzonych przez Polski Związek Wędkarski (źródło danych – pismo Polskiego Związku Wędkarskiego Okręg w Zielonej Górze z dn. 05.09.2022 r. znak: 1862/22/ZZW/KM oraz Polskiego Związku Wędkarskiego Okręg w Gorzowie Wielkopolskim z dn. 06.09.2022 r. znak: GRW-78/01/2022; *informacja dotyczy ilości odłowionych śniętych ryb w dniach 9 - 15 sierpnia 2022 r., brak możliwości przypisania danych do konkretnej daty)

Lp.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość (kg lub szt.)	Gatunki (jeśli są możliwe do określenia)
1	09.08.2022	Krosno Odrzańskie	590 kg	leszcz, krap, płoć, sandacz, brzana, boleń, jaź, kleń, szczupak, certa, jazgarz, karp, kleń, lin, miętus, okoń, rozpiór, świnka, węgorz, ukleja, jaź *
2	09.08.2022	Wieloblota-Cigacice	350 kg	leszcz, krap, płoć, sandacz, brzana, boleń, jaź, kleń, szczupak, certa, jazgarz, karp, kleń, lin, miętus, okoń, rozpiór, świnka, węgorz, ukleja, jaź *
3	10.08.2022	Krosno Odrzańskie	1360 kg	leszcz, krap, płoć, sandacz, brzana, boleń, jaź, kleń, szczupak, certa, jazgarz, karp, kleń, lin, miętus, okoń, rozpiór, świnka, węgorz, ukleja, jaź *
4	10.08.2022	Milsko (ok. km 450+300)-Cigacice	1560 kg	leszcz, krap, płoć, sandacz, brzana, boleń, jaź, kleń, szczupak, certa, jazgarz, karp, kleń, lin, miętus, okoń, rozpiór, świnka, węgorz, ukleja, jaź *
5	11.08.2022	Krosno Odrzańskie	3520 kg	leszcz, krap, płoć, sandacz, brzana, boleń, jaź, kleń, szczupak, certa, jazgarz, karp, kleń, lin, miętus, okoń, rozpiór, świnka, węgorz, ukleja, jaź *
6	11.08.2022	Cigacice	660 kg	leszcz, krap, płoć, sandacz, brzana, boleń, jaź, kleń, szczupak, certa, jazgarz, karp, kleń, lin, miętus, okoń, rozpiór, świnka, węgorz, ukleja, jaź *
7	11.08.2022	Kleniczki	1250 kg	leszcz, krap, płoć, sandacz, brzana, boleń, jaź, kleń, szczupak, certa, jazgarz, karp, kleń, lin, miętus, okoń, rozpiór, świnka, węgorz, ukleja, jaź *
8	10-11.08.2022	Kostrzyn nad odra, Górzycza, Słubice	około 5000 kg	boleń, brzana, kleń, jaź, krap, leszcz, lin, miętus, okoń, płoć, sandacz, szczupak, sum, węgorz, kielb, karp, tołpyga, amur biały, wzdreğa, karaś, różanka, koza
Suma:			14 290 kg	

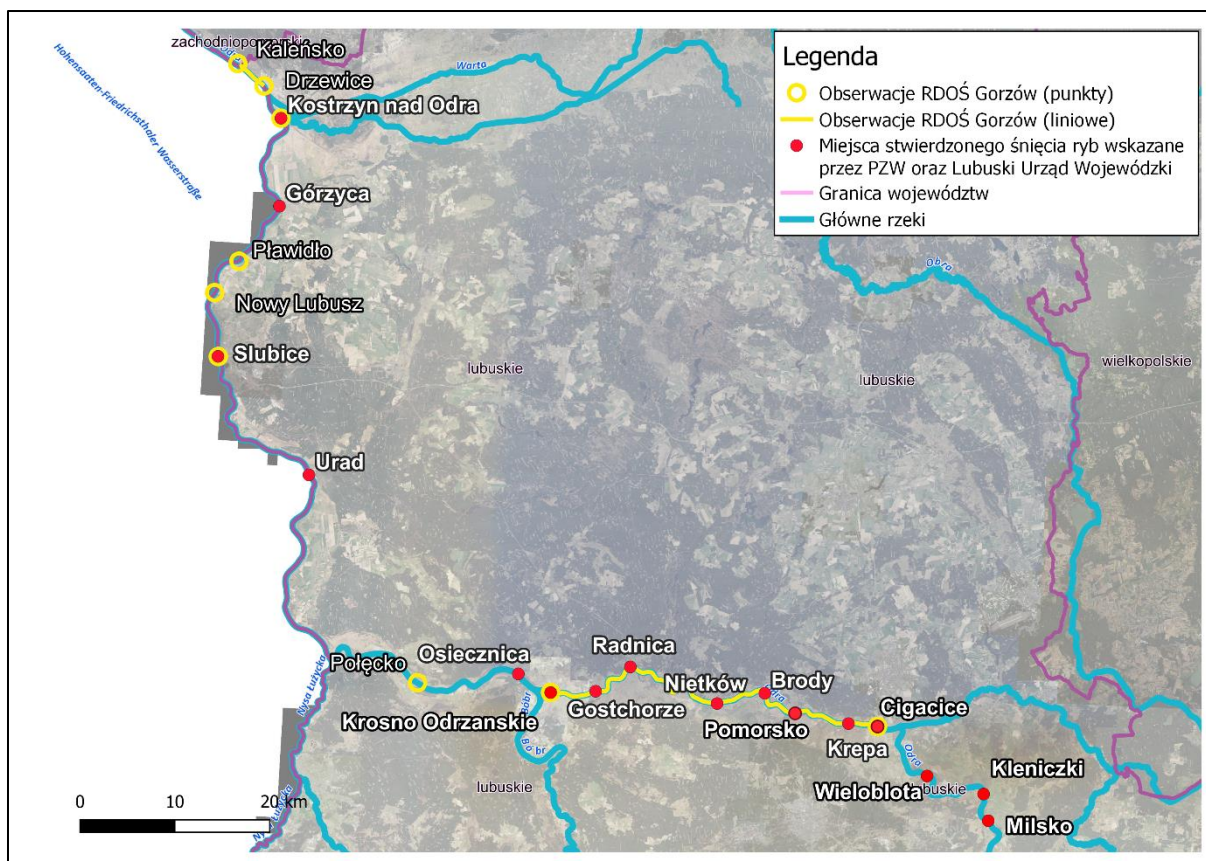
Od 12 sierpnia 2022 r. odłowy prowadzone były przez służby podległe Wojewodzie Lubuskiemu. Dane przedstawiające ilość odłowionych śniętych ryb przedstawiono poniżej [tab. 1.15].

Tabela 1.15 Wyniki odłowów prowadzonych przez służby podległe Wojewodzie Lubuskiemu wg. stanu na dzień 30.08.2022 r. (źródło danych – pismo Lubuskiego Urzędu Wojewódzkiego w Gorzowie Wielkopolskim z dn. 06.09.2022 r. znak: BZK.6333.4.2022)

Lp.	Data obserwacji	Miejsce obserwacji	Ilość (kg lub szt.)
1	12.08.2022	Kostrzyn nad Odrą	1360 kg
2	12.08.2022	Słubice	1000 kg
3	12.08.2022	Gostchorze	800 kg
4	12.08.2022	Radnica	1540 kg
5	12.08.2022	Górzycza	820 kg
6	12.08.2022	Urad	580 kg
7	13.08.2022	Radnica	3100 kg
8	13.08.2022	Słubice	700 kg
9	13.08.2022	Górzycza	1600 kg
10	13.08.2022	Urad	400 kg
11	13.08.2022	Cigacice	760 kg
12	14.08.2022	Radnica	2500 kg
13	14.08.2022	Krępa	960 kg
14	14.08.2022	Urad	150 kg
15	14.08.2022	Słubice	250 kg
16	14.08.2022	Górzycza	2700 kg
17	15.08.2022	Gostchorze	1500 kg
18	15.08.2022	Brody	1960 kg
19	15.08.2022	Kostrzyn	80 kg
20	15.08.2022	Górzycza	1260 kg

21	16.08.2022	Osiecznica	900 kg
22	16.08.2022	Nietków	1940 kg
23	16.08.2022	Górzycza	940 kg
24	17.08.2022	Osiecznica	400 kg
25	17.08.2022	Nietków	700 kg
26	17.08.2022	Górzycza	740 kg
27	18.08.2022	Nietków	580 kg
28	18.08.2022	Górzycza	800 kg
29	20.08.2022	Pomorsko	660 kg
30	24.08.2022	Cigacice	450 kg
Suma:			32 130 kg

Miejsca obserwacji dokonanych przez Polski Związek Wędkarski, Lubuski Urząd Wojewódzki w Gorzowie Wielkopolskim oraz pracowników Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim wskazane zostały na poniższej mapie (ryc. I.13).

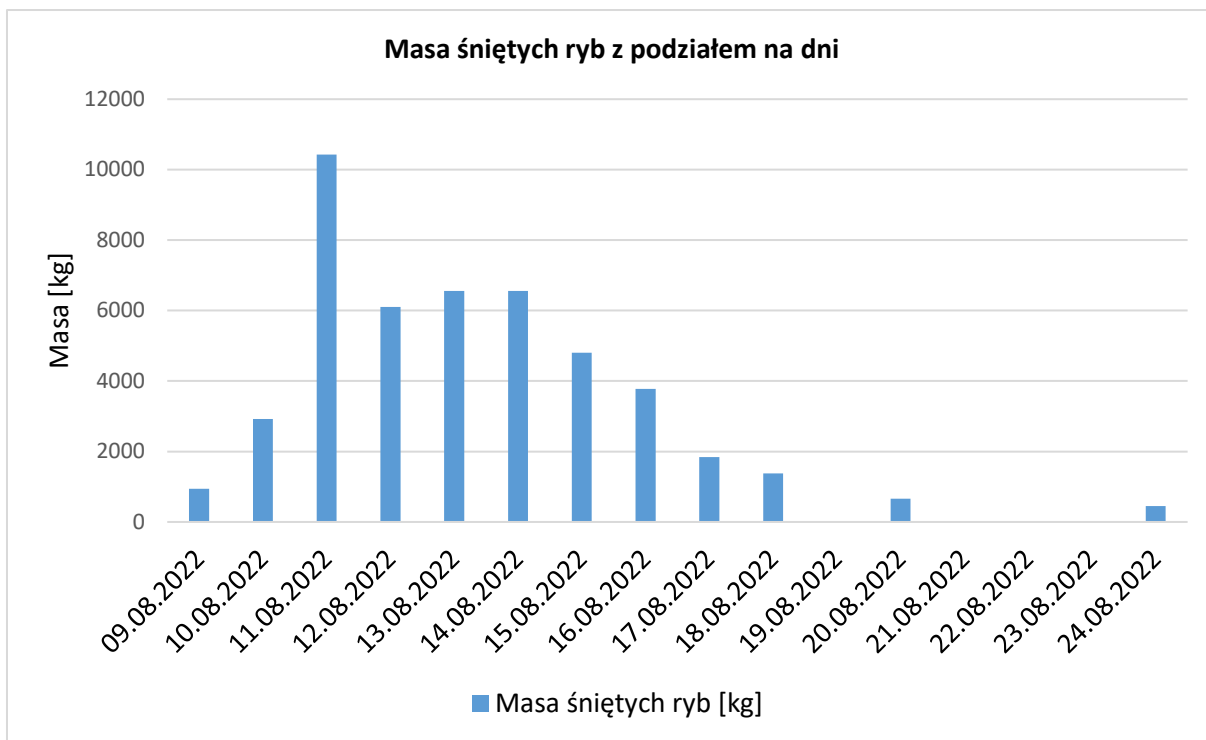


Rycina I.13 Miejsca obserwacji dokonanych przez PZW, Lubuski Urząd Wojewódzki oraz pracowników Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim

Suma mas odłowionych śniętych ryb przez Polski Związek Wędkarski Okręg w Gorzowie Wielkopolskim oraz Okręg w Zielonej Górze i służby podległe Wojewodzie Lubuskiemu wskazuje, iż z terenu województwa lubuskiego w dniach 9-24 sierpnia 2022 r. odłowiono w sumie **46 420 kg** śniętych ryb.

Na wykresie poniżej przedstawiono rozkład zaobserwowanych śniętych ryb na terenie województwa lubuskiego z podziałem na dni (ryc. 1.14). Do obliczeń wykorzystano dane podane przez Polski Związek Wędkarski Okręg w Gorzowie Wielkopolskim oraz Okręg w Zielonej Górze i służby podległe Wojewodzie Lubuskiemu.

W obliczeniach nie zawarto wyników obserwacji prowadzonych przez pracowników Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim z uwagi na fakt, iż były to obserwacje o charakterze jakościowym. Podczas tych obserwacji nie dokonywano odłowów śniętych ryb.



Rycina I.14 Rozkład śnięć ryb na terenie województwa lubuskiego na podstawie danych PZW oraz służb podległych Wojewodzie Lubuskiemu

I.4 OBSERWACJE PROWADZONE NA TERENIE WOJ. ZACHODNIOPOMORSKIEGO

Na terenie województwa zachodniopomorskiego w nurcie rzeki Odra pierwsze śnięte ryby zaobserwowano w dniu 11 sierpnia 2022 r.

Z uwagi na fakt, że rzeka Odra w granicach województwa zachodniopomorskiego we wsi Widuchowa rozdziela się na dwa nurty i dalej w dół rzeki tworzy liczne rozlewiska monitorowanie rzeki oraz zbieranie martwych ryb odbywało się w miarę potrzeb w różnych miejscach.

Należy podkreślić, że na terenie województwa zachodniopomorskiego obserwowano dwa zjawiska związane ze śnięciem ryb i mięczaków. W pierwszym przypadku, z góry rzeki spływały martwe ryby w sposób masowy, ich śnięcie rozpoczęło się przed granicami województwa zachodniopomorskiego. Zjawisko to obserwowano od dnia 11 sierpnia na odcinku od granic województwa do mostu na Regalicy (Odra Wschodnia) na autostradzie A6 do dnia 16 sierpnia 2022 r., przy czym poniżej Gryfina (ok. km 718+500 rz. Odry), śnięcia były incydentalne. W drugim przypadku śnięcie ryb i mięczaków miało miejsce już na terenie województwa zachodniopomorskiego i wynikało z tzw. Przyduchy, czyli niedostatecznej ilości tlenu w wodzie.

Zestawienie dotyczące odłowu martwych ryb z terenu województwa zachodniopomorskiego przedstawia poniższa tabela [tab. I.16].

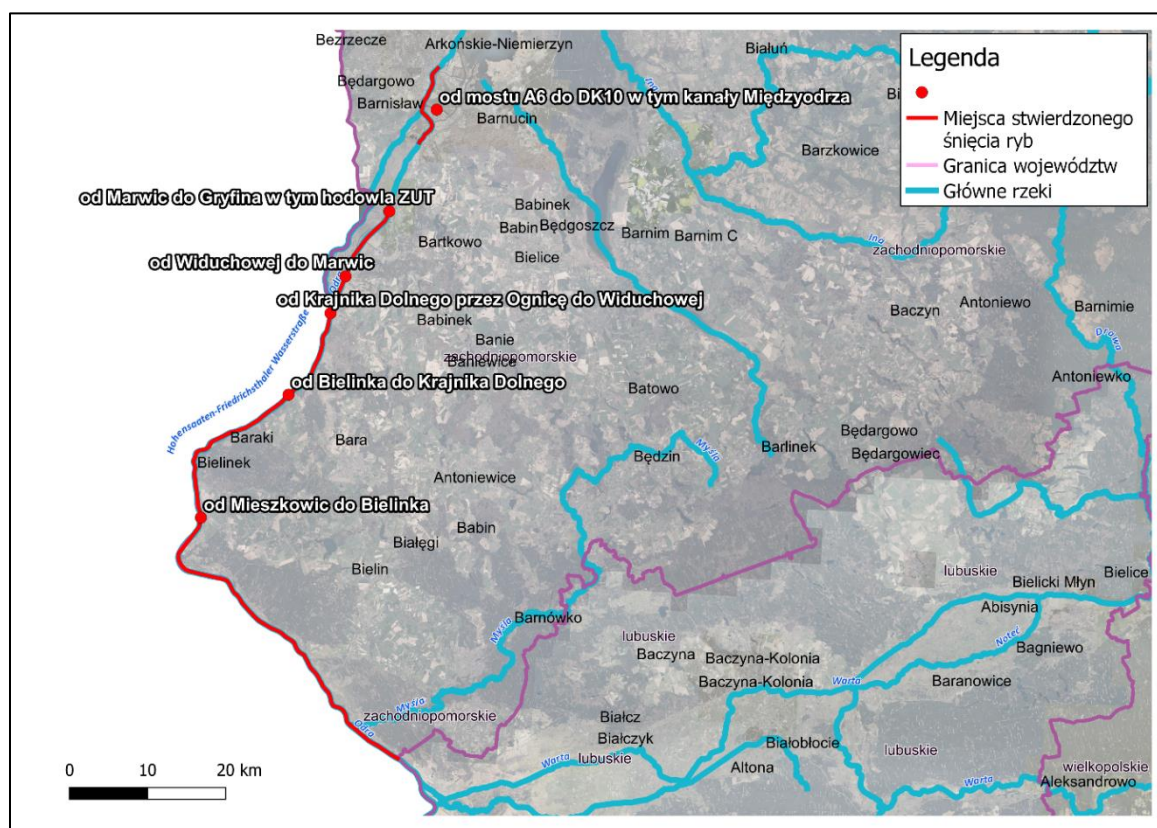
Tabela I.16 Wyniki odłowów śniętych ryb na terenie woj. zachodniopomorskiego (źródło danych – dane Spółdzielni Rybackiej "Regalica", Wojewódzkiej Inspekcji Weterynaryjnej w Szczecinie, Raporty Sytuacyjne Zachodniopomorskiego Urzędu Wojewódzkiego WCZK nr 7, 8, 10, 11, 13, 14, 15, 16, 17 i 20, odpowiednio z dni - 17.08.2022 r., 18.08.2022 r., 20.08.2022 r., 21.08.2022 r., 23.08.2022 r., 24.08.2022 r., 25.08.2022 r., 26.08.2022 r., 27.08.2022 r. i 30.08.2022 r. oraz obserwacje własne pracowników Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Szczecinie w zakresie gatunków)

Lp.	Data obserwacji	Miejsce	Ilość [kg]	Łączna ilość z danych dni [kg]	Gatunki
1	11 - 12.08.2022	Odcinek Odry od granic województwa do km 701 Odry Wschodniej plus punktowo: Widuchowa	570 kg	570 kg	płoć, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, jaź, różanka (1 szt.)
2	13 - 14.08.2022	od Mieszkowic do Bielinka	2 540 kg	17 450 kg	płoć, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdreğa, jaź, kiełb, jesiotr, sum, miętus, lin
		od Bielinka do Krajnika Dolnego	14 340 kg		
		od Widuchowej do Marwic	570 kg		
3	15.08.2022	od Mieszkowic do Bielinka	1 310 kg	27 560 kg	płoć, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdreğa, jaź, kiełb, jesiotr, sum, miętus, karp, karaś japoński, lin
		od Bielinka do Krajnika Dolnego	9 150 kg		
		od Krajnika Dolnego przez Ognicę do Widuchowej	7 520 kg		
		od Marwic do Gryfina w tym hodowla ZUT	9 580 kg		
4	16.08.2022	od Mieszkowic do Bielinka	6 720 kg	21 120 kg	płoć, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdreğa, jaź, kiełb, jesiotr, sum, miętus, karp, karaś japoński, lin
		od Krajnika Dolnego przez Ognicę do Widuchowej	5 000 kg		
		od Widuchowej do Marwic	6 100 kg		
		od Marwic do Gryfina w tym hodowla ZUT	3 300 kg		
5	17.08.2022	od Bielinka do Krajnika Dolnego	3 200 kg	12 960 kg	płoć, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdreğa, jaź, kiełb, jesiotr,
		od Krajnika Dolnego przez Ognicę do Widuchowej	3 760 kg		

		od Marwic do Gryfina w tym hodowla ZUT	3 000 kg		sum, miętus, karaś japoński, lin, węgorz, brzana
		od mostu A6 do DK10, w tym kanały Międzyodrza	3 000 kg		
6	19.08.2022	od Mieszkowic do Bielinka	1 560 kg	15 560 kg	płoc, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdregą, jaź, kietb, jesiotr, sum, miętus, karaś japoński, lin, węgorz, brzana
		od Bielinka do Krajnika Dolnego	3 700 kg		
		od Marwic do Gryfina w tym hodowla ZUT	10 300 kg		
7	20.08.2022	od Mieszkowic do Bielinka	6 380 kg	11 380 kg	płoc, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdregą, jaź, kietb, jesiotr, sum, miętus, karaś japoński, lin, węgorz
		od mostu A6 do DK10, w tym kanały Międzyodrza	5 000 kg		
8	21 - 22. 08.2022	od mostu A6 do DK10, w tym kanały Międzyodrza	28 080 kg	28 080 kg	płoc, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdregą, jaź, kietb, jesiotr, sum, miętus, karaś japoński, lin
9	23.08.2022	od Marwic do Gryfina w tym hodowla ZUT	7 040 kg	16 040 kg	płoc, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdregą, jaź, kietb, jesiotr, sum, miętus, karaś japoński, lin
		od mostu A6 do DK10, w tym kanały Międzyodrza	9 000 kg		
10	24.08.2022	od mostu A6 do DK10, w tym kanały Międzyodrza	11 240 kg	11 240 kg	płoc, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdregą, jaź, kietb, jesiotr, sum, miętus, karaś japoński, lin
11	25.08.2022	od mostu A6 do DK10, w tym kanały Międzyodrza	6 300 kg	6 300 kg	płoc, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdregą, jaź, kietb, jesiotr, sum, miętus, karaś japoński, lin

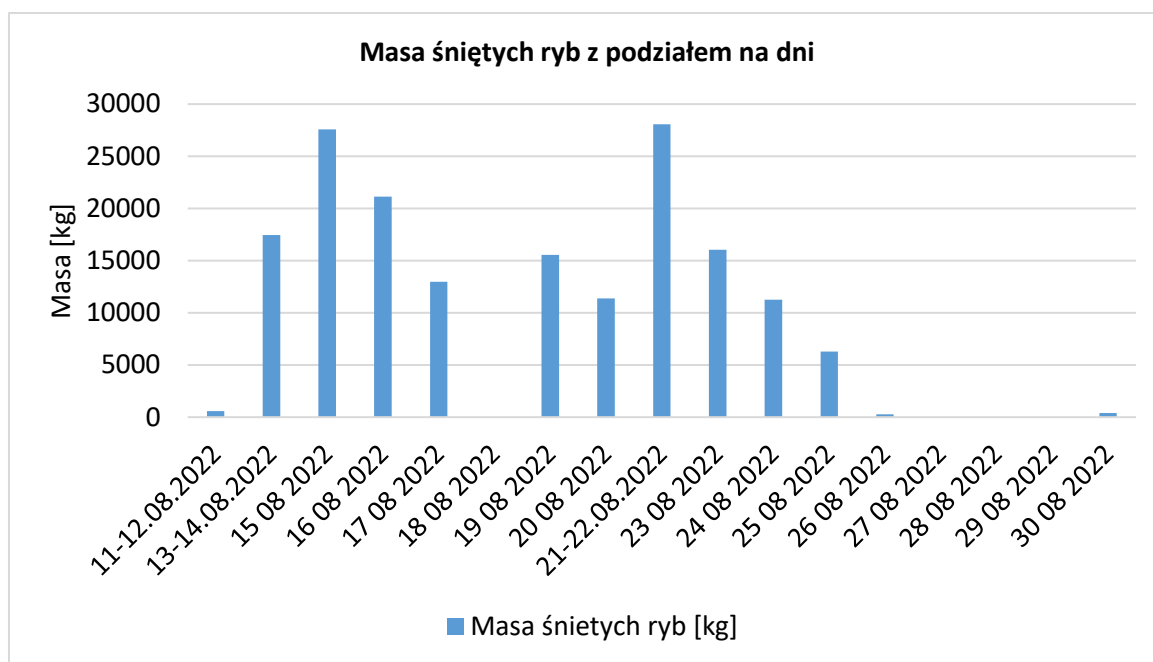
12	26.08.2022	od Marwic do Gryfina w tym hodowla ZUT	260 kg	260 kg	płoć, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdręga, jaź, kiełb, jesiotr, sum, miętus, karaś japoński, lin
13	30.08.2022	od mostu A6 do DK10, w tym kanały Międzyodrza	400 kg	400 kg	płoć, leszcz, rozpiór, krąp, kleń, boleń, okoń, szczupak, ukleja, sandacz, babka bycza, jazgarz, wzdręga, jaź, kiełb, jesiotr, sum, miętus, karaś japoński, lin
Suma:			168 920 kg		

Miejsca obserwacji, podczas których stwierdzono śnięte ryby wskazano na poniższej mapie (ryc. I.15).



Rycina I.15 Miejsca stwierdzonego śnięcia ryb na terenie woj. zachodniopomorskiego

Poniżej przedstawiono rozkład zaobserwowanych ilości śniętych ryb na terenie woj. zachodniopomorskiego z podziałem na dni (ryc. I.16).



Rycina I.16 Rozkład śnięć ryb na terenie województwa zachodniopomorskiego

I.5. PODSUMOWANIE

Masowe śnięcie ryb na terenie województw – śląskie, opolskie, dolnośląskie, lubuskie i zachodniopomorskie obserwowane było od końca lipca 2022 r. W działaniach związanych z odławianiem śniętych ryb uczestniczyli m.in. miejscowe okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego oraz służby podległe wojewodom. Przedstawione dane zostały zaczerpnięte z dokumentów takich jak m.in. raporty wojewódzkich centrów zarządzania kryzysowego, wojewódzkich inspekcji weterynaryjnych, faktur. Na terenie ww. województw od końca lipca 2022 r. do 12 września 2022 r. zaobserwowano łącznie ponad 249 ton śniętych ryb [tab. I.17].

Tabela I.17 Ilość śniętych ryb zaobserwowanych na terenie woj. śląskiego, opolskiego, dolnośląskiego, lubuskiego i zachodniopomorskiego

Województwo	Ilość śniętych ryb [tona]
śląskie (Kanał Gliwicki)	7,3 t
opolskie (Kanał Gliwicki)	
dolnośląskie	26,1 t
lubuskie	46,42 t
zachodniopomorskie	169 t
łącznie:	ok. 249 ton

Wśród śniętych ryb zaobserwowane zostały gatunki wymienione w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt oraz Dyrektywie Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych, oraz dzikiej fauny i flory, takie jak boleń, brzana, koza pospolita, piskorz i różanka. Osobniki różanki nie osiągają dużych rozmiarów, w związku z czym podlegają szybkiemu rozkładowi, co mogło być jedną z przyczyn niestwierdzenia ich wśród śniętych ryb w części badanych obszarów. Ponadto z racji małych rozmiarów osobniki te mogły nie zostać wychwycone przez sieci odławiające. W związku z powyższym, śniętych osobników ww. gatunku mogło być więcej.

Łącznie zaobserwowano 255 kg oraz ponad 400 śniętych ryb z ww. gatunków. Są to ilości, które można było oszacować. Jednakże, w większości przypadków podczas odłowów nie dokonywano podziału śniętych ryb na gatunki, wobec czego rzeczywista ilość osobników z ww. gatunków nie jest możliwa do wskazania.

Należy zauważyć, że na rzece Odrze w newralgicznym okresie znajdowały się również miejsca, w których zjawisko śnięcia ryb nie było stwierdzone. Wskazać należy, że śnięcie ryb obserwowane było w różnych miejscach punktowo, a dodatkowo w różnych przedziałach czasowych:

- w wodach Kanału Gliwickiego istotne śnięcie ryb zaobserwowano w dniach: 18-20 sierpnia 2022 r. oraz od 28 sierpnia 2022 r.;
- na terenie województwa dolnośląskiego od końca lipca do 3 sierpnia 2022 r. stwierdzono śnięcie ryb wyłącznie na śluzie w Lipkach, w Kanale Żeglugowym w Oławie oraz średnie ilości na odcinku od Oławy do Jazu Opatowickiego. W innych miejscach zlokalizowanych poniżej Oławy w tym czasie nie obserwowano śnięć.

W okresie pomiędzy 3 a 9 sierpnia 2022 r. nie notowano śnięcia ryb na terenie województwa dolnośląskiego, z wyjątkiem obserwacji śniętych ryb od dnia 4 sierpnia 2022 r. na jednym odcinku w rejonie Głogowa- od miejscowości Wilków do miejscowości Żukowice.

Natomiast w późniejszym okresie, w dniu 9 sierpnia 2022 r. oraz od dnia 12 sierpnia 2022 r. obserwowano śnięcie w zbiornikach, oraz kanałach połączonych z Odrą.

W okolicach rezerwatu Łacha Jelcz, zb. Bajkał, Czernicy, Wrocławia, gdzie były prowadzone obserwacje punktowe, obserwowano śnięcie ryb od ok. 12-13 sierpnia 2022 r. do ok. 19-20 sierpnia 2022 r., a następnie od ok. 23-24 sierpnia 2022 r. do ok. 27 sierpnia 2022 r. We Wrocławiu zaobserwowano jeszcze jednostkowe śnięcie w dn. 28 i 31 sierpnia 2022 r. Na Odrze za Wrocławiem, aż do Bełcza Wielkiego (ok. 100 km odcinek rzeki – od ok. km 260 do 364+500 rz. Odry) nie odnotowano śnięcia ryb. Martwych osobników nie zaobserwowano również na kracie elektrowni w Malczycach znajdującej się na ww. odcinku rzeki w jej km ok. 300+400. Natomiast w zbiorniku Prężyce, położonym w rejonie tego odcinka martwe ryby były obserwowane w tych samych dniach co w rezerwacie Łacha Jelcz, zb. Bajkał i Czernicy. Największą masę śniętych ryb:

- na terenie województwa dolnośląskiego zaobserwowano w dniach 30-31 lipca 2022 r. oraz 24-26 sierpnia 2022 r.;
- na terenie województwa lubuskiego zaobserwowano najwięcej śniętych ryb w dniach 10-16 sierpnia 2022 r., przy czym w dniu 11 sierpnia 2022 r. odnotowano największą masę – ponad 10 ton;
- na terenie województwa zachodniopomorskiego największą ilość śniętych ryb zaobserwowano w dniach 13-17 sierpnia 2022 r., gdzie w dniu 15 sierpnia 2022 r. stwierdzono największą masę ryb (ok. 27,5 tony) oraz w dniach 19- 25 sierpnia 2022 r. gdzie największą masę stwierdzono w dniach 21-22 sierpnia 2022 r. (ok. 28 ton).

Jak wynika z powyższego, obserwowane śnięcie ryb nie było zjawiskiem ciągłym. Śnięcie występowało na różnych odcinkach rzeki Odry oraz zbiornikach powiązanych z rzeką w różnych przedziałach czasowych. Działania regionalnych dyrekcji ochrony środowiska były głównie ukierunkowane na jakościową obserwację śnięć poszczególnych gatunków ryb stanowiących jeden z komponentów środowiska objęty zakresem ustawy z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2020 r. poz. 2187, z późn. zm.). Z uwagi na złożoność procesów i dynamikę sytuacji dane mają charakter szacunkowy i mogą być obarczone błędem. W celu dokładniejszego określenia skali ubytku w populacjach poszczególnych gatunków podlegających ochronie, zostanie wykonana dodatkowa ekspertyza.



II. SYTUACJA HYDROMETEOROLOGICZNA W OKRESIE POPRZEDZAJĄCYM ŚNIĘCIE RYB

II. SYTUACJA HYDROMETEOROLOGICZNA W OKRESIE POPREDZAJĄCYM ŚNIĘCIE RYB

Zespół autorów z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowego Instytutu Badawczego: Dawid Biernacik, Michał Marosz, Mirosław Miętus, Izabela Adrian, Michał Sikora-Le, Franciszek Szumiejko, Paweł Przygodzki, Joanna Troska, Magdalena Korcz, Emilia Popielewska-Jaworska, Wioleta Aniśkiewicz

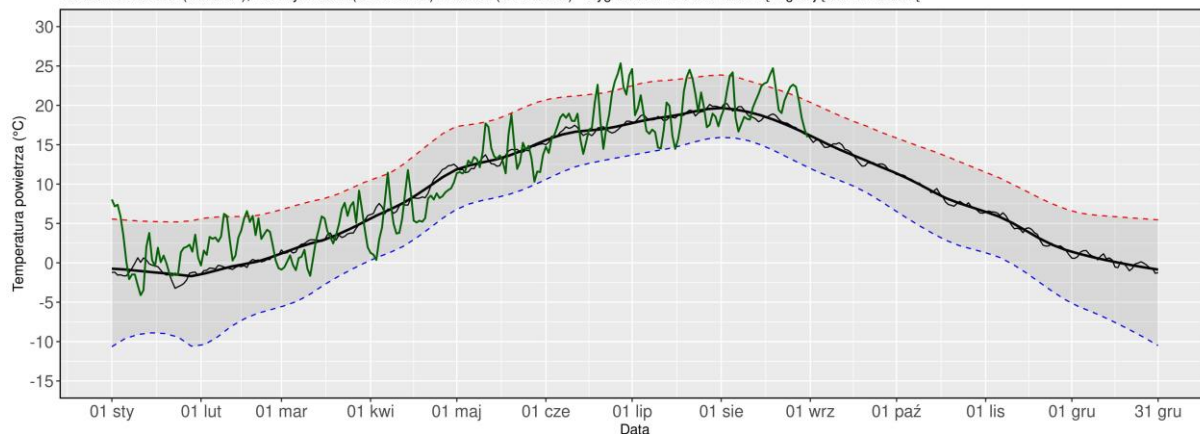
II.1. WARUNKI KLIMATYCZNE W LIPCU I SIERPNIU 2022 ROKU W POLSCE, ZE SZCZEGÓLNYM UWZGLĘDNIENIEM DORZECZA ODRY

Rozdział został opracowany na podstawie Biuletynu Monitoringu Klimatu Polski publikowanego regularnie przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej PIB (<https://klimat.imgw.pl/pl/biuletyn-monitoring/>) oraz comiesięcznych komunikatów dot. warunków klimatycznych publikowanych na stronie <https://imgw.pl>.

Lipiec 2022 roku był w Polsce miesiącem **normalnym** pod względem termicznym. Średnia obszarowa temperatura powietrza wyniosła w Polsce 18,9°C i była tylko o 0,1°C wyższa od średniej wieloletniej dla tego miesiąca (klimatologiczny okres normalny 1991-2020). Rejon zachodniej części nizin, a więc w znacznej części obszar dorzecza Odry, był w tym miesiącu najcieplejszym regionem w kraju ze średnią obszarową temperaturą wynoszącą 19,9°C (anomalia +0.5°C w stosunku do normy). Spośród wszystkich stacji synoptycznych w Polsce najcieplej było we Wrocławiu (20,4°C), Opolu i Poznaniu (20,2°C) oraz Legnicy i Zielonej Górze (20,1°C). Wszystkie te stacje położone są w dorzeczu Odry. Najwyższą wartość temperatury powietrza (37,8°C) odnotowano 20 lipca w Słubicach (informacja dotyczy jedynie stacji synoptycznych). Warto odnotować, że tego dnia maksymalne wartości temperatur wystąpiły na kilku innych stacjach w dorzeczu Odry, między innymi Zielonej Górze (35,9°C) i Gorzowie Wielkopolskim (35,7°C). Pod koniec drugiej dekady lipca wystąpił 3-dniowy epizod ciepła, gdy średnia temperatura dobowa na obszarze Polski przekroczyła wartości kwantyla 95%.

Przebieg wartości temperatury powietrza w Polsce w lipcu był dość charakterystyczny (rys. II.1). Początek miesiąca to kontynuacja silnej i długotrwałej fali upału z końca czerwca 2022 przy czym już w pierwszych dniach lipca zanotowano jej znaczny spadek. Pierwsze 20 dni lipca charakteryzowało się znacznymi wahaniami temperatury. Na początku 2 dekady nastąpił chwilowy silny wzrost temperatury, po czym w ostatnich dniach miesiąca oscylowała ona w pobliżu przebiegu średniej wieloletniej. Podobny przebieg zanotowano na stacjach dorzecza Odry, przy czym należy wspomnieć, że temperatura maksymalna notowana na stacjach w dorzeczu Odry na początku drugiej dekady miesiąca znacznie przekraczała wartości kwantyla 95% nawet o 5°C.

Zmienność średniej dobowej temperatury powietrza (TSRD) w Polsce w 2022 na tle charakterystyk wieloletnich 1991-2020
 średnia dobowa 2022 (l. zielona),
 średnia wieloletnia (l. czarna), kwantyle: 95% (l. czerwona) oraz 5% (l. niebieska) - wygładzone lokalnie ważoną regresją wielomianową



Źródło: IMGW-PIB

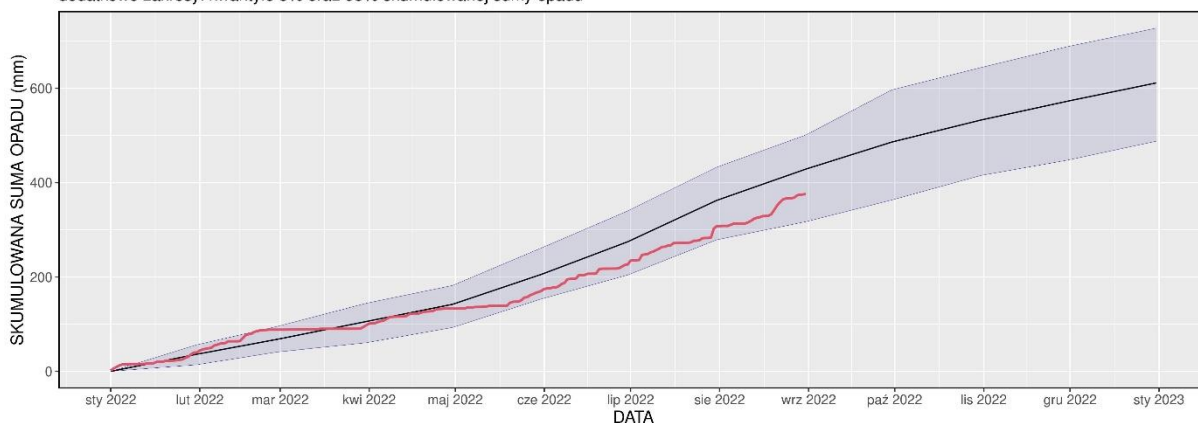
Rysunek II.1 Zmienność średniej obszarowej dobowej temperatury powietrza w Polsce w 2022 na tle charakterystyk wieloletnich (1991-2020)

W lipcu wzdłuż biegu Odry od jej wplynięcia na obszar Polski aż po Gorzów Wielkopolski miesięczna suma usłonecznienia dochodziła do 320 godzin. W stosunku do normy wieloletniej obszar ten charakteryzował się istotnie wyższymi anomaliami miesięcznych sum usłonecznienia rzeczywistego względem okresu referencyjnego 1991-2020, które zawierały się między 20h a 60h.

Obszarowo uśredniona suma opadów atmosferycznych w lipcu wyniosła w Polsce 79,3 mm i była o **8,4 mm** mniejsza od normy dla tego miesiąca, określonej na podstawie pomiarów w latach 1991-2020. Według klasyfikacji Kaczorowskiej miniony lipiec w skali całego kraju należy zaliczyć do miesięcy **normalnych** (opady stanowiły 90,5 proc. normy dla tego miesiąca). Jednakże rozkład przestrzenny sumy opadów w lipcu 2022 r. był w Polsce silnie zróżnicowany. Najwyższe sumy miesięczne odnotowano w Tatrach i południowych krańcach Podhala (ponad 190 mm). Z kolei najniższe opady, poniżej 30 mm, wystąpiły w Poznaniu, Słubicach oraz Zielonej Górze (tu zanotowano minimum miesięcznej sumy opadów w Polsce w tegorocznym lipcu - 14,9 mm), a więc na stacjach w obszarze dorzecza Odry. W stosunku do średniej wieloletniej (1991-2020) opady w lipcu 2022 r. na obszarze zachodniej Polski zawierały się między 20 a 90 procent normy. Na stacji w Słubicach miesiąc został sklasyfikowany jako „skrajnie suchy” (poniżej 50% normy). Jedynie na stosunkowo niewielkim obszarze, w górnym biegu Odry, w rejonie Raciborza opady w lipcu przekroczyły normę, dochodząc do 130%.

W stosunku do normy wieloletniej, suma opadów od początku 2022 r. do końca lipca była niższa o blisko 20% (rys. II.2). Przy wysokich temperaturach powietrza, okresowo ekstremalnie wysokich, występowały warunki niesprzyjające poprawie wilgotności gleby. W lipcu 2022 r. obserwowano utratę wilgoci przez podłoże. Na wielu obszarach kraju parowanie przekraczało miesięczną normę opadów. Szczególnie duże straty wilgotności wystąpiły na obszarze Pojezierza i Niziny Wielkopolskiej oraz w zachodniej części Niziny Śląskiej, czyli głównie na obszarze dorzecza Odry. Przełom czerwca i lipca to wystąpienie intensywnych burz wraz z towarzyszącymi im opadami nawałnymi (np. w Szczecinie) i licznymi interwencjami Straży Pożarnej.

Skumulowana średnia obszarowa suma opadu w Polsce w roku 2022 - linia czerwona na tle kumulowanych norm wieloletnich 1991-2020 (miesięcznych) - linia czarna
 dodatkowe zakresy: kwantyle 5% oraz 95% skumulowanej sumy opadu



Źródło: IMGW-PIB

Rysunek II.2 Skumulowana suma wysokości opadów atmosferycznych w Polsce od 1. stycznia 2022 roku (linia czerwona) na tle skumulowanej sumy wieloletniej (linia czarna, 1991-2020)

Średnia obszarowa temperatura powietrza w sierpniu 2022 r. wyniosła w Polsce 20,5°C i była aż o 2,0°C wyższa od średniej wieloletniej dla tego miesiąca (klimatologiczny okres normalny 1991-2020). **Tegoroczny sierpień należy zaliczyć do miesięcy ekstremalnie ciepłych termicznie. Wg klasyfikacji rangowej sierpień 2022 roku był 3. w rankingu uwzględniającym wartość średniej temperatury tego miesiąca od roku 1951 (po sierpniu 2015 – 21,3°C i sierpniu 1996 – 20,6) i jednocześnie był 2. najcieplejszym sierpniem w XXI wieku**

Najcieplejszym regionem Polski była zachodnia część pasa pojezierzy (anomalia +2,6°C). Stacje synoptyczne leżące z północnej części dorzecza Odry charakteryzowały się najwyższą średnią temperaturą powietrza w sierpniu - w Poznaniu (22,1°C), Gorzowie Wielkopolskim i Pile (21,6°C). Najwyższą wartość temperatury powietrza (36,5°C) odnotowano 4 sierpnia w Słubicach (informacja dotyczy jedynie stacji synoptycznych). Południowa część dorzecza Odry była w minionym sierpniu chłodniejsza, choć i tak charakteryzowała się dodatnimi anomaliami temperatury powietrza rzędu ok. 1,7°C.

Warto odnotować fakt wystąpienia w drugiej połowie sierpnia dwóch przypadków fal ciepła, w czasie których średnia temperatury dobowa na obszarze Polski przekroczyła wartości kwantyla 95% (rys. I.1) i utrzymywała się przez okres co najmniej 3 dni. Należy również wspomnieć, że o ile w przypadku przebiegu średniej obszarowej temperatury powietrza wyraźniej zaznaczają się fale ciepła w połowie oraz trzeciej dekadzie miesiąca to na niektórych stacjach dorzecza Odry (Opole, Wrocław, Legnica, Gorzów Wielkopolski, Słubice) wyraźnie zaznacza się również fala wysokich wartości temperatury, która wystąpiła na początku miesiąca.

Obszar dorzecza Odry charakteryzowały w sierpniu normalne warunki solarne, miesięczna suma usłonecznienia zawierała się między 220 a 260 godzin. Anomalie miesięcznych sum usłonecznienia rzeczywistego w sierpniu 2022 r. względem okresu referencyjnego 1991-2020 zawierały się na obszarze dorzecza Odry głównie w przedziale ± 10 h.

Według klasyfikacji Kaczorowskiej miniony sierpień należy zaliczyć do miesięcy **normalnych** (opady stanowiły 95,8 proc. normy dla tego miesiąca), choć rozkład przestrzenny sumy opadów w sierpniu 2022 r. był w Polsce silnie zróżnicowany. Najwyższe sumy miesięczne odnotowano w południowo-zachodniej części kraju, w rejonie Opola (ponad 200 mm). Na nizinie Śląskiej, w znacznej części dorzecza Odry, miesiąc ten był skrajnie wilgotny (powyżej 150% wieloletniej normy), przy czym należy

podkreślić, że za ten stan rzeczy odpowiedzialne były b. intensywne opady zanotowane w drugiej połowie miesiąca. Z kolei na północy i wschodzie kraju (w tym na północnych krańcach dorzecza Odry) miesięczne sumy opadów atmosferycznych w tym miesiącu względem okresu referencyjnego 1991-2020 były poniżej normy (nawet miejscami poniżej 50% normy).

Skumulowany deficyt opadów w skali całego 2022 roku do końca sierpnia był rzędu 60 mm, co stanowi blisko 13% normy wieloletniej (rys. II.2). Silniejsze opady na przełomie drugiej i trzeciej dekady sierpnia nie przyniosły znacznej poprawy ze względu m.in. na fale upałów.

W sierpniu 2022 r. w Polsce obserwowano głównie utratę wilgoci przez podłoże. Na wielu obszarach kraju parowanie przekraczało miesięczną normę opadów. Szczególnie duże straty wilgotności wystąpiły na obszarze Pojezierza i Nizin, natomiast na obszarze południowo-zachodniej (zwłaszcza w rejonie Opola) klimatyczny bilans wodny był dodatni.

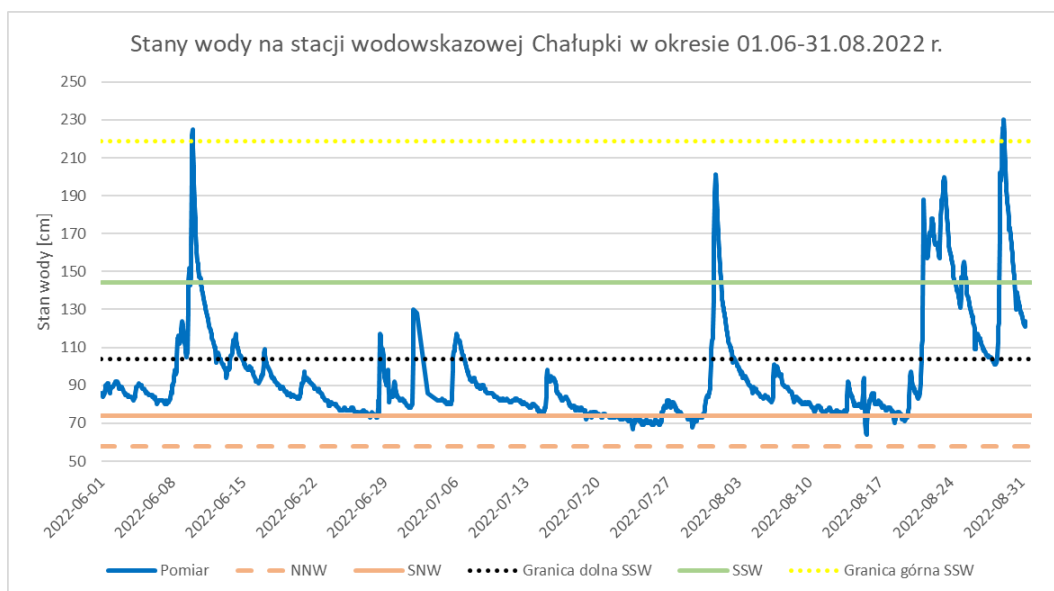
II.2. ANALIZA STANÓW WÓD W OKRESIE 1.06-31.08.2022

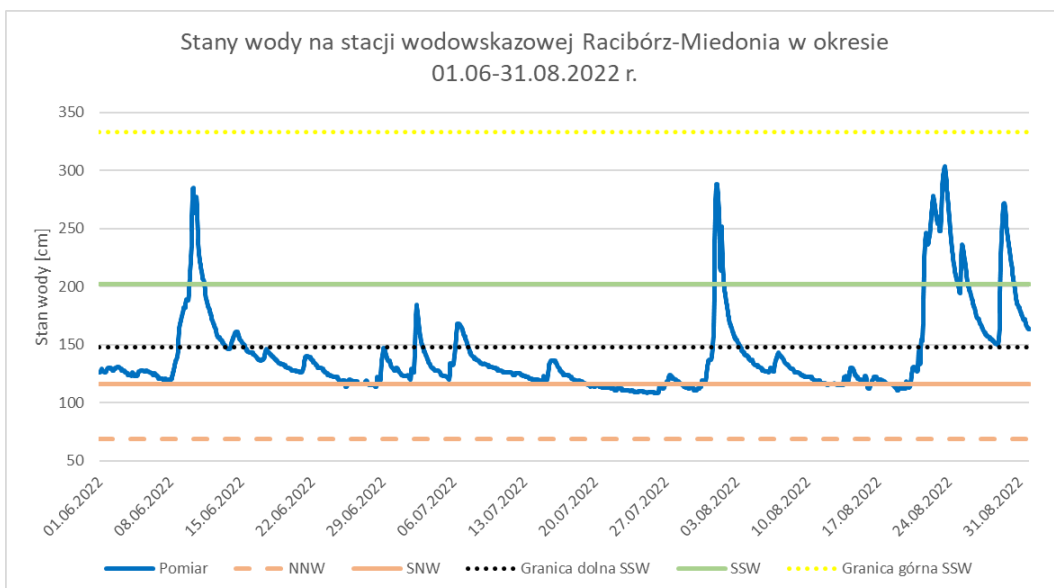
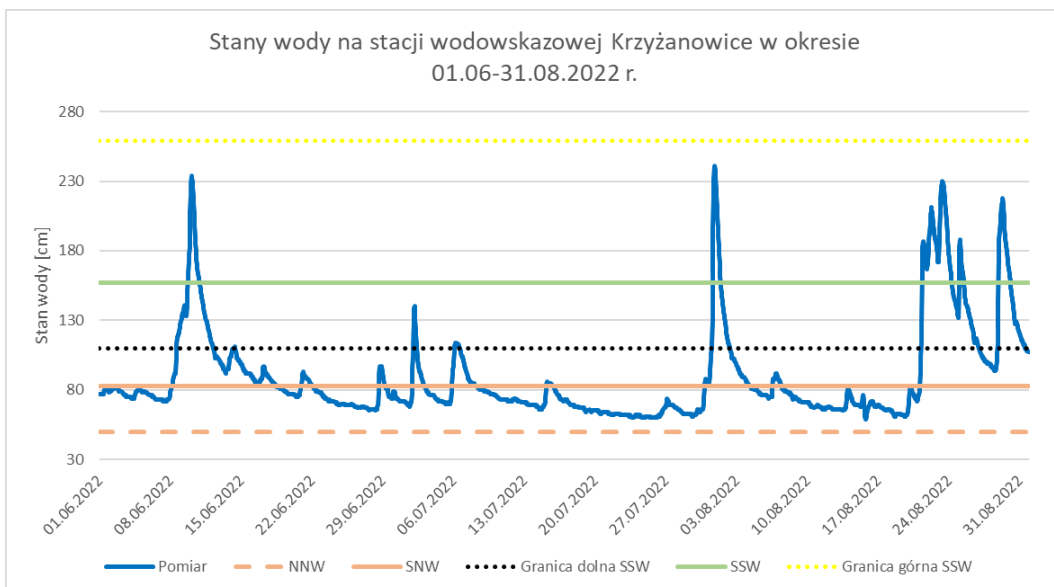
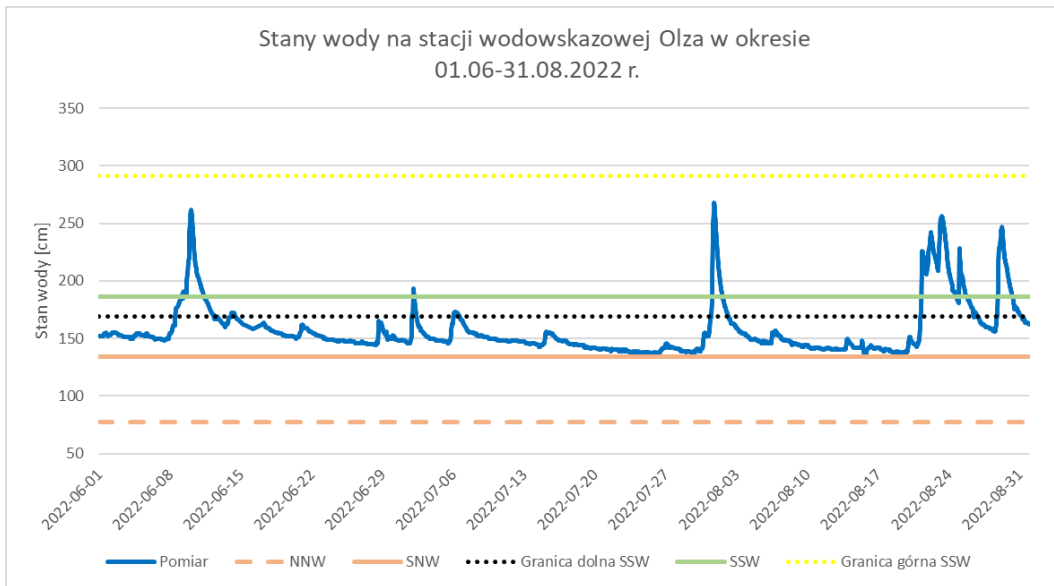
Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej-Państwowy Instytut Badawczy (IMGW-PIB) w ramach sieci pomiarowo- obserwacyjnej posiada 27 stacji hydrologicznych zlokalizowanych wzdłuż rzeki Odry, od profilu granicznego w Chałupkach do profilu ujścia do Zalewu Szczecińskiego (wodowskaz Szczecin Most Długi). W zakresie osłony hydrologicznej na wszystkich stacjach wodowskazowych prowadzony jest stały monitoring stanów wody oraz dla 13 spośród nich określone są przepływy chwilowe. Stacje wodowskazowe ujęte w analizie zaprezentowano poniżej na poglądowej mapie.

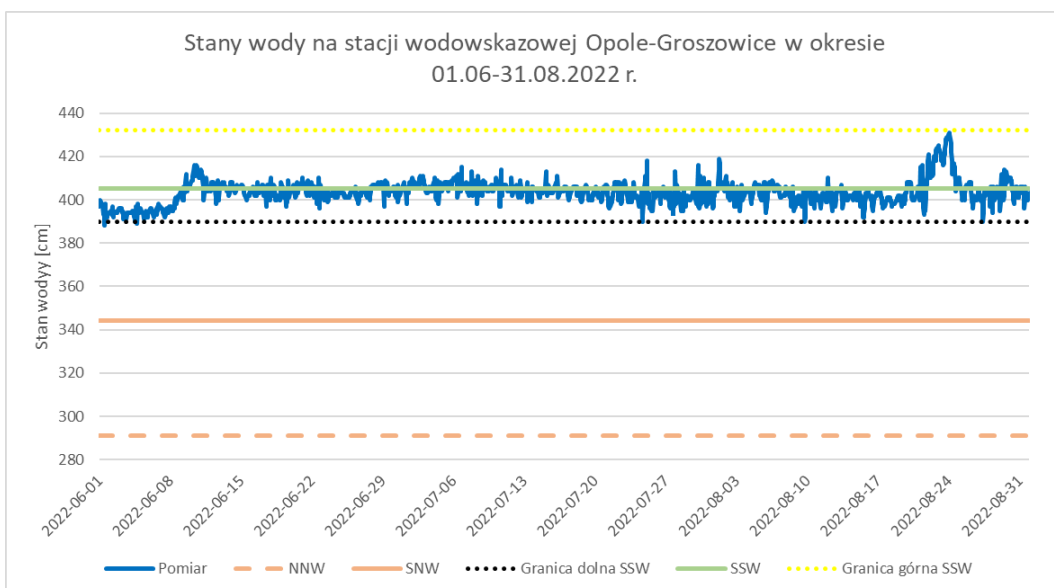
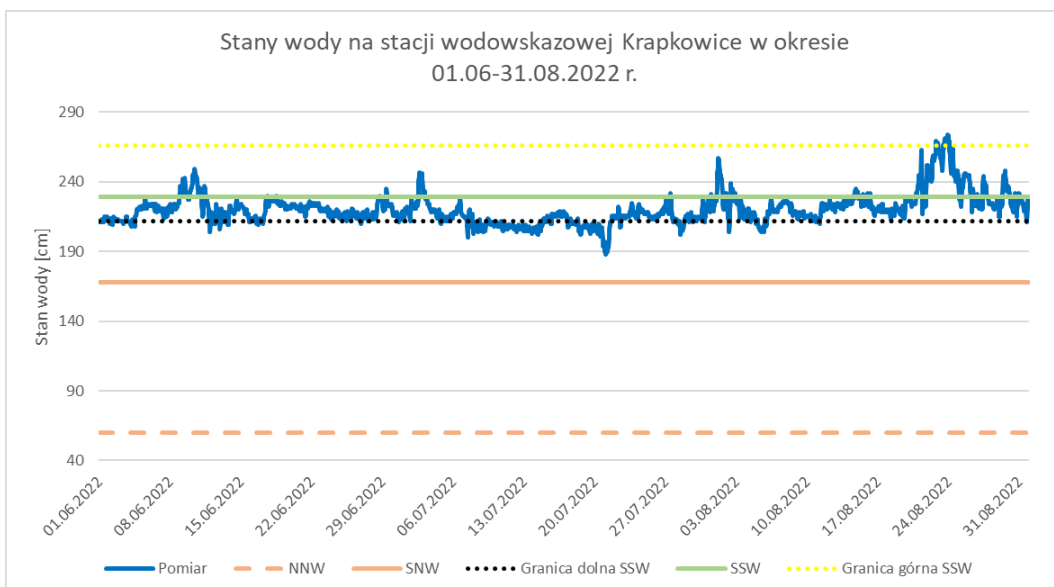
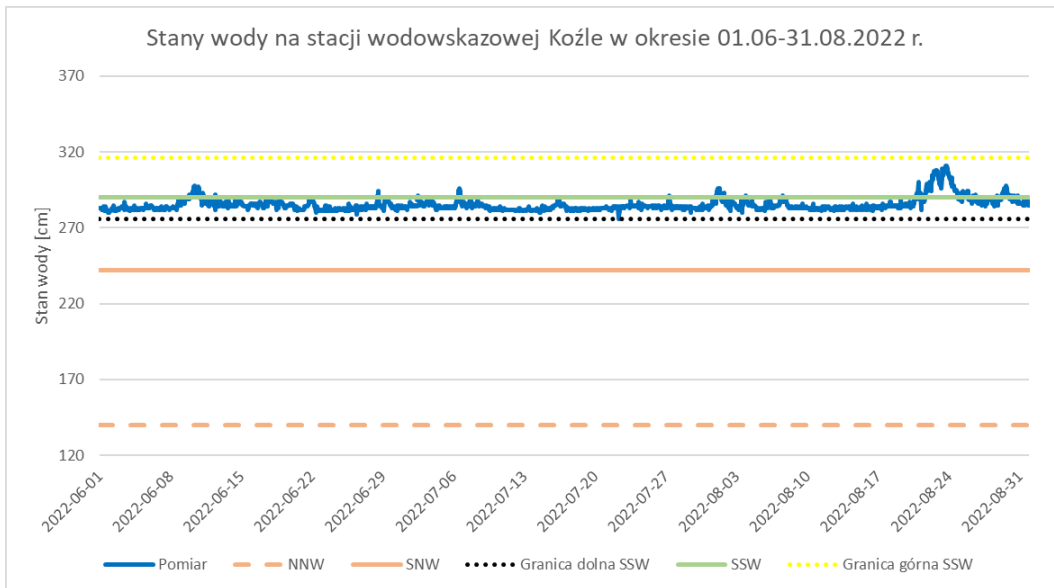


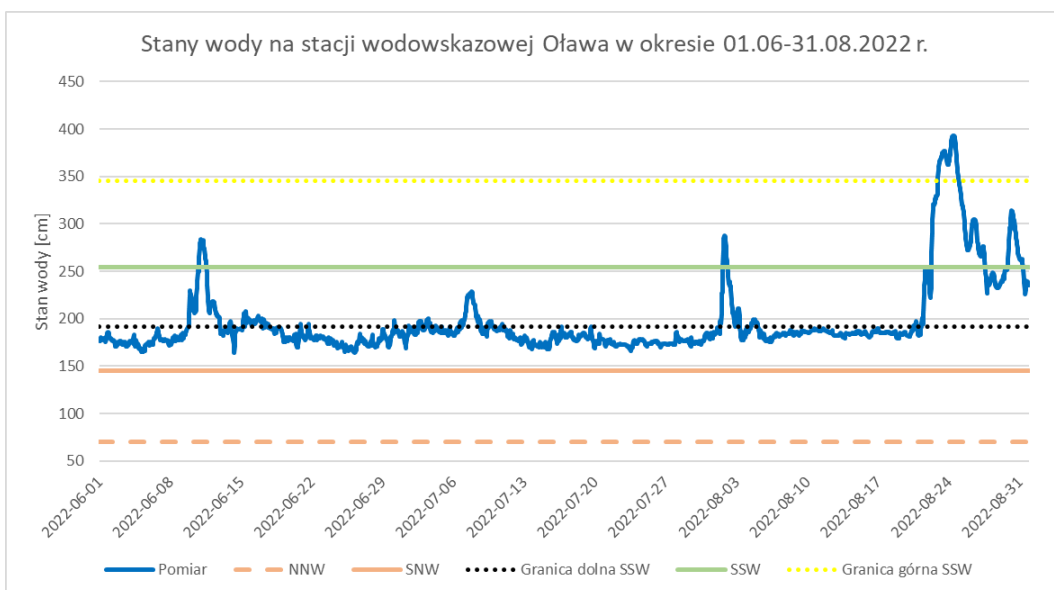
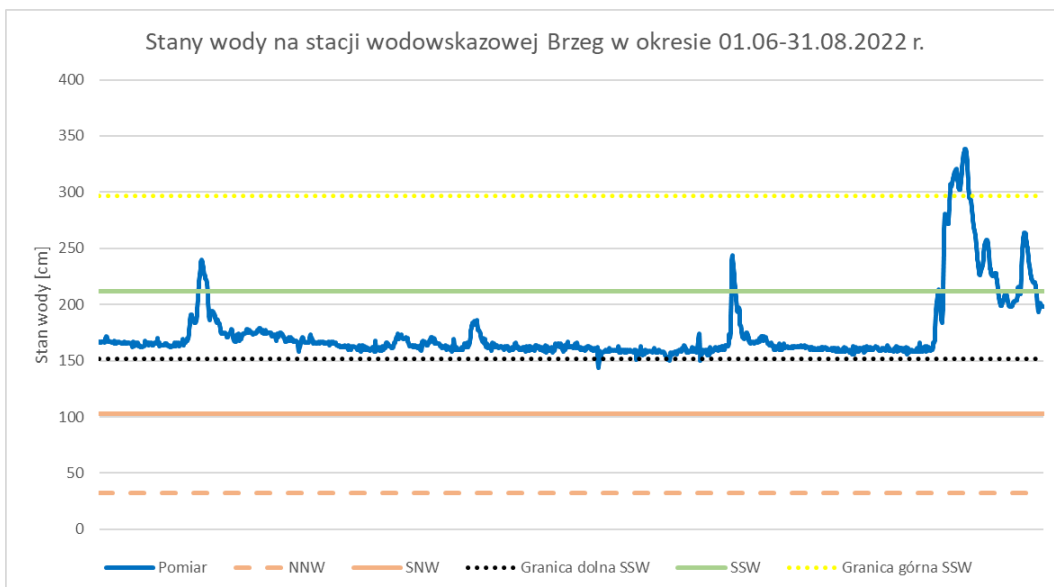
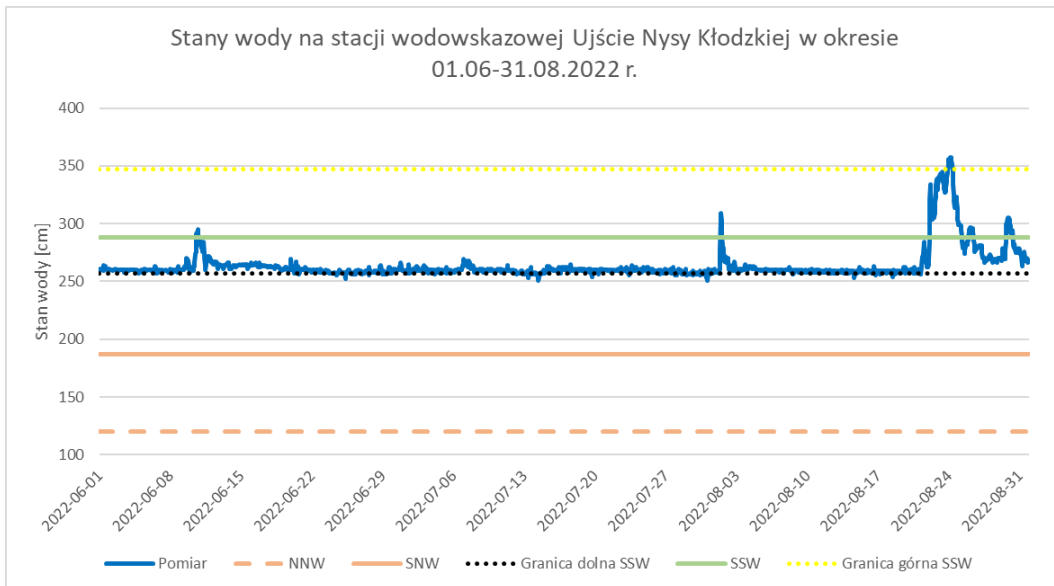
W okresie od 1.06 2022 roku do 20.08.2022 roku stany wody rzeki Odry na ogół układały się w strefie wody niskiej lub w okolicach dolnej granicy stanów średnich. Obserwowano tendencję spadkową stanów wody i z reguły przebieg wyrównany. Większe wahania oraz wzrosty stanów wody, spowodowane intensywnymi opadami deszczu, miały miejsce na początku czerwca, na przełomie czerwca i lipca oraz w pierwszych dniach sierpnia. W konsekwencji tych epizodów na górnej i środkowej Odrze obserwowano krótkotrwałe przejście stanów wody ze strefy stanów niskich do strefy stanów średnich, punktowo wysokich (Chałupki 10.06). Urządzenia hydrotechniczne skanalizowanego odcinka Odry zmieniały charakter hydrogramów, niwelując większe wzrosty oraz lokalnie powodując częstsze wahania stanów wody o dużej amplitudzie dobowej. Wyraźną zmienność stanów wody (charakterystyczne ząbkowanie hydrogramu) rejestrowano na odcinku Odry poniżej stopni wodnych w Brzegu Dolnym oraz Malczycach. Na Odrze środkowej odnotowano zauważalny trend spadkowy stanów wody. Przez okres ponad dwóch miesięcy hydrogramy układały się w strefie wody niskiej, sukcesywnie zbliżając się do najniższych obserwowanych stanów wody. Jednak w trzeciej dekadzie sierpnia od 21.08, na skutek spływu wód opadowych, sytuacja hydrologiczna na Odrze uległa zmianie. Obserwowano wzrosty stanów wody, z przejściem do strefy stanów średnich, niemal na całej długości Odry. Na odcinku skanalizowanym Odrze oraz ujściowym do Zalewu Szczecińskiego trend zmiany był mniej dostrzegalny. Po przejściu wezbrania na stacjach zaznaczyły się spadki, natomiast do końca sierpnia stany wody z reguły utrzymywały się powyżej wody niskiej.

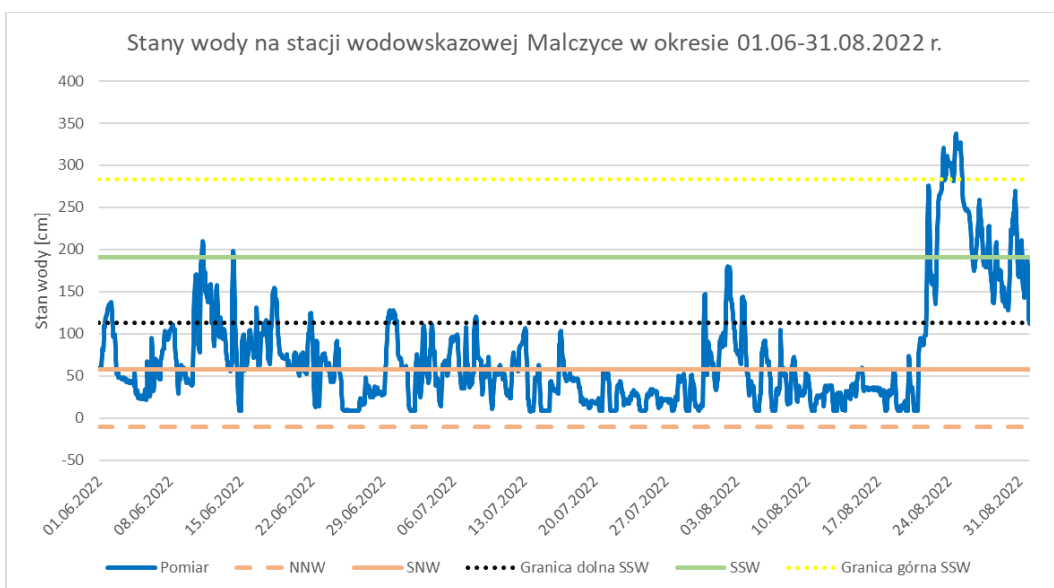
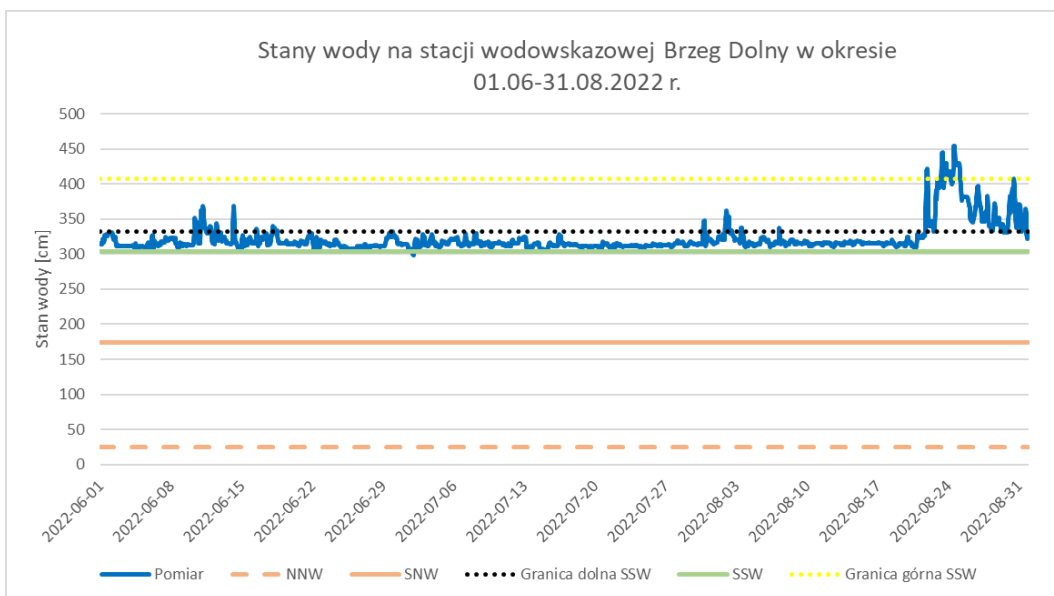
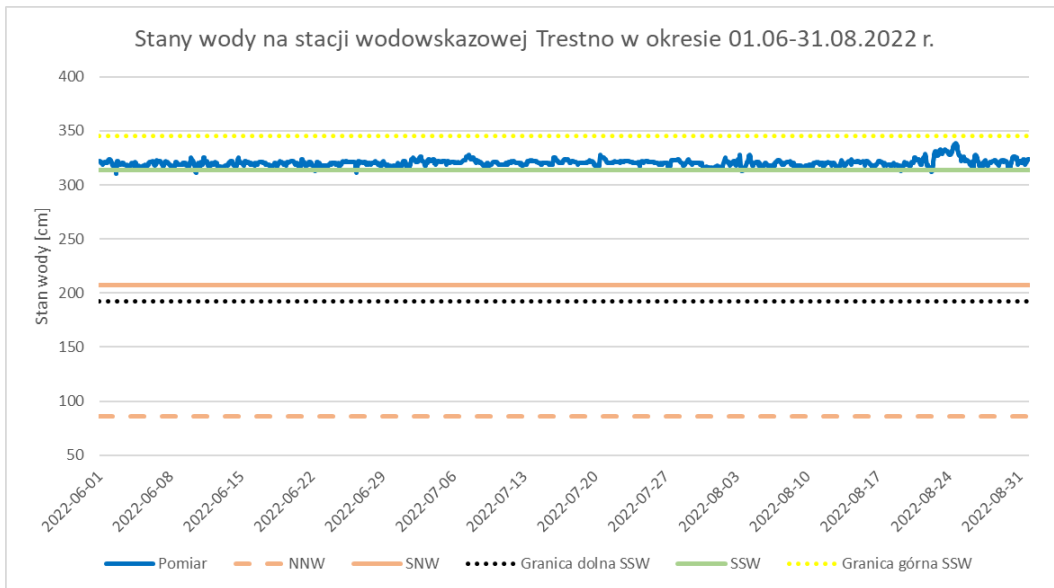
Poniższa rycina (ryc. II.3) przedstawia kolejno przebieg hydrogramów operacyjnych stanów wody od początku czerwca do końca sierpnia 2022 roku. Bieżącą sytuację zaprezentowano wraz z wartościami charakterystycznymi będącymi tłem opisującym zmienność warunków hydrologicznych w kontekście wieloletnim.

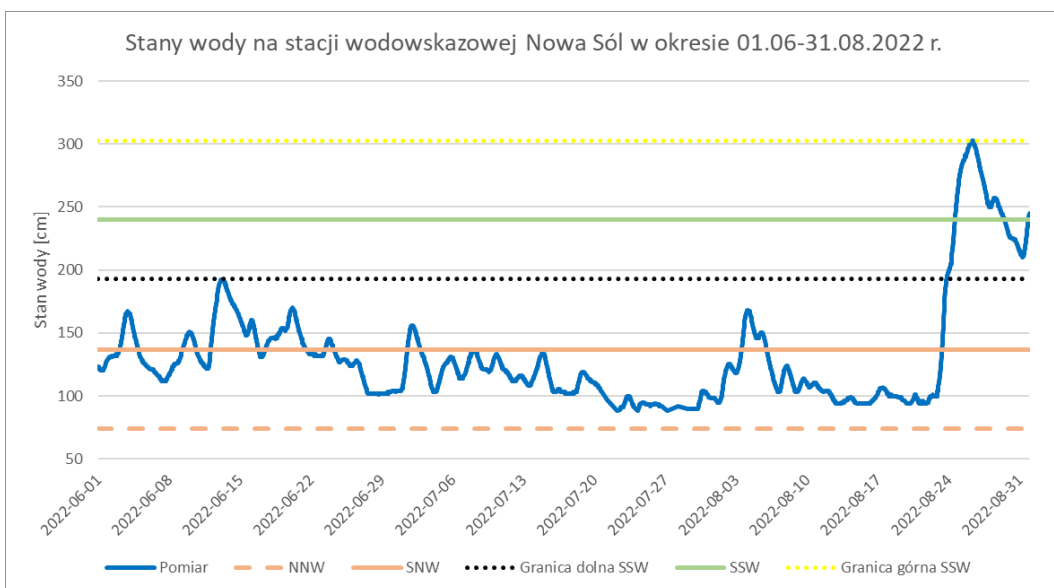
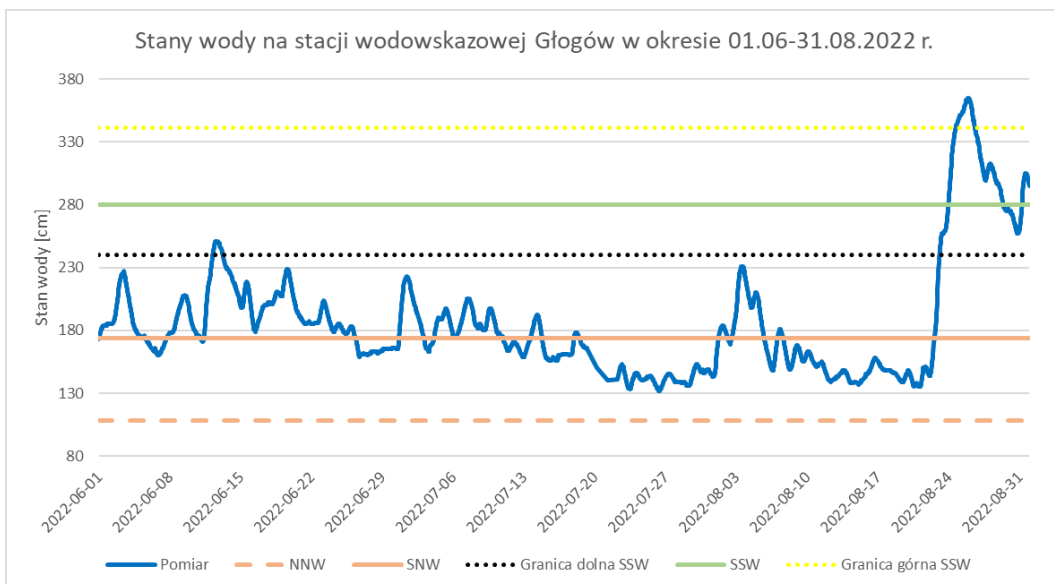
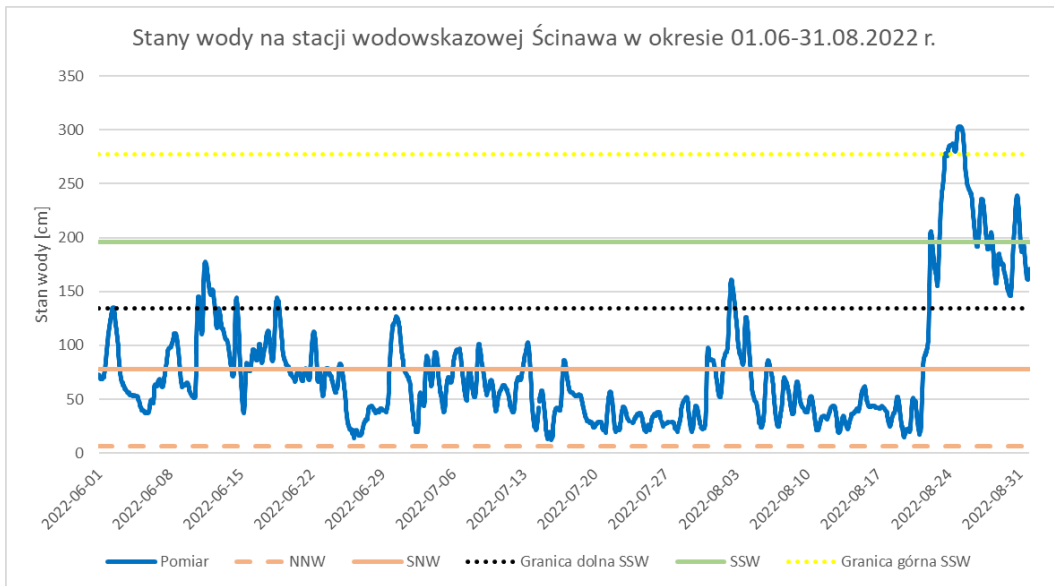


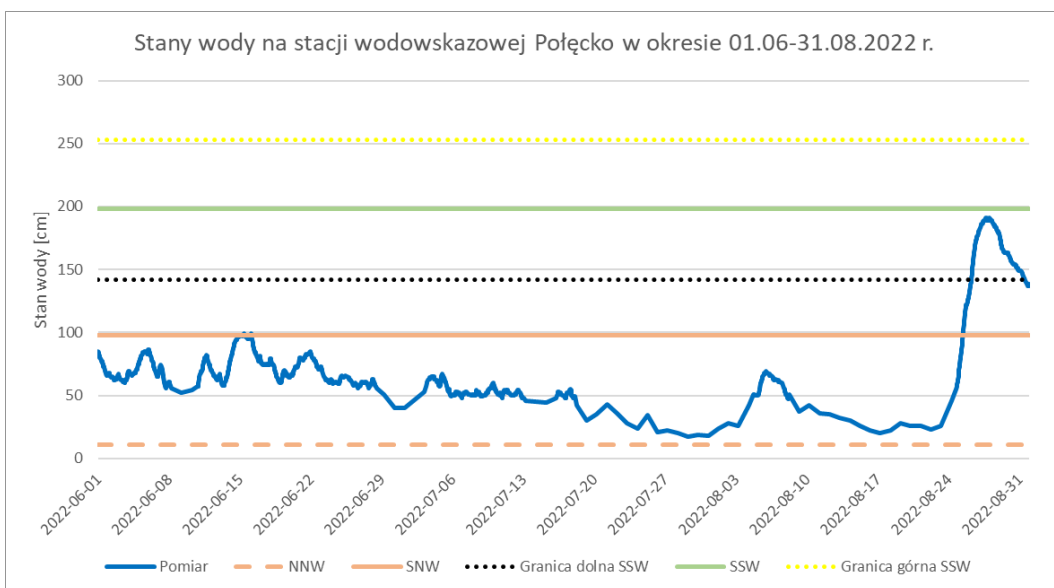
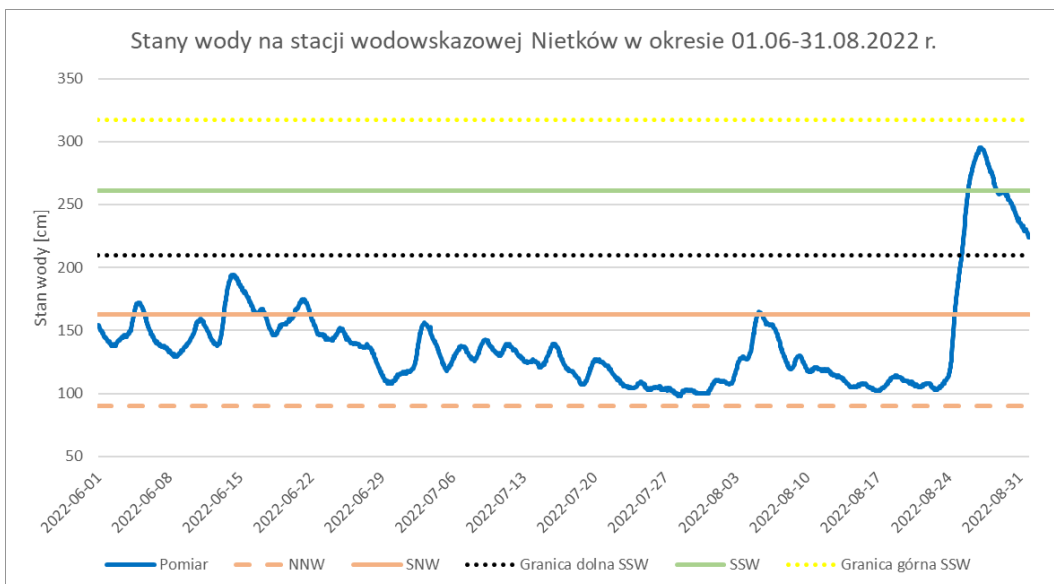
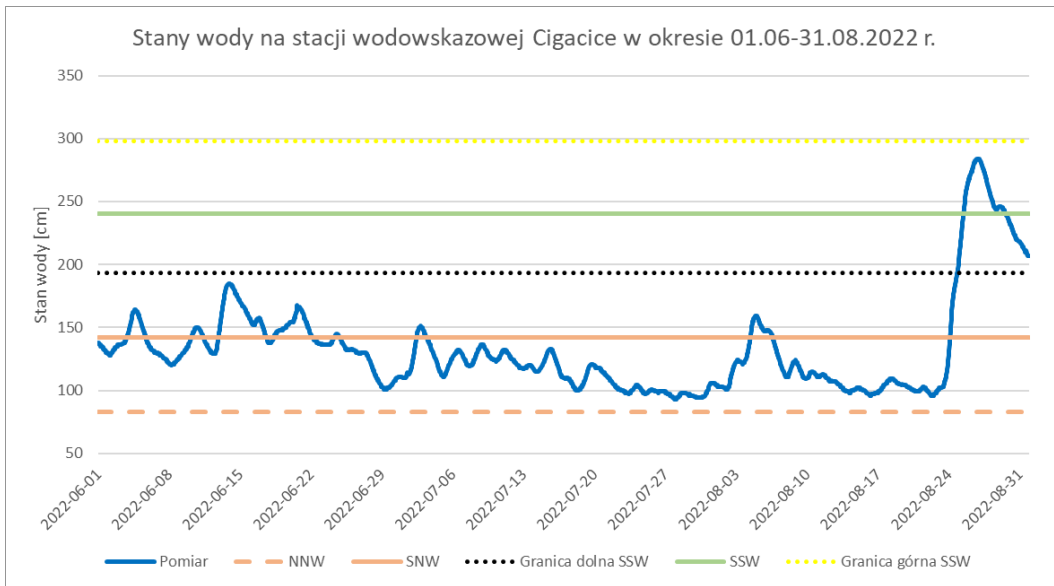


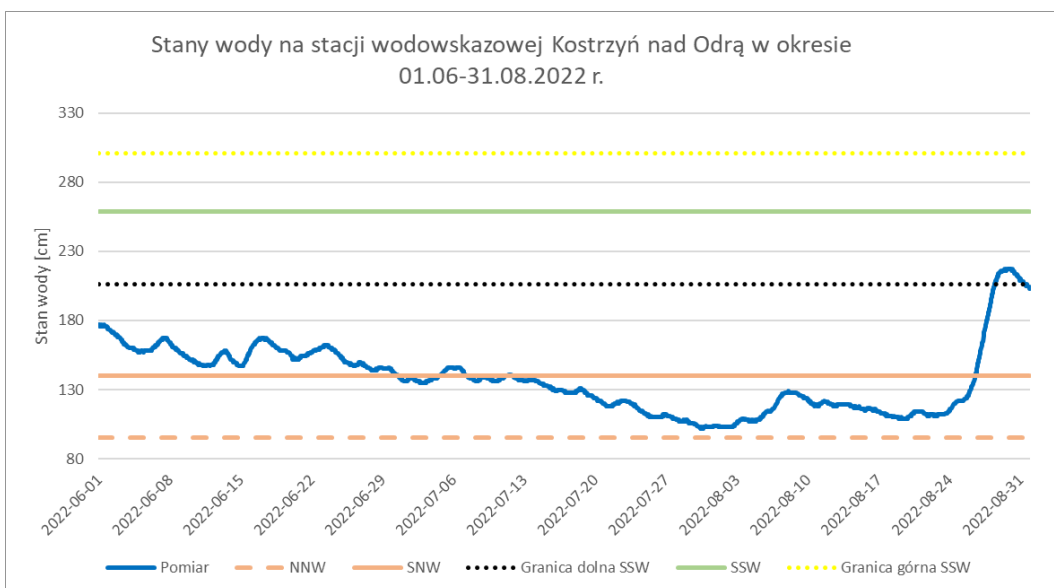
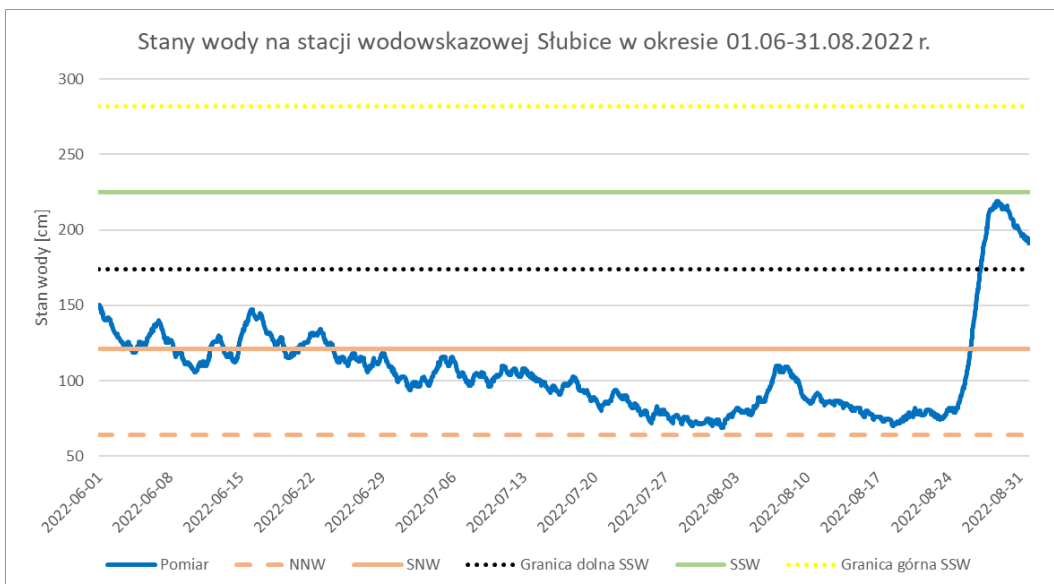
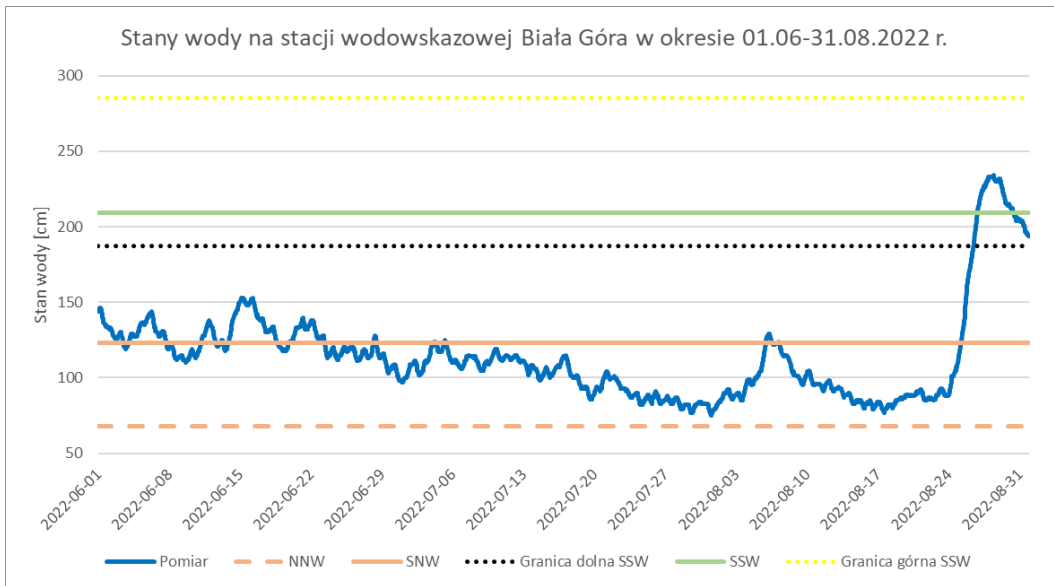


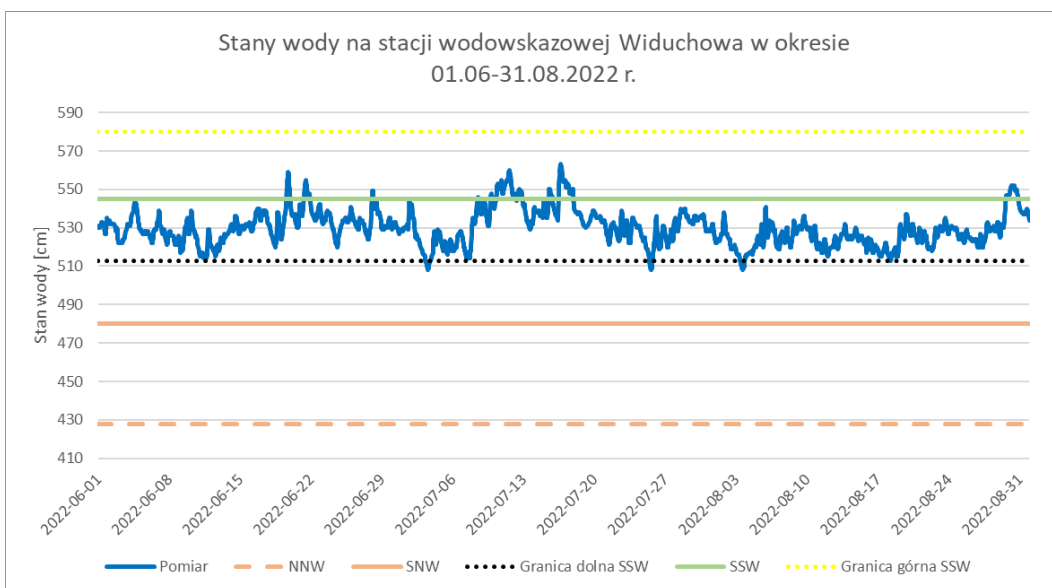
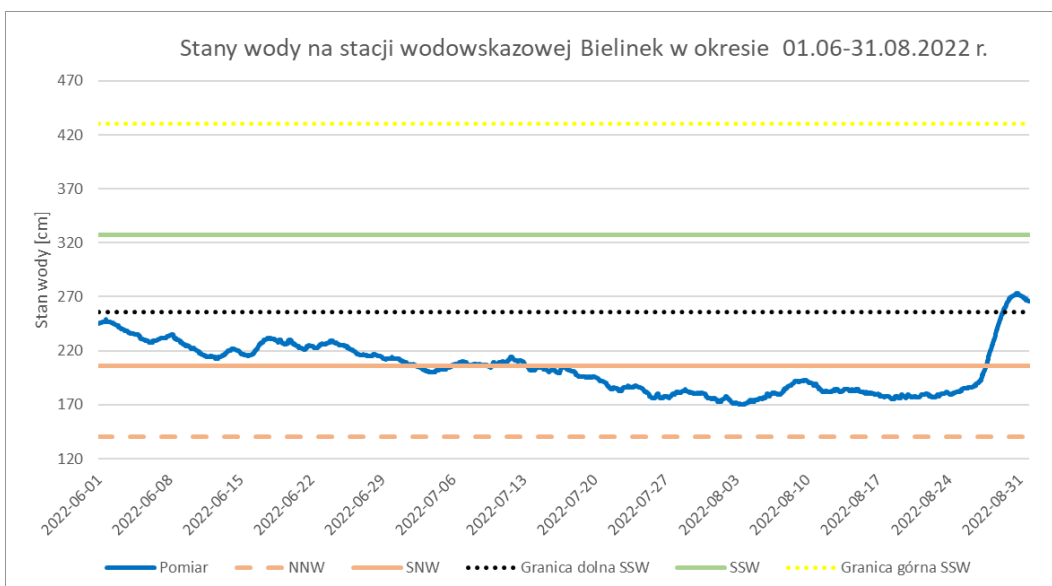
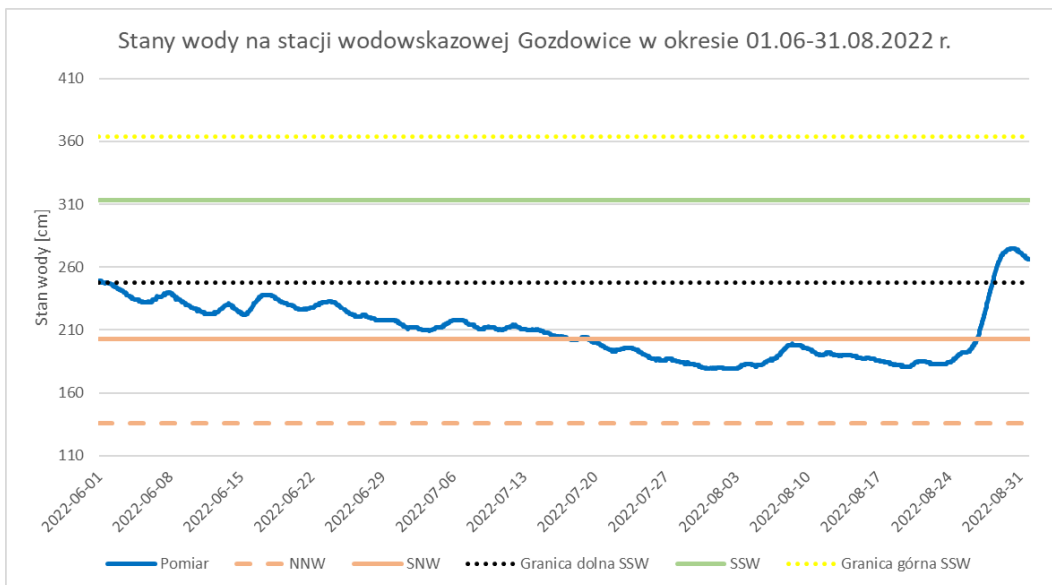


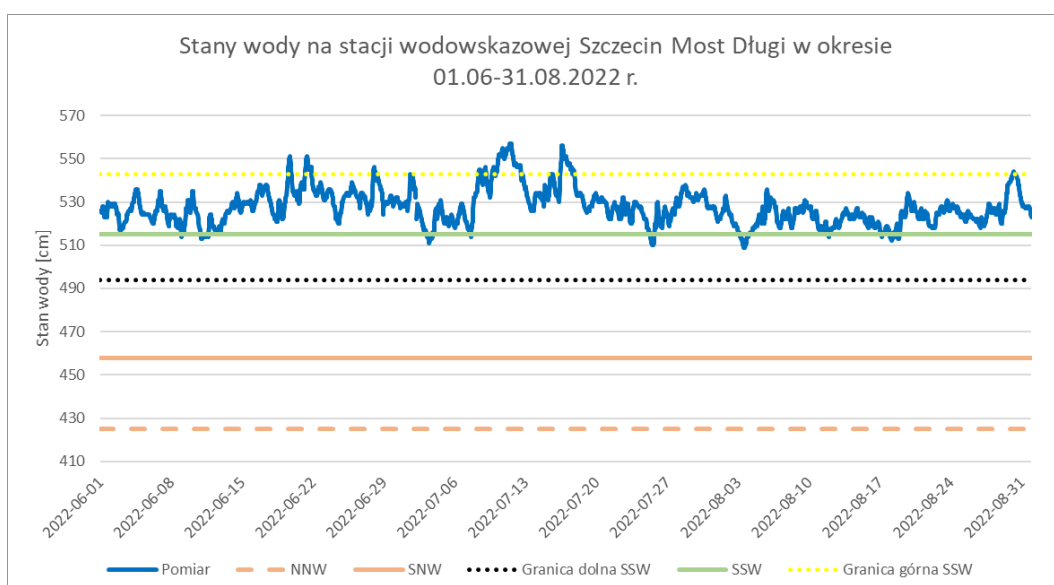
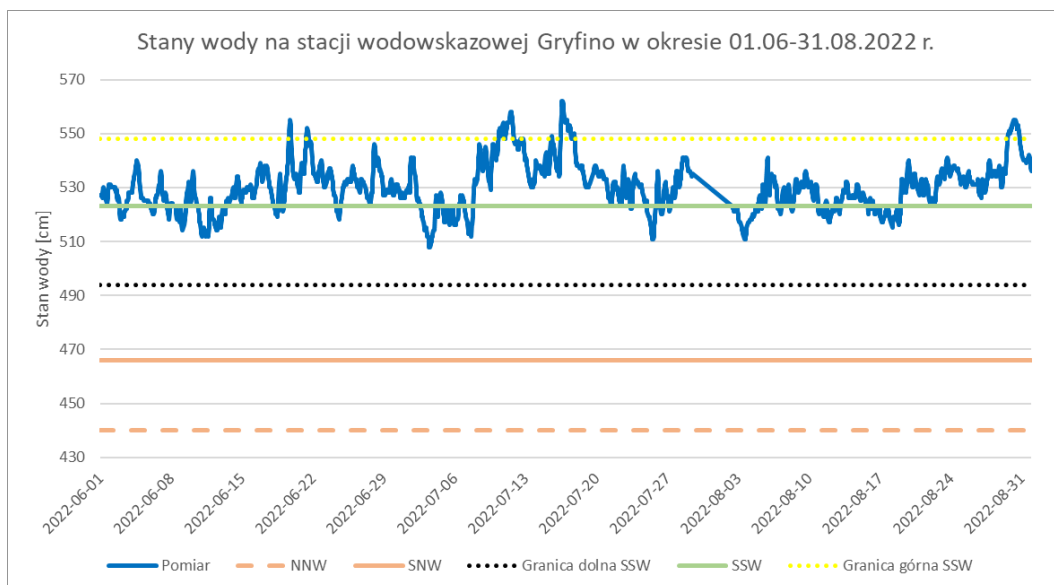






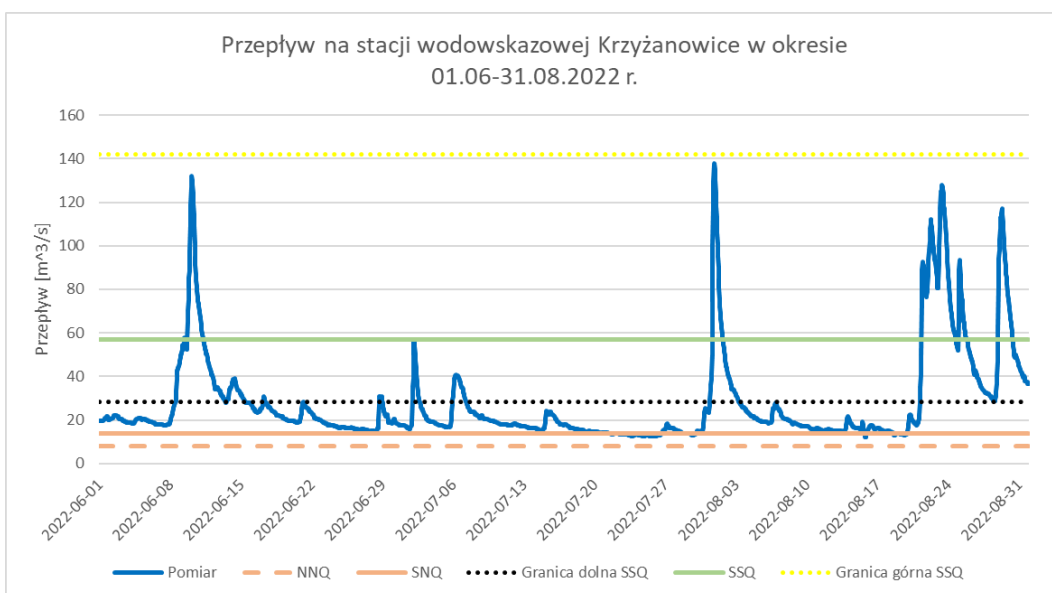
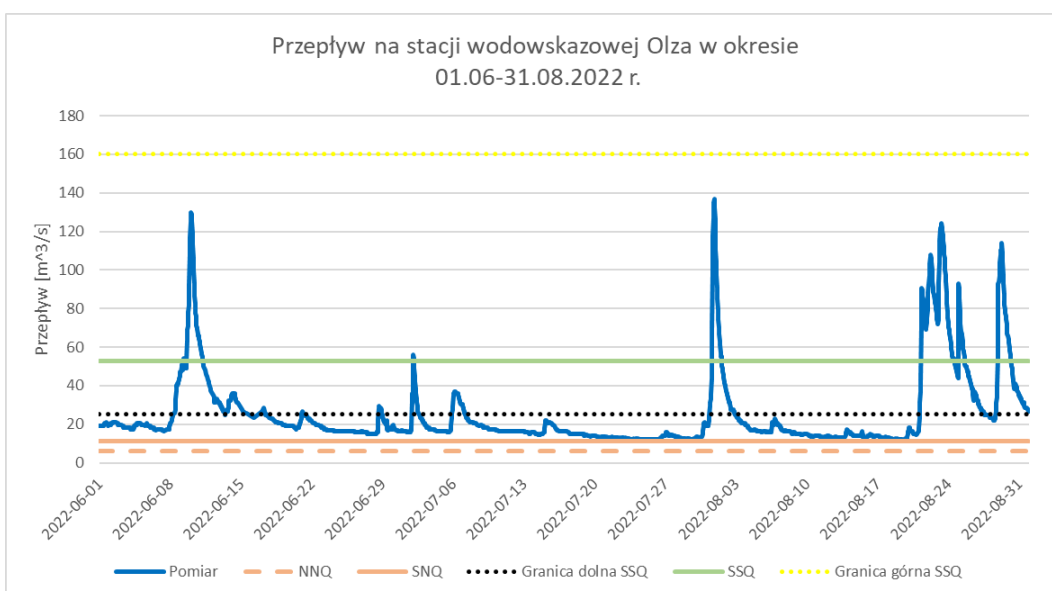
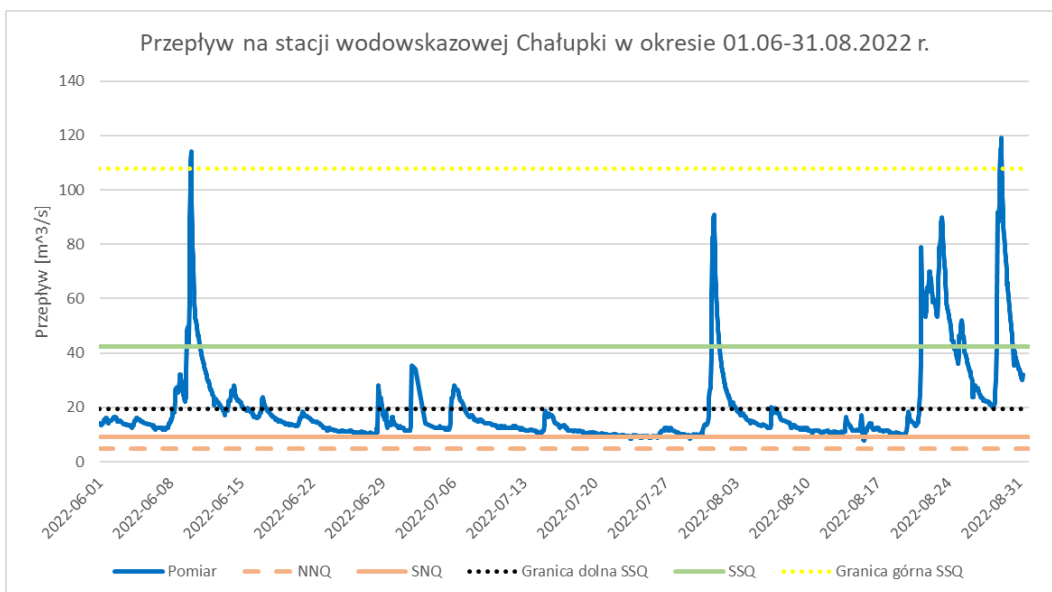


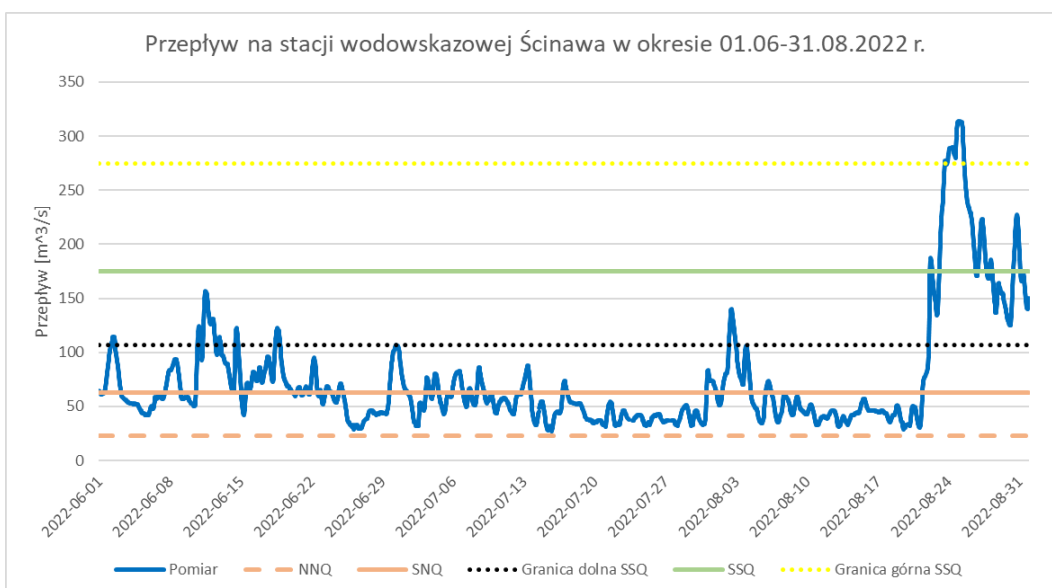
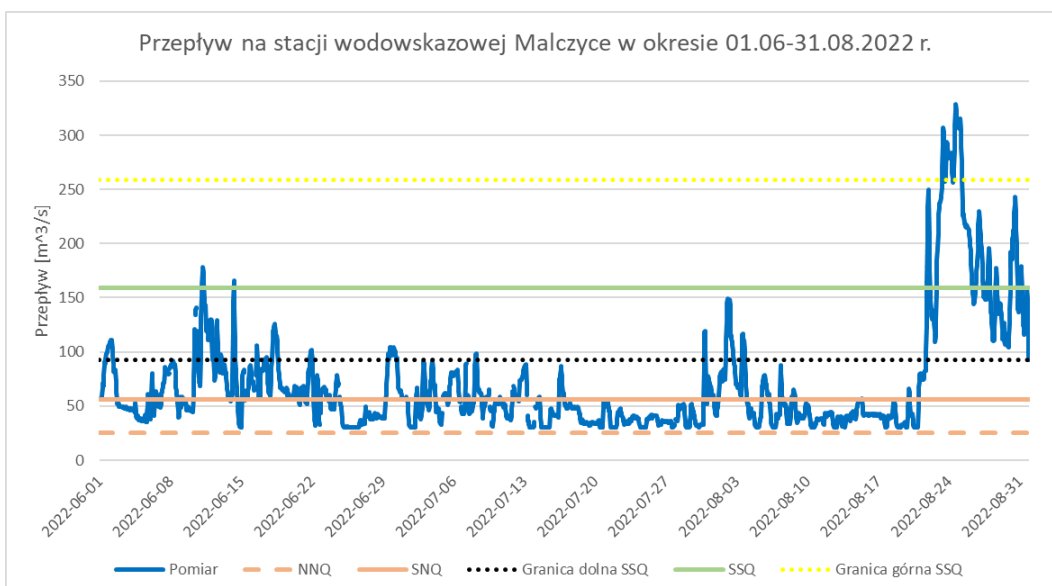
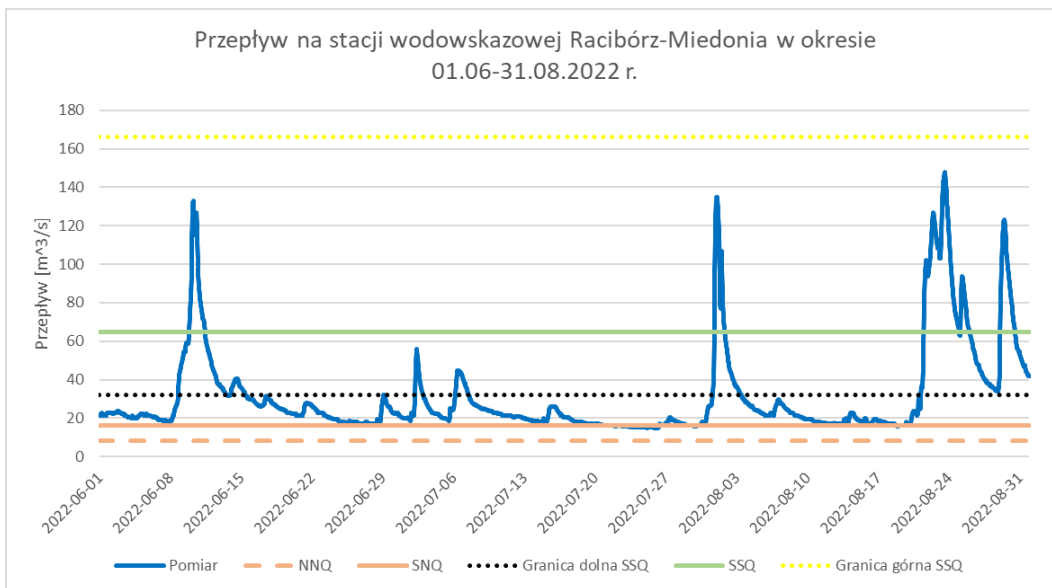


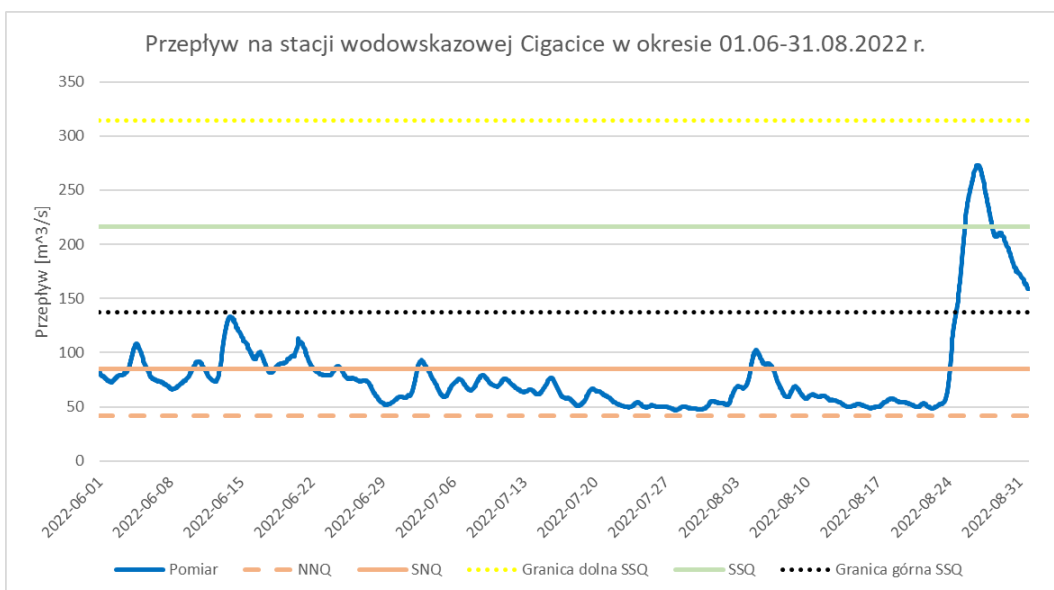
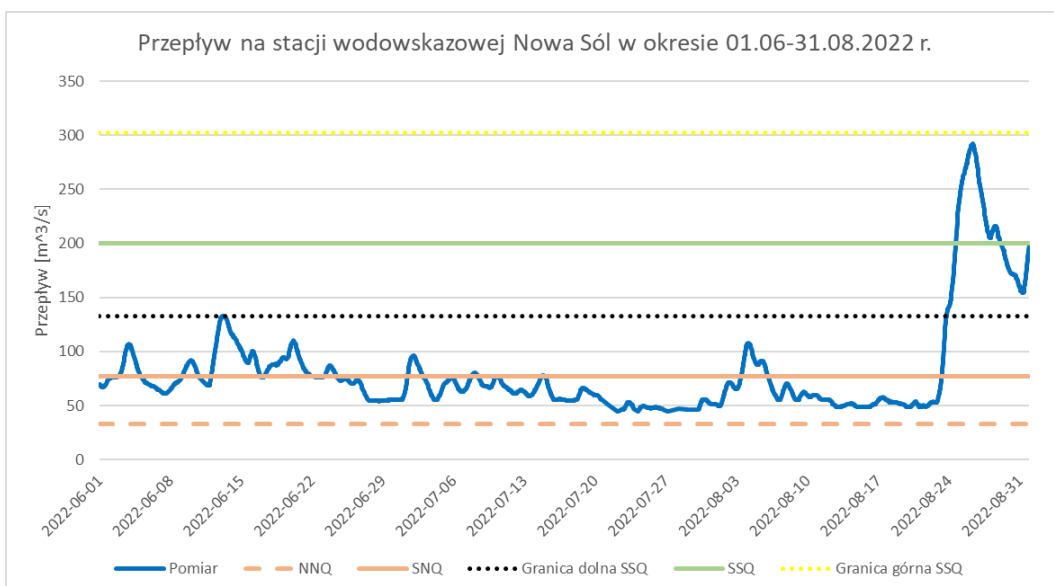
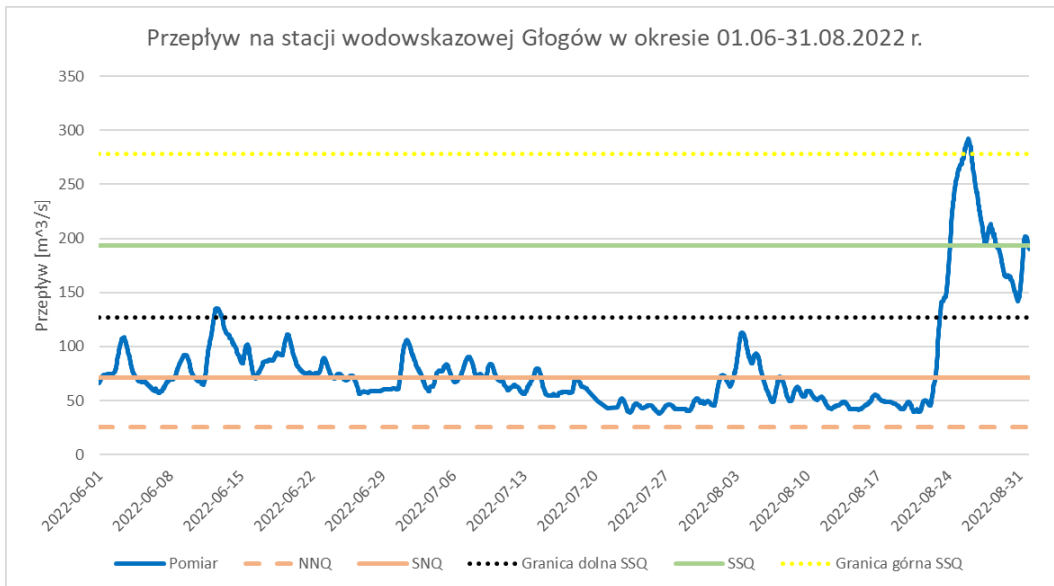


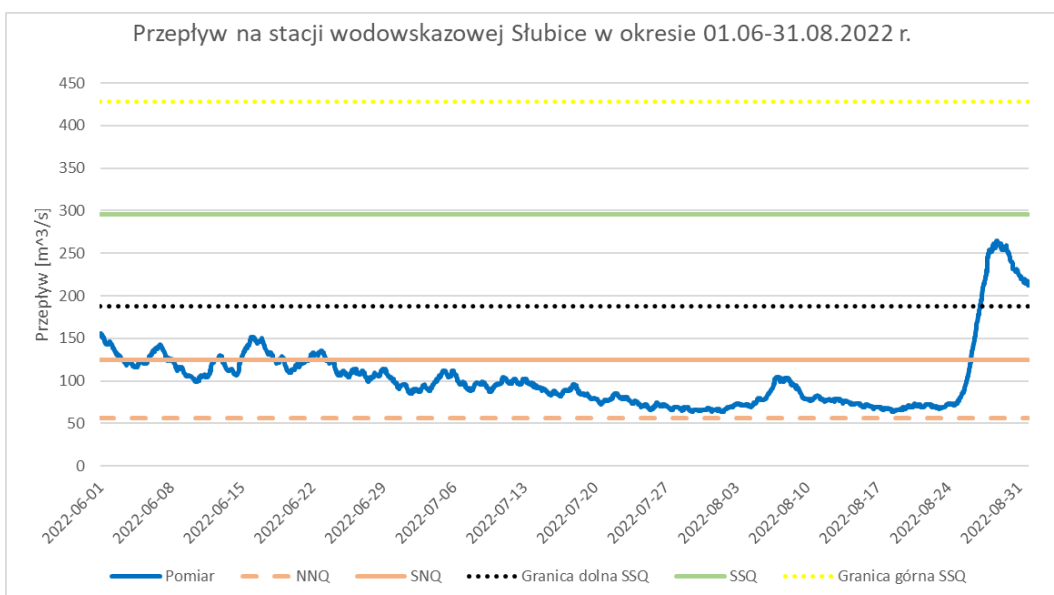
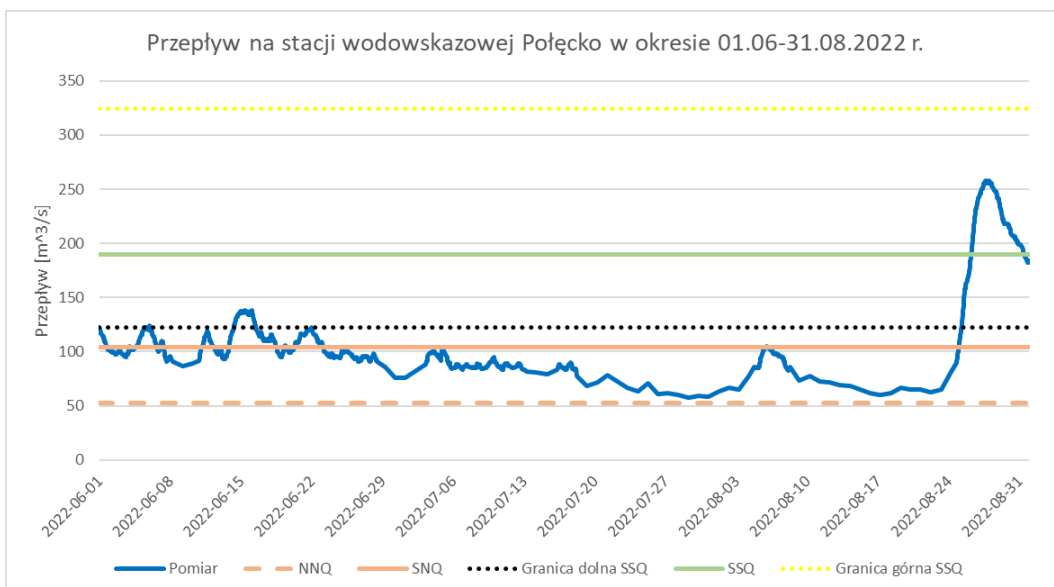
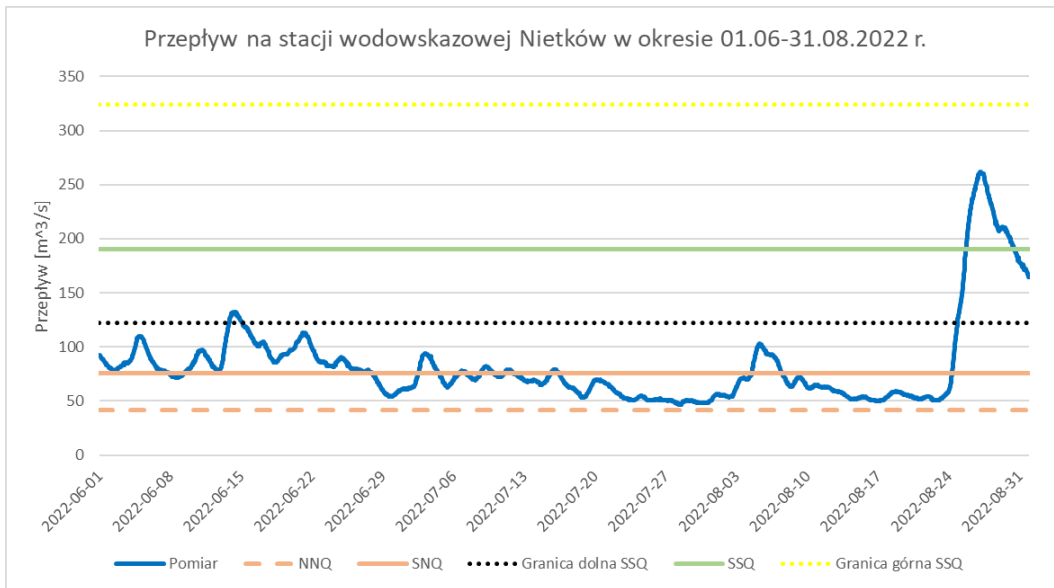
Analizując przepływy na tle charakterystycznych wartości z wielolecia w pierwszej kolejności można zauważyć, że niemal przez cały okres hydrogramy układały się znacznie poniżej średniej wartości przepływów z wielolecia SSQ, na poziomie bliższym wartości średniego niskiego przepływu z wielolecia SNQ. Na odcinku Odry środkowej, poniżej odcinka skanalizowanego, zauważalny był wyraźny trend przybliżający wartości chwilowe do najniższego niskiego przepływu z wielolecia NNQ. W rozpatrywanym przedziale czasu najniższy niski przepływ nie został osiągnięty na żadnym wodowskazie. Najmniejsze wartości chwilowe przepływów notowano pod koniec lipca oraz tuż przed wezbraniem około 20 sierpnia. Większe wzrosty przepływu, z przejściem do strefy przepływów średnich (miejscami wysokich), następowały po nielicznych intensywnych opadach deszczu w okresach wzrostu stanów wody, opisanych powyżej.

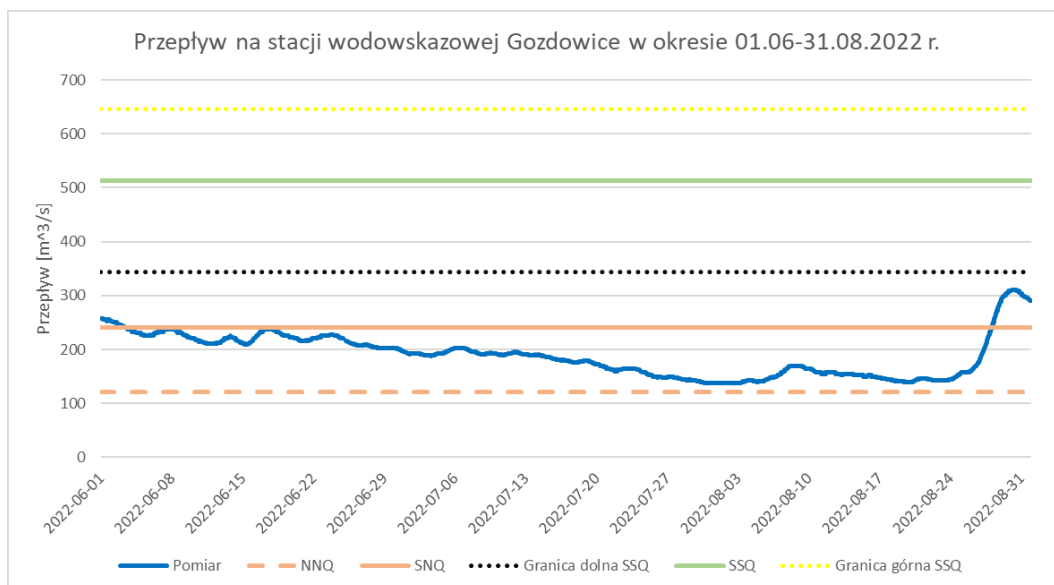
Poniższa rycina (ryc. II.4) przedstawia przepływy na kolejnych stacjach wodowskazowych w zadanym przedziale czasu.











W poniższej tabeli zestawiono średnie miesięczne przepływy dla czerwca, lipca i sierpnia 2022 roku w odniesieniu do średnich i niskich przepływów z wielolecia.

Tabela II.1 Średnie miesięczne przepływy dla czerwca, lipca i sierpnia 2022 roku w odniesieniu do średnich i niskich przepływów z wielolecia

Stacja wodowskazowa	Miesiąc	Wielolecie	NNQ najniższy niski przepływ [m³/s]	SNQ średni niski przepływ [m³/s]	NQ niski miesięczny przepływ 2022 r. [m³/s]	% (NQ/SNQ)	SSQ przepływ średni ze średnich rocznych przepływów [m³/s]	SQ średni miesięczny przepływ 2022 r. [m³/s]	% (SQ/SSQ)
Chałupki	czerwiec	1956-2021	4,76	9,09	9,88	109	42,3	18,5	44
	lipiec				8,36	92		14,2	34
	sierpień				7,71	85		26,3	62
Olza	czerwiec	2004-2021	6,30	11,2	14,8	132	53,0	25,9	49
	lipiec				11,6	104		18,3	35
	sierpień				11,2	100		32,2	61
Krzyżanowice	czerwiec	1956-2021	8,00	13,7	14,1	103	57,1	27,2	48
	lipiec				12,2	89		19,6	34
	sierpień				12,2	89		37,0	65
Racibórz-Miedonia	czerwiec	1956-2021	8,48	16,1	16,7	104	64,9	29,6	46
	lipiec				14,8	92		21,8	34
	sierpień				15,8	98		42,8	66
Malczyce	czerwiec	1961-2021	25,0	55,7	30,7	55	159	67,0	42
	lipiec				30,1	54		47,8	30
	sierpień				30,7	55		96,2	61
Ścinawa	czerwiec	1951-2021	23,0	62,6	27,8	44	175	71,1	41

Stacja wodowskazowa	Miesiąc	Wielolecie	NNQ najniższy niski przepływ [m ³ /s]	SNQ średni niski przepływ [m ³ /s]	NQ niski miesięczny przepływ 2022 r. [m ³ /s]	% (NQ/SNQ)	SSQ przepływ średni ze średnich rocznych przepływów [m ³ /s]	SQ średni miesięczny przepływ 2022 r. [m ³ /s]	% (SQ/SSQ)
	lipiec				27,2	43		50,3	29
	sierpień				29,0	46		101	58
Głogów	czerwiec	1951-2021	25,5	71,1	55,6	78	193	79,9	41
	lipiec				38,2	54		60,6	31
	sierpień				39,4	55		100	52
Nowa Sól	czerwiec	1951-2021	33,0	77,2	53,7	70	200	80,8	40
	lipiec				43,2	56		60,5	30
	sierpień				45,3	59		101	51
Cigacice	czerwiec	1951-2021	41,5	85,0	51,7	61	216	84,0	39
	lipiec				46,8	55		62,0	29
	sierpień				47,4	56		96,6	45
Nietków	czerwiec	2010-2021	42,0	75,7	54,4	72	190	88,6	47
	lipiec				46,8	62		64,7	34
	sierpień				49,6	66		96,5	51
Połęczko	czerwiec	1951-2021	52,3	104	76,0	73	251	104	41
	lipiec				57,8	56		77,6	31
	sierpień				60,0	58		104	41
Słubice	czerwiec	1951-2021	56,3	125	90,9	73	296	121	41
	lipiec				63,4	51		85,6	29
	sierpień				62,8	50		104	35
Gozdowice	czerwiec	1951-2021	121	241	196	81	513	223	43
	lipiec				137	57		175	34
	sierpień				135	56		171	33

Na analizowanych stacjach hydrologicznych średni miesięczny przepływ SQ w czerwcu 2022 roku stanowił od 39 do 49% wartości przepływu średniego ze średnich rocznych z wielolecia (SSQ). W lipcu obserwowano dalsze wyczerpywanie zasobów wody, a analogiczna statystyka zamykała się w przedziale 29-35% SSQ. Natomiast w sierpniu 2022 roku, na skutek wezbrania z ostatniej dekady miesiąca, nastąpił wyraźny wzrost wartości SQ, maksymalnie do 66% SSQ, przy czym największy wzrost średnich miesięcznych przepływów obserwowano na górnej Odrze, natomiast na odcinku dolnej Odry wartości SQ sierpnia pozostawały zbliżone do wartości notowanych w lipcu.

Nieco odmiennie prezentują się najniższe przepływy NQ dla analizowanych miesięcy 2022 r. na tle średniego niskiego przepływu z wielolecia SNQ. Dla górnej Odry NQ zasadniczo układały się w pobliżu charakterystyk średnich wieloletnich w przedziale od 85-132% wartości SNQ. Na odcinku Odry środkowej obserwowano wyraźnie mniejsze zróżnicowanie przepływu niskiego notowanego w poszczególnych miesiącach. Przepływy niskie układały się pomiędzy 43 a 55% średniego niskiego przepływu z wielolecia. Poniżej stacji wodowskazowej w Głogowie, aż po Gozdowice, NQ czerwca zbliżało się do wartości wieloletnich i oscylowało w przedziale 61-81% SNQ. W lipcu i sierpniu wartości przepływu niskiego były zbieżne na poszczególnych stacjach i kształtowały się na poziomie od 50 do 66% SNQ.

Stany wody i przepływy z roku hydrologicznego 2022, wykorzystane w analizie, są danymi operacyjnymi, poddanymi wstępnej weryfikacji. Dane te mogą ulec zmianie w wyniku ostatecznej weryfikacji w procesie przygotowywania zasobu centralnej bazy danych historycznych IMGW-PIB oraz rocznika hydrologicznego.



III. WYNIKI MONITORINGU JAKOŚCI WÓD ODRY

III. JAKOŚĆ WÓD ODRY

Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy: Agnieszka Kolada, Agnieszka Pasztaleniec

Rozdział powstał na podstawie danych i w konsultacji z Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska

III.1. STAN EKOLOGICZNY I CHEMICZNY ODRY W LATACH POPRZEDZAJĄCYCH KATASTROFĘ

Rzeka Odra, o całkowitej długości biegu na potrzeby gospodarowania wodami w dorzeczu podzielona została na tzw. jednolite części wód (dalej jcwp), których długość (zasięg geograficzny zlewni cząstkowych) i liczba zmieniła się pomiędzy poprzednim (2016-2021) a obecnym (2022-2027) cyklem wodnym na skutek aktualizacji podziału jednostek do gospodarowania wodami. W obecnym cyklu wodnym na biegu Odry w granicach Polski wyznaczonych jest 13 jcwp (tabela III.1.). Na odcinku od granicy kraju do Osobłogi Odra ma charakter rzeki nizinnej (typ RzN), natomiast od Osobłogi aż do ujścia staje się wielką rzeką niziną (RwN).

Tabela III.1 Wykaz jednolitych części wód (jcwp) wyznaczonych na biegu Odry na potrzeby gospodarowania wodami w cyklu wodnym 2022-2027; RzN – rzeka nizinna, RwN – wielka rzeka nizinna

Kod jcwp	Nazwa jcwp	Długość (km)	RZGW	Typ abiotyczny
RW600011117159	Odra od granicy do Kanału Gliwickiego	87,1	Gliwice	RzN
RW60001111759	Odra od Kanału Gliwickiego do Osobłogi	22,4	Gliwice	RzN
RW6000121199	Odra od Osobłogi do Nysy Kłodzkiej	55,8	Gliwice	RwN
RW600012133119	Odra od Nysy Kłodzkiej do granic Wrocławia	28,2	Wrocław	RwN
RW600012133371	Odra od Kościelnej do granic Wrocławia	42,5	Wrocław	RwN
RW60001213399	Odra w granicach Wrocławia	29,6	Wrocław	RwN
RW6000121399	Odra od Bystrzycy do Baryczy	110,9	Wrocław	RwN
RW6000121599	Odra od Baryczy do Bobru	135,3	Wrocław	RwN
RW6000121739	Odra od Bobru do Nysy łużyckiej	26,4	Wrocław	RwN
RW60001217999	Odra od Nysy łużyckiej do Warty	76,0	Wrocław	RwN
RW60001219199	Odra od Warty do oddzielenia się Odry Zach.	87,1	Szczecin	RwN
RW60001219719	Odra od oddzielenia się Odry Zach. do Bukowej	61,7	Szczecin	RwN
RW6000121999	Odra od Bukowej do ujścia	50,5	Szczecin	RwN

Należy zaznaczyć, że podstawowym zadaniem państwowego monitoringu wód powierzchniowych jest wykonywanie ocen jcwp wskazujących na stan tych wód oraz konieczność podejmowania ewentualnych działań w kierunku poprawy ich jakości. Wyniki badań w ramach PMŚ dotyczą wskaźników określonych w rozporządzeniach wydanych do ustawy Prawo Wodne i prowadzone są pod kątem oceny stanu lub potencjału ekologicznego określającego właściwy stan ekosystemu wodnego, zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej.

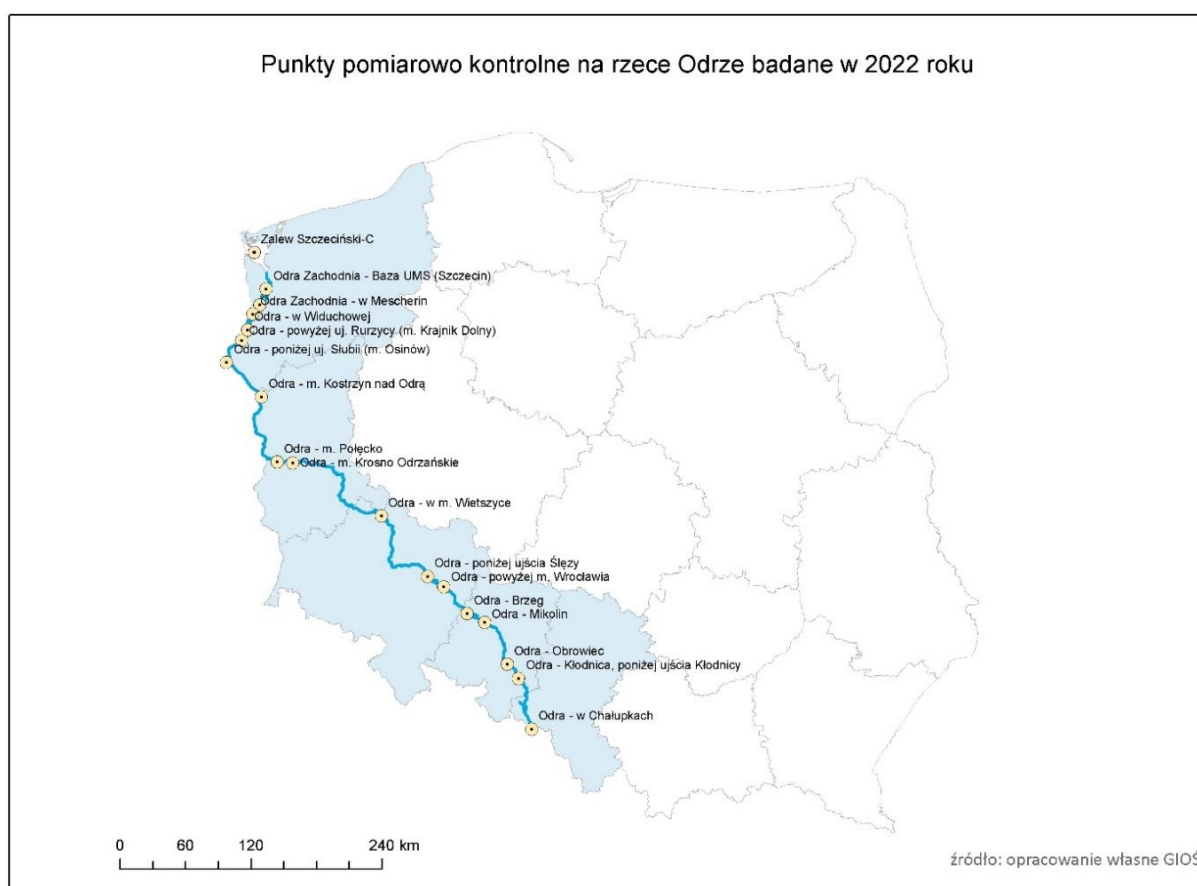
Sposób prowadzenia i oceny monitoringu wód w Polsce określają dwa akty prawne:

- Rozporządzenie 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).

Rozporządzenia te określają jak często pobierać próby na potrzeby różnego typu monitoringu oraz sposób wykonywania oceny jednolitej części wód powierzchniowych (jcwp). Zgodnie z ww. rozporządzeniem na Odrze prowadzone są badania w ramach monitoringu diagnostycznego (ok. 100 wskaźników), monitoringu operacyjnego dedykowanego obserwacji i reakcji na presje oraz monitoringu badawczego, w ramach współpracy międzynarodowej na Odrze jako rzece transgranicznej.

W 2022 roku, na Odrze od początku roku pobierane są próby w 17 punktach pomiarowo-kontrolnych (ppk), obejmujących 5 województw: śląskie, opolskie, dolnośląskie, lubuskie i zachodniopomorskie (ryc. III.1.), a sposób pobierania i zakres wskaźników są zgodne z rozporządzeniem Ministra Infrastruktury w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu... (Dz. U. 2021 poz. 1576).



Rycina III.1 Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych państwowego monitoringu wód na Odrze, badanych w 2022 r.

Do oceny stanu wód niezbędne jest posiadanie serii danych z określonego przedziału czasu, z reguły serii rocznych, gdyż wartości dopuszczalne zostały określone dla wartości średnich (maksymalnych, minimalnych) z konkretnych przedziałów czasowych i tylko w ten sposób mogą być wykorzystane w ocenie jakości wód. Zgodnie z aktualnym stanem prawnym, ocena stanu wód, dokonywana jest co

3 lata na podstawie danych zebranych w tym okresie. Zatem oceny za rok 2021 oraz 2022 nie są jeszcze dokonane i udostępnione (dostępna jest klasyfikacja wskaźników).

Najbardziej aktualne pełne oceny stanu Odry dostępne są z lat 2014-2019, w których monitoring i ocena stanu prowadzone były zgodnie z uchylonymi już rozporządzeniami Ministra Gospodarki Wodnej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 9 października 2019 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. poz. 2147) oraz z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. poz. 2149). Ocena ta została przeprowadzona dla 14 jcwp na biegu rzeki oraz dwóch stanowisk na Kanale Gliwickim, zgodnie z wydzieleniem jednostek obowiązującym do końca 2021 roku (tabela III.2.).

Należy tu podkreślić, że w latach poprzedzających katastrofę ekologiczną stan rzeki na całej jej długości był zły, na co wpłynął zły bądź słaby stan elementów biologicznych, stan elementów fizykochemicznych poniżej stanu dobrego oraz stan chemiczny poniżej stanu dobrego we wszystkich ocenionych jcwp na biegu rzeki.

Nieakceptowalny stan elementów fizykochemicznych warunkowany był przede wszystkim wysoką wartością przewodności właściwej ($>600 \mu\text{S cm}^{-1}$ we wszystkich jcwp oprócz odcinka od granic do Chałupek, sięgających $>1200 \mu\text{S cm}^{-1}$ w niektórych odcinkach rzecznych i $>2500 \mu\text{S cm}^{-1}$ w Kanale Gliwickim), przekroczonymi normami dla chlorków, siarczanów i magnezu, a w górnym biegu rzeki również przekroczeniami stężeń azotanów i azotynów.

Stan elementów biologicznych warunkowany był głównie kondycją zespołów makrobezkręgowców bentosowych i ryb, w niemal wszystkich jcwp wykazujących stan słaby lub zły. Stan hydromorfologiczny tylko czterech jcwp nie wskazywał na istotne przekształcenia warunków hydrologicznych i morfologicznych rzeki.

Przekroczenia stanu chemicznego dotyczyły również wszystkich jcwp, głównie w zakresie difenylesterów bromowanych, heptachloru oraz rtęci i jej związków w biocie oraz fluorantenu i benzo(a)pirenu w wodzie. Przekroczenia tych substancji dotyczyły wszystkich lub większości jcwp. Przekroczenia innych substancji chemicznych stwierdzono w pojedynczych jcwp.

Tabela III.2 Wyniki oceny stanu jcwp wyznaczonych na Odrze za okres 2014-2019 (źródło: pmś, GIOŚ)

Kod jcwp	Nazwa jcwp	Rok ostatnich badań	Klasa elementów biologicznych	Obserwacje hydromorfologiczne	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.1 - 3.5)	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.6)	Klasyfikacja stanu / potencjału ekologicznego	Klasyfikacja stanu chemicznego	Stan wód
PLRW6000191139	Odra od granicy państwa w Chałupkach do Olzy	2019	5	1	>2	2	zły	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW600019117159	Odra od wypływu ze zb. Polder Buków do Kanału Gliwickiego	2017	4	>1	>2	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW60001911759	Odra od Kanału Gliwickiego do Osobłogi	2017	5	>1	>2	>2	zły	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW60002111799	Odra od Osobłogi do Małej Panwi	2017	5	>1	>2	>2	zły	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW60002113337	Odra od Małej Panwi do granic Wrocławia	2019	4	1	>2	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW6000211511	Odra od Wałów Śląskich do Kanału Wschodniego	2019	4	>1	>2	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW60002113399	Odra w granicach Wrocławia	2017	4	>1	>2	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW60002115379	Odra od Kanału Wschodniego do Czarnej Strugi	2017	4	1	>2	>2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW6000211739	Odra od Czarnej Strugi do Nysy Łużyckiej	2019	4	>1	>2	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW60002117999	Odra od Nysy Łużyckiej do Warty	2019	4	1	>2	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW60002119199	Odra od Warty do Odry Zachodniej	2019	4	>1	>2	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW6000211971	Odra od Odry Zachodniej do Parnicy	2019	4	>1	>2	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW6000211999	Odra od Parnicy do ujścia	2019	5	>1	>2	2	zły	poniżej dobrego	ZŁY
Kanały									
PLRW6000011513	Odra od Olzy do wypływu z polderu Buków		brak klasyfikacji	brak klasyfikacji	brak klasyfikacji	brak klasyfikacji	brak możliwości klasyfikacji	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW6000011659	Kanał Gliwicki z Kłodnicą od Kozłówki do Dramy	2019	4	>1	1	2	słaby	poniżej dobrego	ZŁY
PLRW60000117169	Kanał Gliwicki		brak klasyfikacji	>1	1	brak klasyfikacji	brak możliwości klasyfikacji	poniżej dobrego	ZŁY

III.2. BADANIA INTERWENCYJNE ODRY W ZWIĄZKU Z KATASTROFĄ

W przypadkach związanych z sytuacjami awaryjnymi badania wód wykonywane są przez odpowiedni Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, w ramach działalności interwencyjnych i kontrolnych, a wyniki z państwowego monitoringu środowiska są wykorzystywane do określenia stopnia ewentualnego zmian stanu wód. Centralne Laboratorium Badawcze Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (dalej: „CLB GIOŚ”) realizuje badania na zlecenia Klientów, w tym dla Wojewódzkich Inspektoratów Ochrony Środowiska w ramach badań kontrolnych. W związku z powyższym, pobieranie próbek i ich analizy odbywają się według zakresu zleceń wystawianych przez WIOŚ (co realizowane jest na podstawie ustawy z dnia 20 lipca 1991 r. o Inspekcji Ochrony Środowiska) (Dz. U. z 2021 r. poz. 1070, z późn. zm).

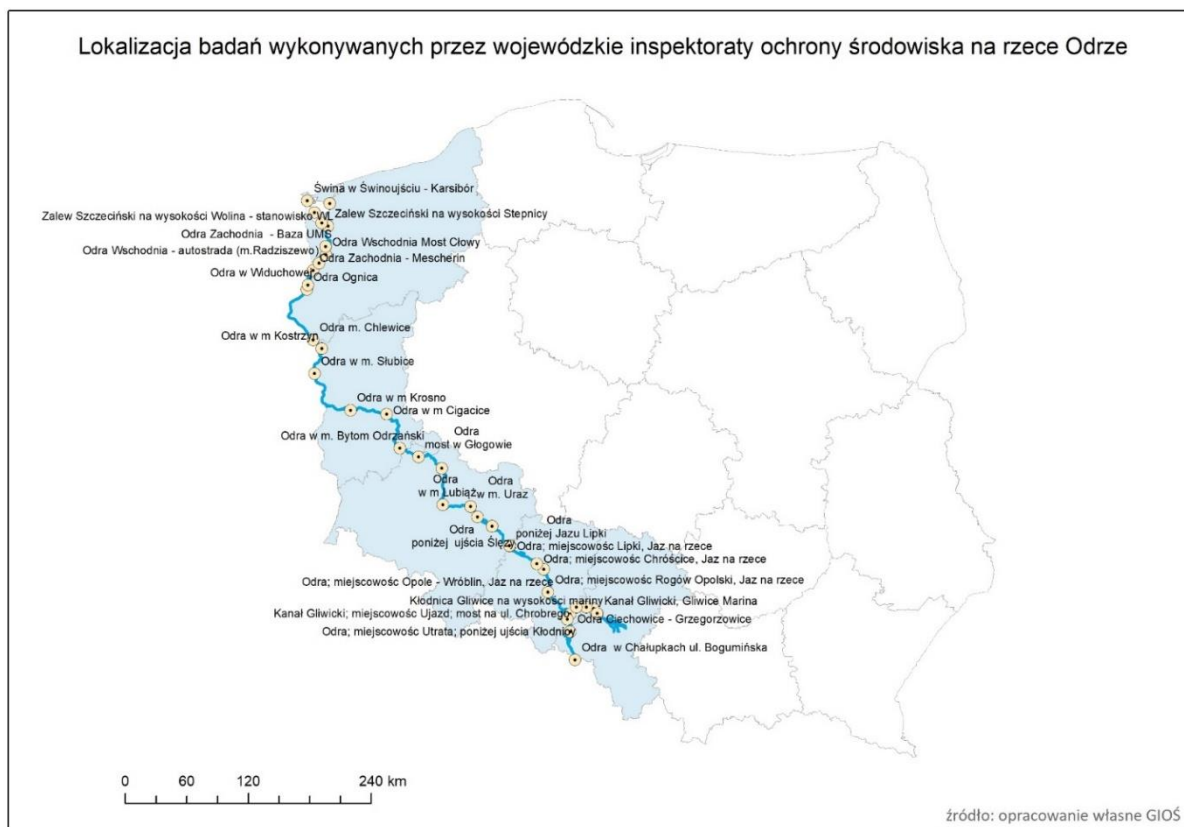
Pobieranie próbek w ramach badań rzeki Odry w związku z jej zanieczyszczeniem rozpoczęło się 28 lipca br. w wyniku wystawienia zlecenia przez WIOŚ we Wrocławiu. W następnych dniach kolejne Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska wystawiały zlecenia i ustalały kolejne punkty poboru próbek, z których odpowiednio wykonywano analizy. Wyniki badań pobranych próbek były raportowane przez CLB do WIOŚ na bieżąco. Od 13 sierpnia br. ustalono stałe punkty pobierania próbek oraz ujednolicono zakres badań w poszczególnych województwach, niemniej jednak w dwóch kolejnych dniach zwiększono liczbę punktów badawczych w województwie śląskim i zachodniopomorskim. W związku ze zmieniającą się dynamicznie sytuacją na rzece Odrze i przemieszczającą się falą zanieczyszczeń, Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska, reagując na bieżąco na wyniki badań laboratorium, modyfikowały liczbę i miejsca pobierania próbek zgodnie z własną oceną zmieniającej się sytuacji.

Skala przestrzenna zjawiska i zmienność występujących zanieczyszczeń uniemożliwiła ustalenie sztywnych ram wyznaczenia punktów pobierania próbek i zakresu badań z chwilą zarejestrowania pierwszych sygnałów dotyczących zanieczyszczenia rzeki. Wszystko to spowodowało dużą zmienność wyznaczanych miejsc pobierania próbek na całym odcinku rzeki Odry i w jej dopływach.

Obok prowadzenia rutynowego monitoringu jakości wód w ramach pmś, dobowe pobieranie próbek wykonywano w dodatkowych punktach na rzece. W okresie najintensywniejszego monitoringu interwencyjnego monitorowano regularnie **26 stanowisk wzdłuż biegu Odry**, w tym w województwie śląskim na rzece Odrze analizą objęto 2 punkty pomiarowe, w woj. opolskim 6 punktów, w woj. dolnośląskim również 6 punktów pomiarowych, w lubuskim 5 i zachodniopomorskim 7 punktów pomiarowych. Ponadto prześledzono zmiany w zakresie wskaźników jakości wody **w rzece Kłodnicy** (1 punkt pomiarowy) oraz **w Kanale Gliwickim** (początkowo 3, a od września br. 4 punkty pomiarowe) (ryc. III.2.).

Do dnia 20.09, który przyjęto na potrzeby raportu jako datę zamykającą okres analiz (choć monitoring nadal trwa) wykonano ponad 34,5 tys. oznaczeń fizykochemicznych w zakresie:

- warunki termiczno-tlenowe: temperatura wody, tlen rozpuszczony, nasycenie tlenem, ChZT-Mn, ogólny węgiel organiczny, ChZT-Cr, zawiesina ogólna;
- warunki zasolenia: przewodność elektrolityczna właściwa, siarczany, chlorki, sól, potas, twardość;
- warunki zakwaszenia: odczyn pH;
- warunki biogenne: azot Kjeldahla, azot azotanowy, azot azotynowy, azot amonowy, azot ogólny, fosfor ogólny, fosfor fosforanowy;
- zanieczyszczenia specyficzne: cyjanki wolne, indeks fenolowy, ropopochodne;
- metale: chlor, rtęć, kadm, ołów, nikiel;
- pierwiastki: Li, Be, B, Al., Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba, Tl, Pb.



Rycina III.2 Lokalizacja punktów pomiarowych GIOŚ, na których w okresie od 28.07.2022 do 20.09.2022 wykonano badania jakości wody w związku z sytuacją katastrofy ekologicznej na Odrze

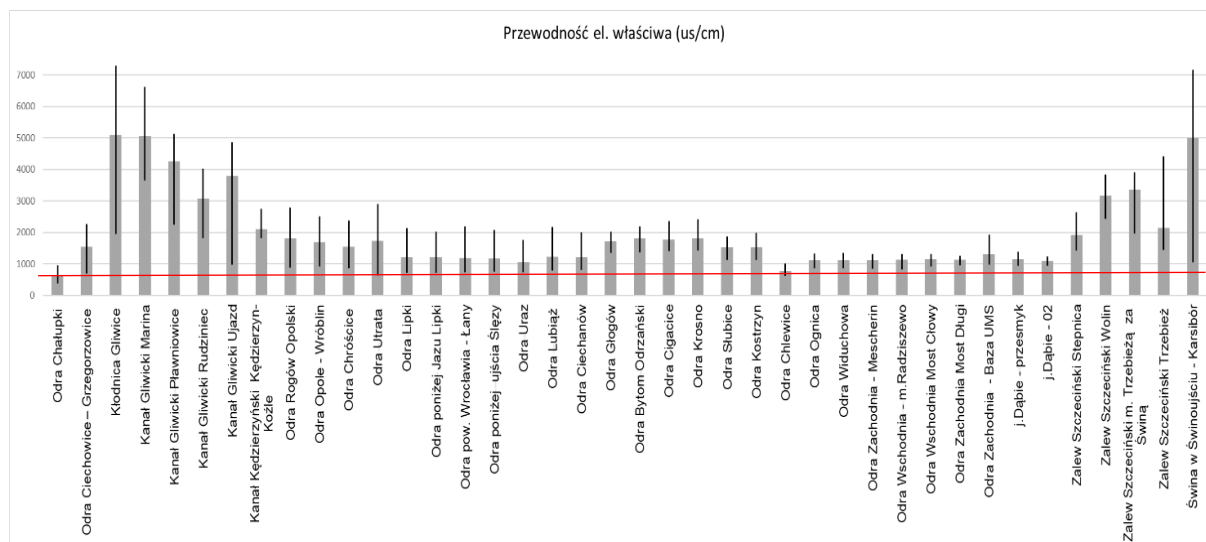
W raporcie przedstawiono wyniki oznaczeń parametrów jakości wód z okresu od 28.07 do 20.09. 2022 r., przy czym z uwagi na wskazane uwarunkowania, liczba pomiarów zarówno w zakresie dat kontroli, jak i badanych wskaźników na poszczególnych stanowiskach była zróżnicowana. Przytaczane w raporcie wartości graniczne klas stanu wód odnoszą się do klasyfikacji wód powierzchniowych zgodnie z rozporządzeniem 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). Na potrzeby wykonania wykresów, pomiary parametrów wskazujące na wartość poniżej granicy oznaczalności

Wskaźniki zasolenia

Przewodność elektrolityczna właściwa

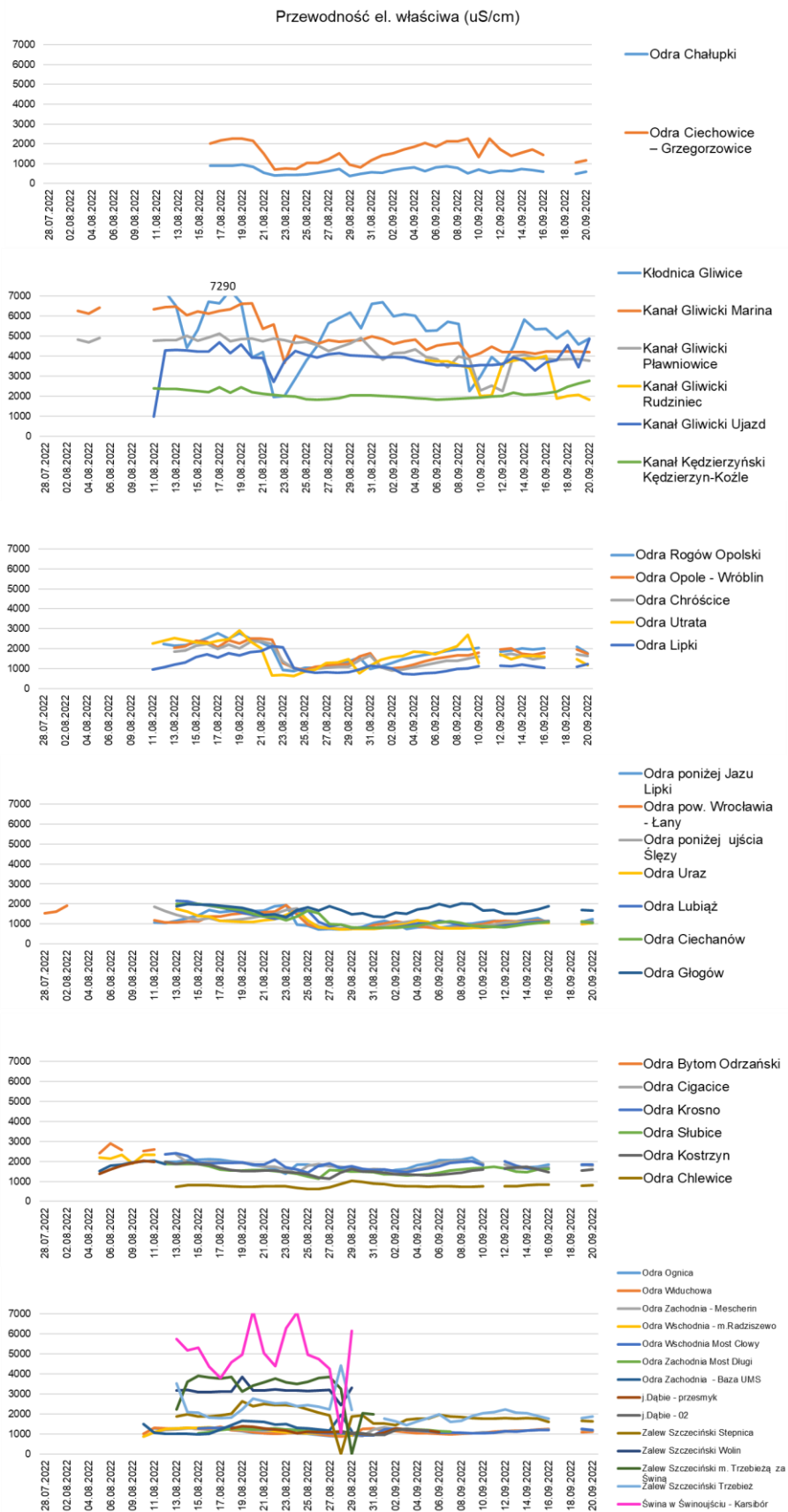
Badania jakości wód zlewni górnej Odry pozwalają zorientować się w zagrożeniach wód rzecznych spowodowanych dopływem wód kopalnianych (Absalon i Matysik 2007). W analizowanym okresie, przewodność elektrolityczna wody w niemal wszystkich badanych punktach w przypadku większości dokonanych pomiarów znacząco przekraczała wartości normatywne dla rzek nizinnych (690 $\mu\text{S}/\text{cm}$) i wielkich rzek nizinnych (850 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (ryc.III.3). Najniższe średnie w analizowanym okresie wartości przewodności notowano na stanowisku w Chałupkach w woj. śląskim (wartość średnia, minimalna i maksymalna wynosiły odpowiednio: 650, 374, 963 $\mu\text{S}/\text{cm}$) oraz Odra na wysokości Chlewic w woj. lubuskim (wartość średnia, minimalna i maksymalna: 780, 626 i 1019 $\mu\text{S}/\text{cm}$), najwyższe na

stanowiskach w Kłodnicy i na Kanale Gliwickim (sięgające średnio >5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, maksymalnie >7000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) oraz w przyujściowym odcinku Odry, w Zalewie Szczecińskim oraz Świnie (również osiągające do 7000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Na zdecydowanej większości pozostałych stanowisk, średnie wartości przekraczały 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ryc.III.3).



Rycina III.3 Wartości przewodności elektrolitycznej właściwej (wartość średnia – szary słupek, minimalna, maksymalna – czarna linia) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. czerwona linia orientacyjnie wyznacza wartość graniczną stanu dobrego dla wielkich rzek nizinnych (850 $\mu\text{S}/\text{cm}$)

Istotna była również dynamika zmian wartości pomiarów. Na większości badanych stanowisk w górnym i środkowym biegu Odry, najwyższą przewodność notowano w początkowym okresie pomiarów, przed 20 sierpnia (ryc.III.4). Następnie wartości zdecydowanie spadały, szczególnie gwałtowny kilkukrotny spadek stwierdzono w wodach Kłodnicy i kanału Gliwickiego oraz na odcinku rzeki od Rogowa Opolskiego po Ciechanów, co można powiązać z warunkami hydrometeorologicznymi (wystąpienie nawałnych deszczy w okresie po 21.08; patrz: rozdział II). Spadek był krótkotrwały na stanowiskach zlokalizowanych na Kłodnicy i Kanale Gliwickim, na których ponowny, znaczny wzrost przewodności, obserwowano już ok 23-24 sierpnia (z wyjątkiem stanowiska w Pławniowicach). Na odcinkach w granicach województw opolskiego, dolnośląskiego i lubuskiego ponowny wzrost przewodności obserwowano z początkiem września (ok. 5.09) na większości stanowisk. W województwie zachodniopomorskim wartości przewodności były zróżnicowane pomiędzy stanowiskami, ale stosunkowo wyrównane w całym analizowanym okresie. Wysoka przewodność Zalewu Szczecińskiego i Świnie jest typowa dla tego zbiornika z uwagi na powiązanie hydrologiczne z Morzem Bałtyckim.

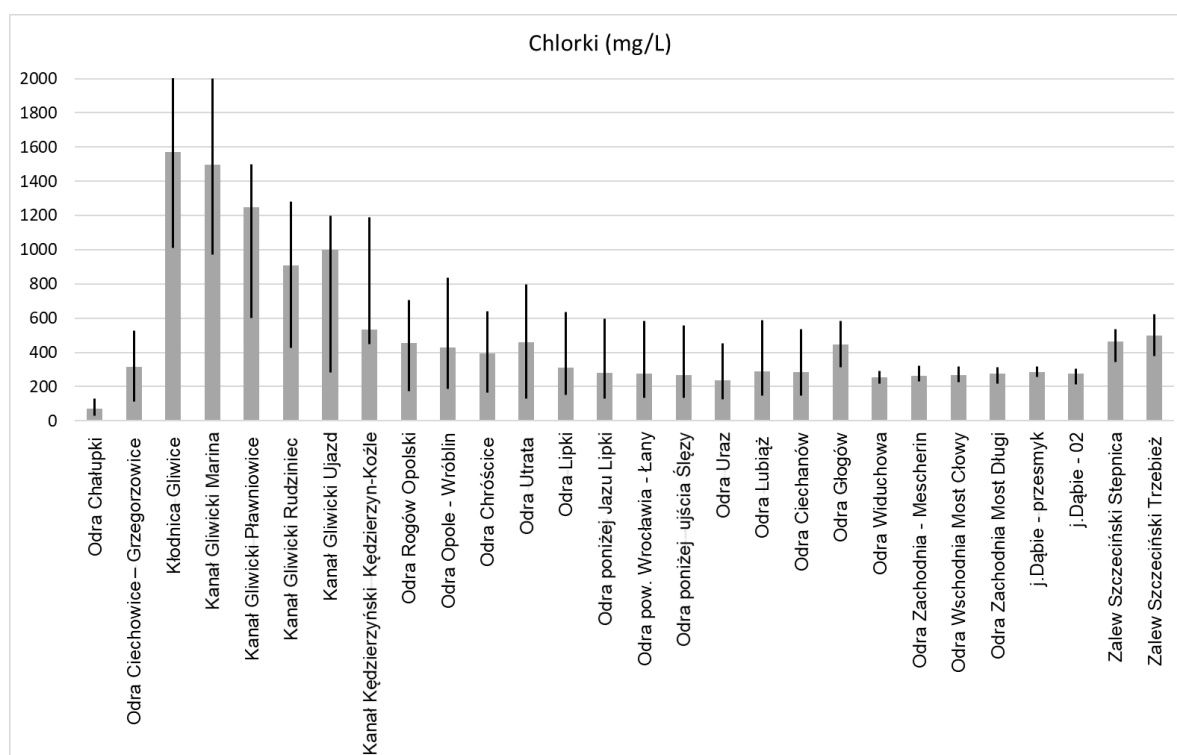


Rycina III.4 Zmiany przewodności elektrolitycznej właściwej na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. z uwzględnieniem granic administracyjnych

województw i typu ciek (w kolejności od góry: śląskie, śląskie/opolskie – kanały, opolskie, dolnośląskie, lubuskie, zachodniopomorskie).

Chlorki i siarczany

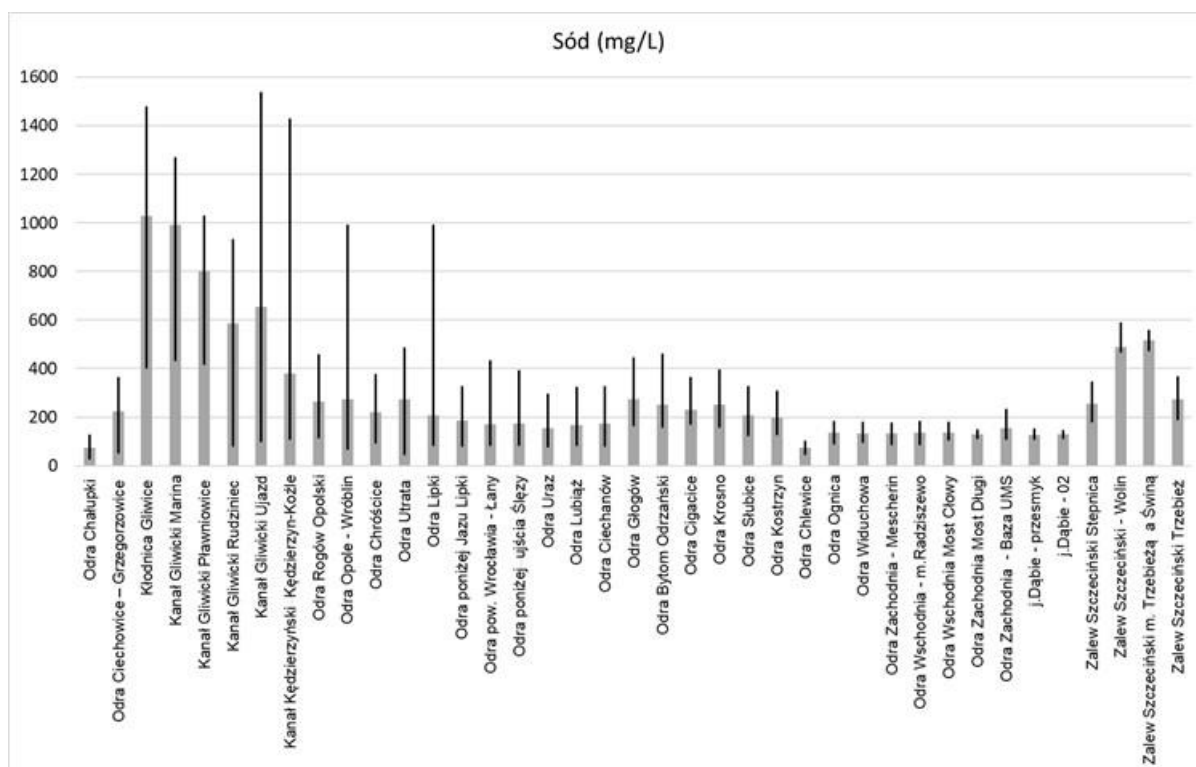
W grupie parametrów fizykochemicznych charakteryzujących zasolenie, obok przewodności elektrolitycznej właściwej, badane są także stężenia chlorków i siarczanów. W trakcie badań prowadzonych w okresie od 28 sierpnia do 20 września stężenia chlorków wykazywały bardzo wysoki poziom przede wszystkim w wodach Kłodnicy, Kanału Gliwickiego i Kanału Kędzierzyńskiego, co korespondowało z wartościami przewodności elektrolitycznej (rys.III.5). Najniższe wartości obserwowano w górnym i dolnym biegu Odry. Podobną tendencją charakteryzowała się zmienność siarczanów, najniższe stężenia rzędu 30-40 mg/L oznaczono w Odrze w Chałupkach, najwyższe, przekraczające 600 mg/L w Kanale Gliwickim – Marina.



Rycina III.5 Stężenia chlorków (wartość średnia, minimalna, maksymalna) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. (wskaźnik nieklasyfikowany)

Sód

Kolejnym z pierwiastków odpowiedzialnych za zasolenie wód jest sód. W analizowanym okresie najniższe wartości sodu notowano na stanowisku Odra Chałupki w woj. śląskim (wartość średnia, minimalna i maksymalna wynosiły odpowiednio: 73,4, 25, 128 mg/L) oraz Odra na wysokości Chlewic w woj. lubuskim (wartość średnia, minimalna i maksymalna: 74,5, 43, 103 mg/L). Z kolei najwyższe wartości stwierdzono na stanowisku w Kłodnicy (wartość średnia, minimalna i maksymalna wynosiły odpowiednio: 1078, 816, 1370 mg/L) i na Kanale Gliwickim (wartości średnie w zakresie od 568,5 do 990 mg/L; wartości maksymalne od 934 do 1540 mg/L) (ryc.III.6).

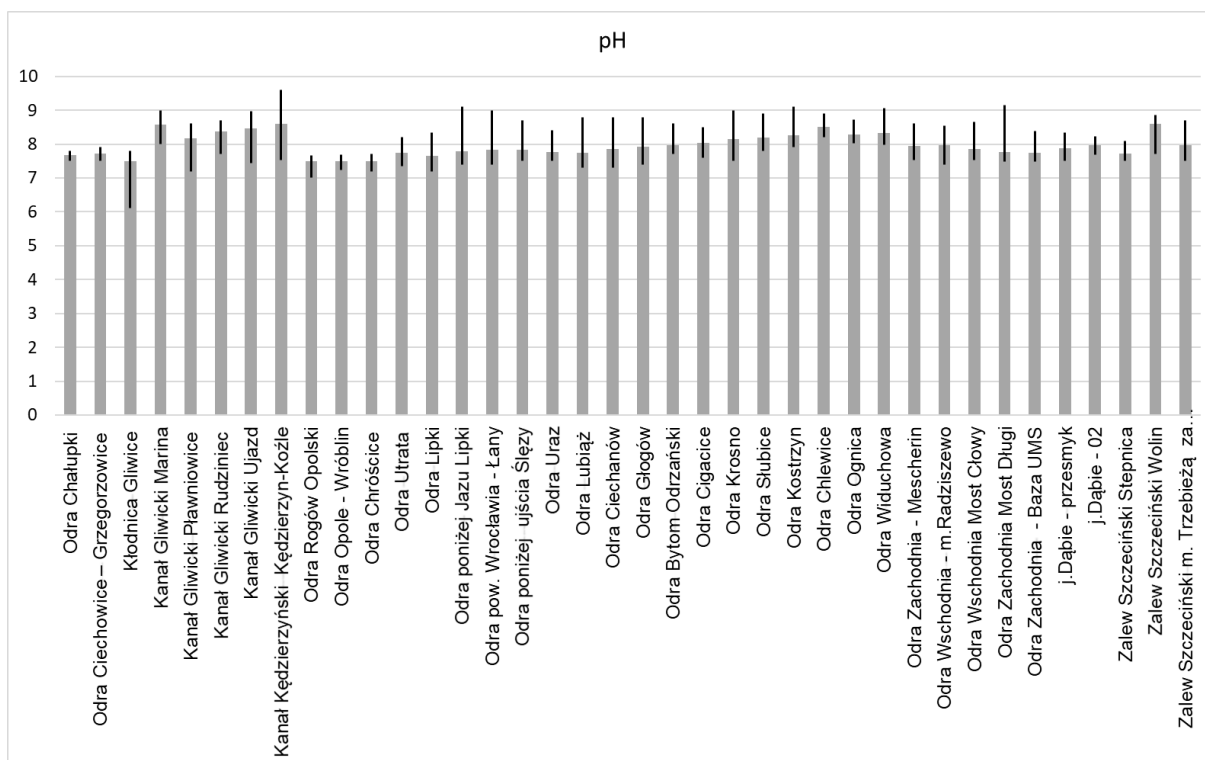


Rycina III.6 Stężenia sodu (wartość średnia, minimalna, maksymalna) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. Kolejne słupki oznaczają daty pomiaru; wskaźnik nieklasyfikowany

Wskaźniki zakwaszenia

Odczyn wód

Odczyn wód jest parametrem monitorowanym w wodach powierzchniowych, lecz nienormowanym w rzekach Polski z uwagi na marginalność problemu zakwaszenia wód w kraju. Wody w Polsce są generalnie zasadowe lub wysokozasadowe i znajduje to potwierdzenie w wynikach pomiarów na Odrze w 2022 r., gdzie w analizowanym okresie notowane były wartości pH w zakresie od 6,1 do nawet 9,6 (ryc.III.7). Wartości średnie pH na wszystkich badanych stanowiskach wynosiły ponad 7,0.

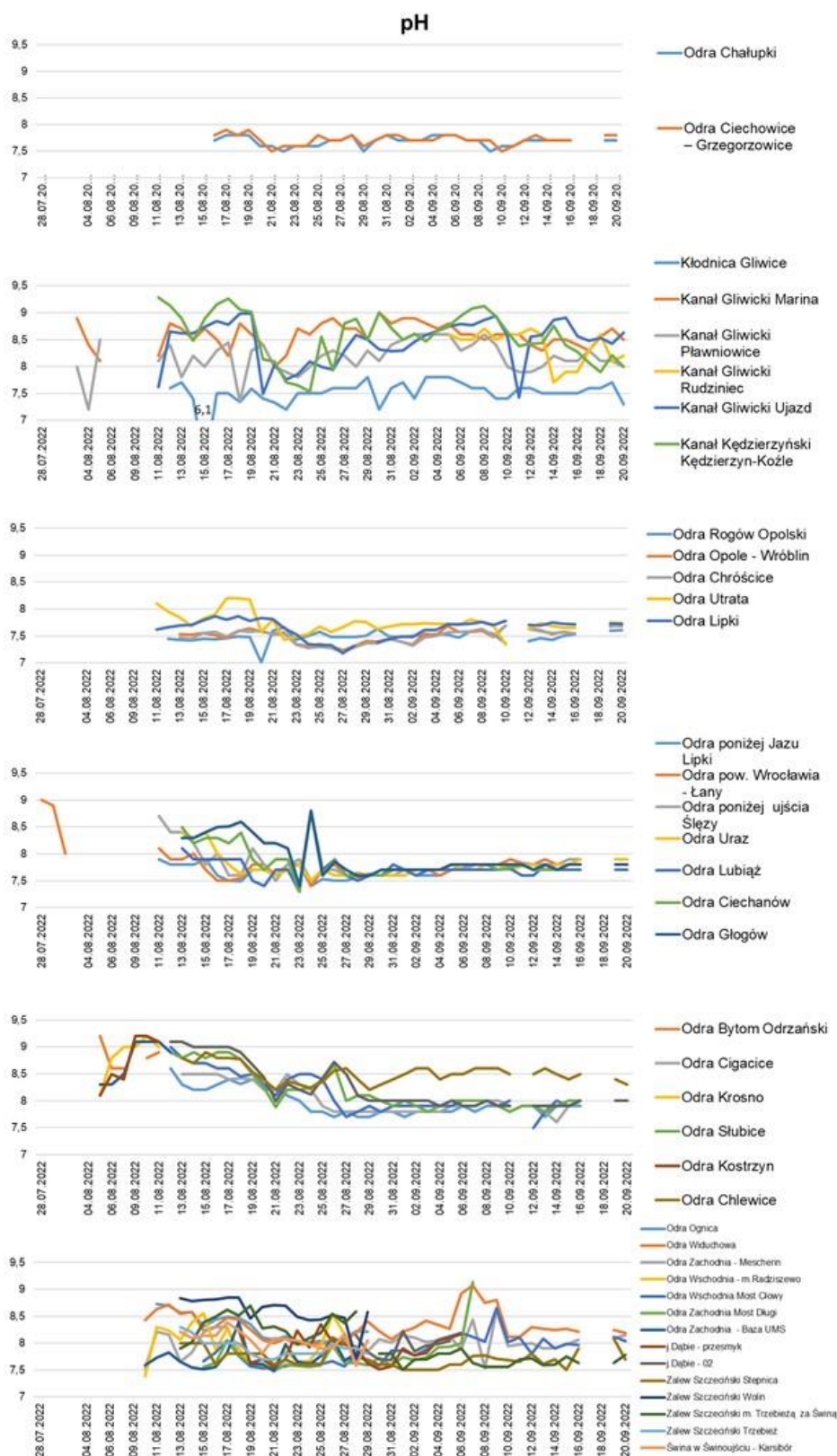


Rycina III.7 Zmiany odczynu wód na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. Kolejne słupki oznaczają daty pomiaru; wskaźnik nieklasyfikowany

W analizowanym okresie, w górnym odcinku Odry (Odra – Chałupki i Odra Ciechowice-Grzegorzewice) wody charakteryzowały się ustabilizowanymi wartościami odczynu, wahania były niewielkie i oscylowały od ok. 7,5 do 8,0. Stosunkowo niskim odczynem charakteryzowała się Kłodnica, na tym stanowisku pH wynosiło od 6,1 (minimalna wartość odnotowana w tym okresie w całej puli pomiarów) po 7,8. Najwyższe wartości pH oraz ich dużą zmienność w całym okresie badań, stwierdzono w Kanale Gliwickim i Kanale Kędzierzyńskim w miejscowości Kędzierzyn-Koźle (woj. opolskie). W ich wodach odnotowano pH o wartościach od ok. 7,5 do 9,5 (ryc.III.9).

Na większości stanowisk, obserwowano podwyższone wartości pH na początku badań oraz znacząco amplitudę zmian. Podobnie jak w przypadku przewodności elektrolitycznej, spadek wartości pH, szczególnie wyraźny na stanowiskach odcinka rzeki w granicach woj. dolnośląskiego i lubuskiego, występuje ok. 21 sierpnia. Podwyższenie wartości pH i jego duże wahania pomiędzy kolejnymi pomiarami w okresie od 28 lipca do ok. 23 sierpnia, a następnie jego względna stabilizacja jest szczególnie widoczna na stanowiskach odcinka od Odry poniżej jazu Lipki (woj. dolnośląskie) po Odrę w Kostrzynie (woj. lubuskie). Obserwowany był gwałtowny wzrost odczynu z 7,4 do 8,8 w dniu 24 sierpnia na Odrze przy moście w Głogowie (woj. dolnośląskie) (ryc.III.8).

Przebieg zmian pH w czasie na poszczególnych stanowiskach zasługuje na szczególną uwagę ze względu na związek odczynu wód z intensyfikacją procesu fotosyntezy, co jest najczęstszą przyczyną wartości ekstremalnych, jak również znacznych wahań tego wskaźnika w ciągu doby. Gwałtowne, skokowe zmiany pH i jego nietypowo wysokie wartości wiążą się najczęściej z aktywnością fotosyntetyczną glonów i jeśli towarzyszy im podwyższone nasycenie tlenem oraz spadające wartości azotu, głównie amonowego, mogą świadczyć o zakwitach fitoplanktonu.



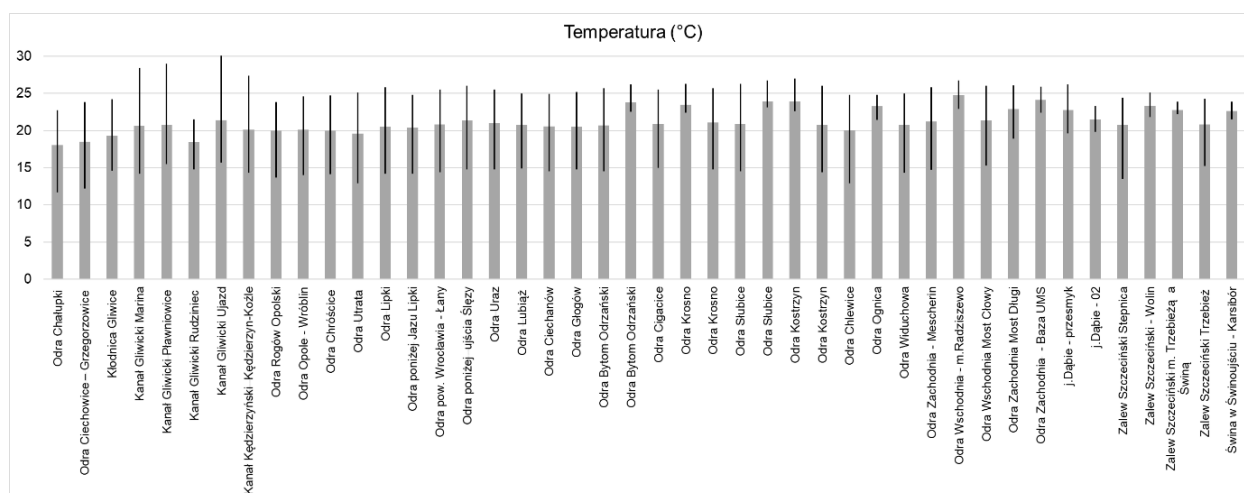
Rycina III.8 Zmiany odczynu wód na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. z uwzględnieniem granic administracyjnych województw i typu ciek (W kolejności od góry: śląskie, śląskie/opolskie – kanały, opolskie, dolnośląskie, lubuskie, zachodniopomorskie).

Warunki termiczno-tlenowe

Temperatura

Temperatura wód powierzchniowych jest uzależniona wprost od warunków hydrometeorologicznych. Wysokie temperatury powietrza i niski przepływ wód sprzyjają szybszemu nagrzewaniu się mas wody w rzece. W analizowanym okresie temperatury wody były wysokie na wszystkich stanowiskach i średnio wynosiły ok. 20-21°C. Najwyższe temperatury stwierdzono w kanałach – Gliwickim i Kędzierzyńskim, w których maksymalne zmierzone wartości osiągały 28-30°C (ryc.III.9). Wartości minimalne (ok. 12°C) odnotowano pod koniec okresu badań, w górnym biegu Odry.

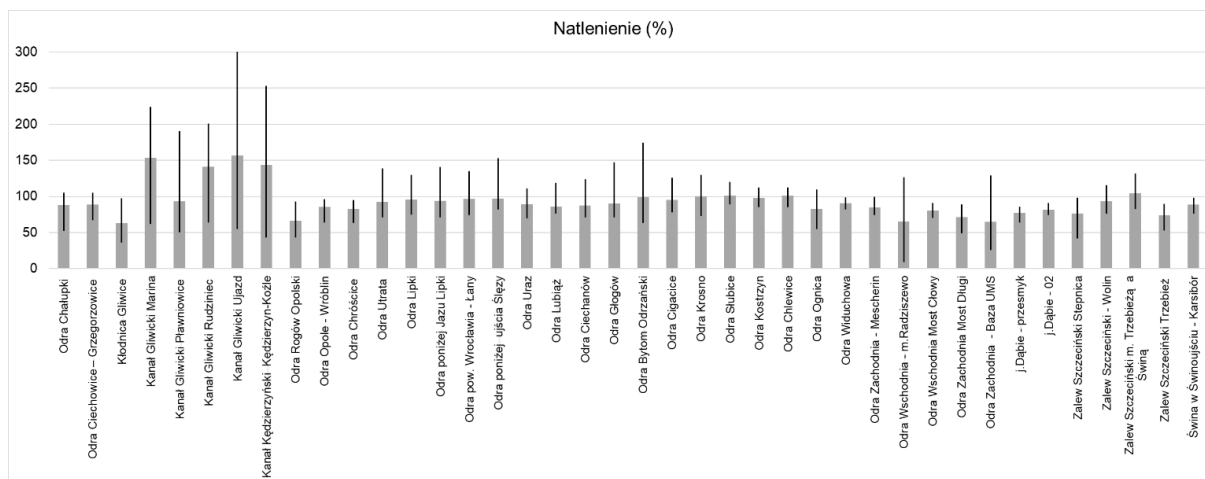
W przypadku wód, które nie są poddawane presji termicznej ze strony człowieka (np. zrzut podgrzanych wód) temperatura, jako czynnik naturalny, jest parametrem nienormowanym i nieklasyfikowanym przy ocenie stanu. Jednak warunki termiczne mają przełożenie na natlenienie wód, gdyż rozpuszczalność tlenu w wodzie rośnie wraz ze wzrostem temperatury. Podwyższone w stosunku do średniej wieloletniej wartości temperatury sprzyjają także rozwojowi fitoplanktonu, czyli mogą intensyfikować zakwity glonów.



Rycina III.9 Temperatura wody (wartość średnia, minimalna, maksymalna) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br.

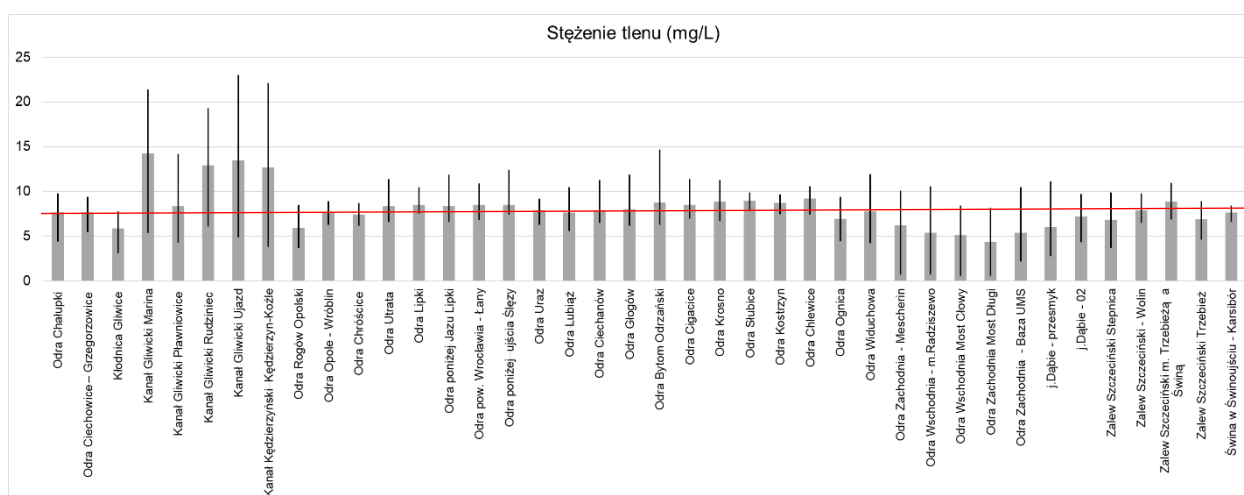
Tlen

Nasycenie tlenem wód Odry na badanych stanowiskach wykazywały wyraźnie podwyższone wartości w stosunku do tych obserwowanych w latach ubiegłych, lecz wartości wskazywanych jako szkodliwe dla ryb w związku z tzw. chorobą gazową, polegającą na zaczopowaniu naczyń krwionośnych ryb pęcherzykami gazu w sytuacji, gdy nasycenie wód tlenem jest na poziomie 250-300% (Milczarek i Murkowski 1980), osiągało jedynie w Kanale Gliwickim. Do takiej sytuacji może dojść w wyniku intensywnej fotosyntezy.



Rycina III.10 Zmiany nasycenia tlenem (%) wód Odry na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br.

Stężenie tlenu w całym analizowanym okresie utrzymywało się na dość wysokim poziomie na badanych stanowiskach, powyżej wartości granicznej stanu dobrego dla dużych rzek nizinnych (7,5 mgO₂/L). Zwracają uwagę jednak niskie wartości stężeń tlenu w Kłodnicy, oscylujące od ok. 3 do 5,5 mgO₂/L oraz na zbliżonym poziomie na Odrze w Rogowie Opolskim, w obu wypadkach szczególnie w pierwszej połowie sierpnia (ryc.III.11 i III.12). Najwyższe stężenie tlenu stwierdzano w Kanale Gliwickim i w Kanale Kędzierzyńskim. W Kanale Gliwickim na wszystkich stanowiskach przez prawie cały okres utrzymywał się wysokie wartości tlenu rozpuszczonego, przy czym najwyższe wartości przekraczały 20 mgO₂/L.



Rycina III.11 Stężenie tlenu (wartość średnia – szary słupek, minimalna, maksymalna – czarna linia) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. Czerwona linia orientacyjnie wyznacza wartość graniczną stanu dobrego dla wielkich rzek nizinnych (7,5 mgO₂/L)

Generalnie, parametr ten charakteryzowała jednak bardzo dużo zmienność, również w wielu wypadkach pomiędzy kolejnymi, następującymi z dnia na dzień pomiarami, na większości stanowisk. Było to szczególnie widoczne na odcinkach o z reguły wysokim natlenieniu, i tak, spadki rzędu kilku

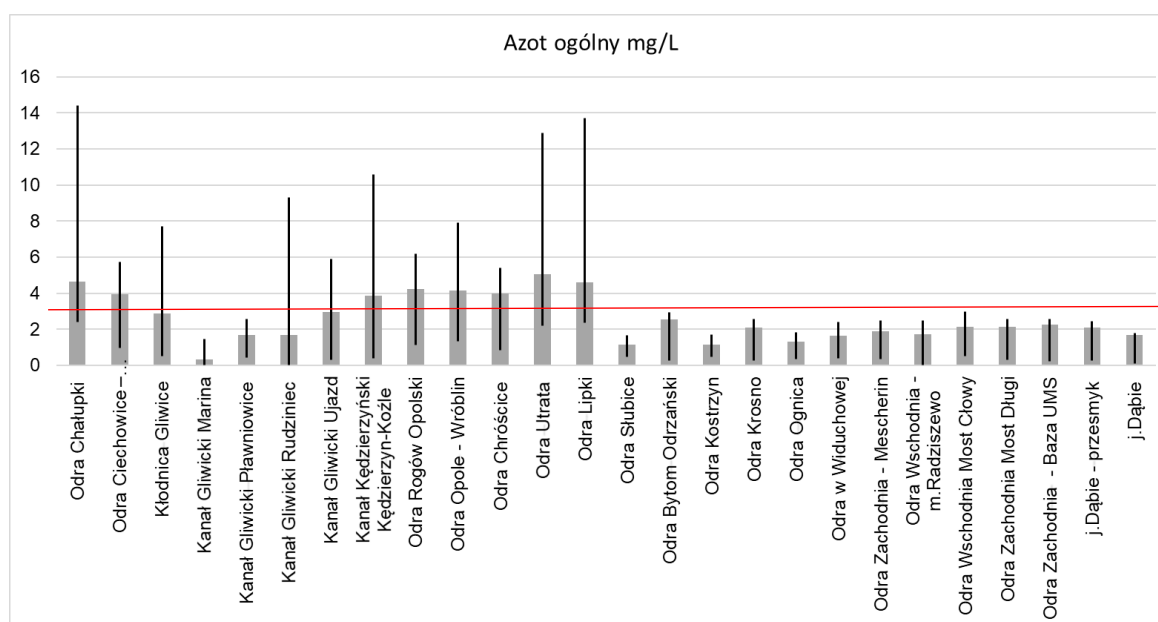
miligramów odnotowano pomiędzy 20 i 21 sierpnia na Kanale Gliwickim w miejscowości Ujazd oraz na Kanale Kędzierzyńskim.

Substancje biogenne

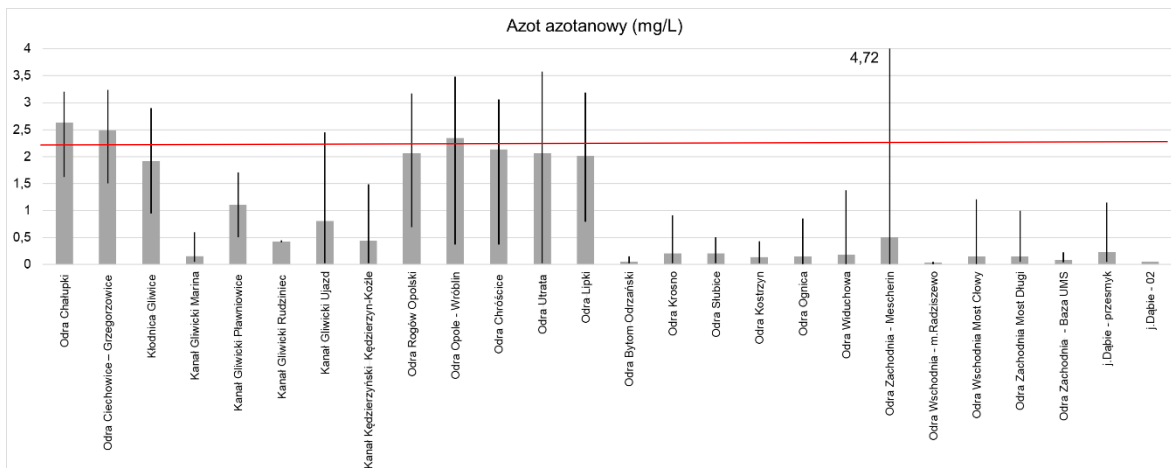
Azot

Parametrami jakości wód wyrażającymi zagrożenie nadmierną dostawą biogenów są stężenia rozpuszczalnych i całkowitych frakcji azotu i fosforu, składników odżywczych przyczyniających się w zasadniczy sposób do namnażania glonów w wodzie i w konsekwencji zakwitów glonowych (przede wszystkim spowodowanych przez sinice), mogących prowadzić do degradacji ekosystemu.

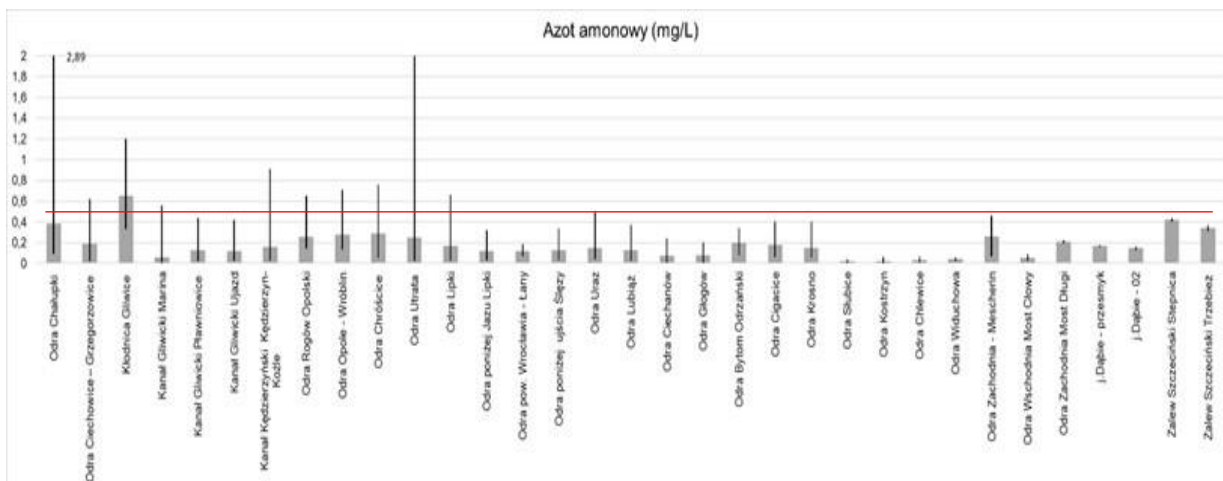
W analizowanym okresie odnotowano bardzo nierównomierne stężenia azotu w poszczególnych terminach badań na większości stanowisk, z wartościami niskimi w pierwszej połowie sierpnia, gwałtownym wzrostem stężeń, szczególnie w górnym biegu rzeki, w dniach 20-21 sierpnia oraz ponownym spadkiem, bardzo gwałtownym, na przełomie sierpnia i września. Znaczne skoki wartości stężeń azotu ogólnego i jego form obserwowane były szczególnie w Kanale Gliwickim i na odcinku Odry w województwie dolnośląskim, na co wskazują duże różnice pomiędzy dobowymi wartościami minimalnymi i maksymalnymi na poszczególnych stanowiskach (ryc. 12-14).



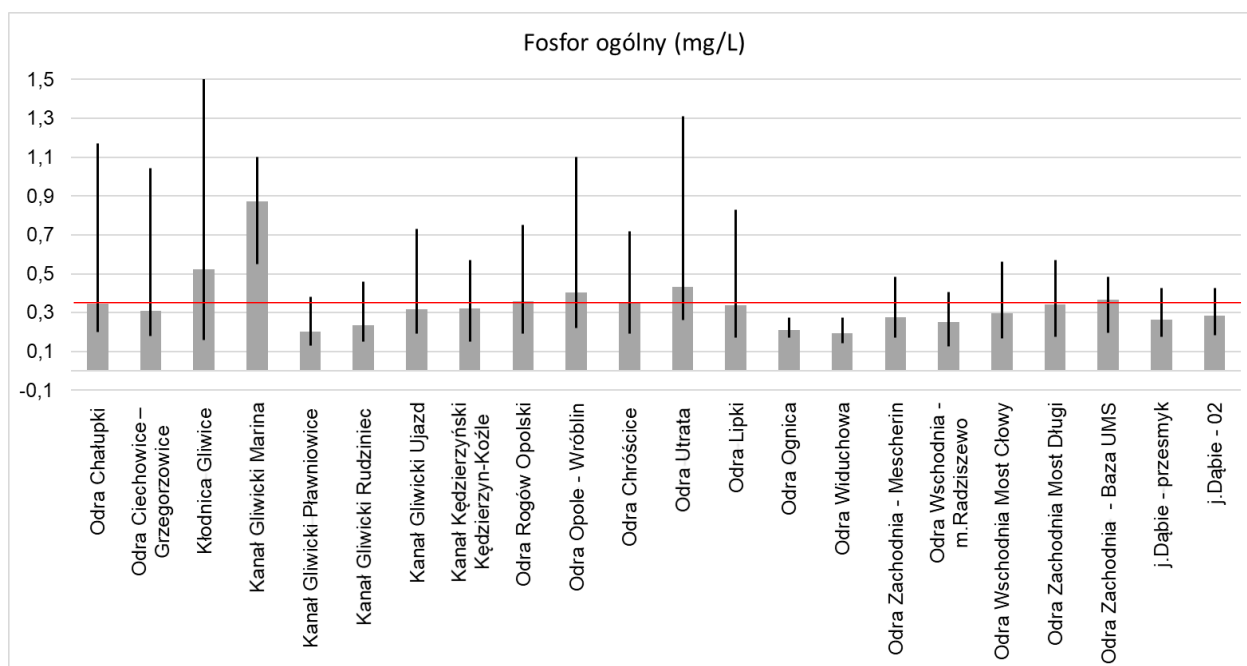
Rycina III.12 Zmiany stężenia azotu ogólnego (wartość średnia – szary słupek, minimalna, maksymalna – czarna linia) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. Czerwona linia orientacyjnie wyznacza wartość graniczną stanu dobrego dla wielkich rzek nizinnych (3,5 mg/L)



Rycina III.13 Zmiany stężenia azotu azotanowego (mg/L) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. Czerwona linia orientacyjnie wyznacza wartość graniczną stanu dobrego dla wielkich rzek nizinnych (2,20 mg/L)



Rycina III.14 Zmiany stężenia azotu amonowego (mg/L) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. Czerwona linia orientacyjnie wyznacza wartość graniczną stanu dobrego dla wielkich rzek nizinnych (0,45 mg/L)



Rycina III.15 Zmiany stężenia fosforu ogólnego (mg/L) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br. Czerwona linia orientacyjnie wyznacza wartość graniczną stanu dobrego dla wielkich rzek nizinnych (0,35 mg/L)

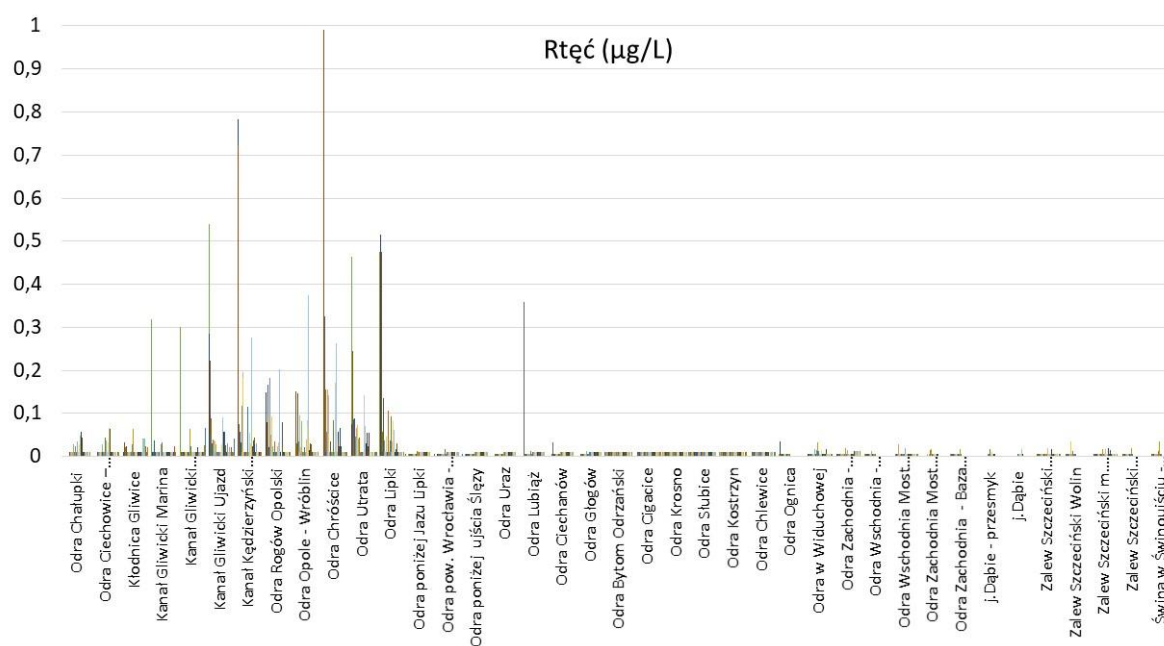
Generalnie, średnie wartości stężenia substancji biogenych na większości analizowanych stanowisk były niskie, często poniżej wartości granicznej stanu dobrego (choć należy mieć na uwadze, że wartości te dla stanu ekologicznego, opracowywane są dla wartości średniorocznych, obejmujących cały sezon i ściśle określony reżim poboru prób). Niskie wartości biogenów, szczególnie przyswajalnych form azotu świadczą o ich zużyciu przez organizmy planktonowe.

Substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego

Badania prowadzono w kierunku potwierdzenia wykrycia substancji zanieczyszczającej, mogącej mieć wpływ na śnięcie ryb. W dniach 16-20.08.2022 przeprowadzono badania ilościowe wybranych związków lotnych (VOC) w tym mezytlenu. W żadnym z badanych ekstraktów nie stwierdzono stężenia mezytlenu oraz pozostałych badanych związków powyżej 0,10 µg/L.

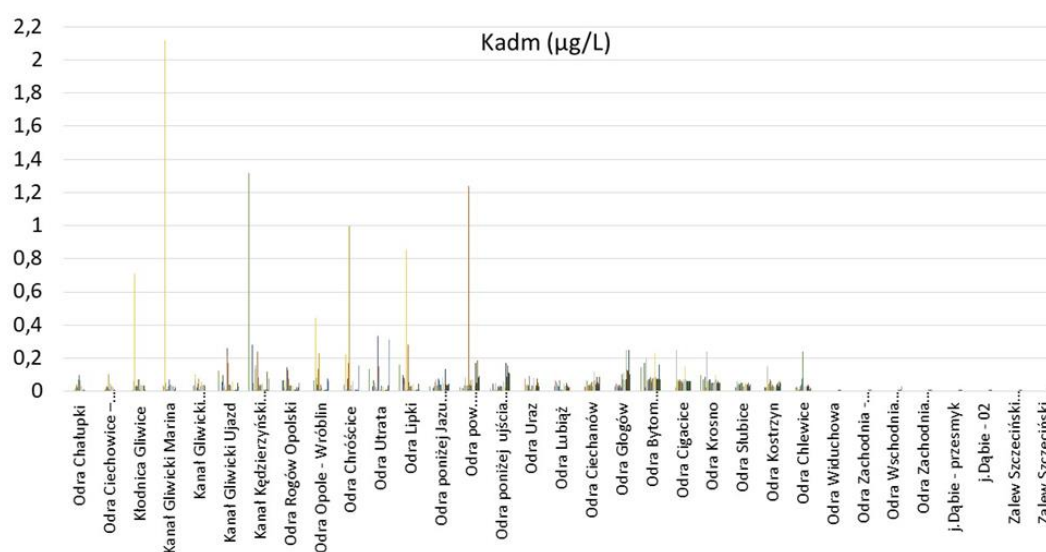
Rtęć, kadm, nikiel, ołów

Na zdecydowanej większości analizowanych punktów badawczych Odry woj. śląskiego, lubuskiego i zachodniopomorskiego stężenie rtęci w analizowanym okresie (5.08.-6.09.) było poniżej granicy oznaczalności (<0,02 µg/L) lub incydentalnie powyżej tej granicy, ale nie przekraczając wartości normatywnej dla wód powierzchniowych 0,07 µg/L. Wyjątkiem były wartości odnotowane na stanowiskach Kanału Gliwickiego (wartości w zakresie od 0,089 do 0,540 µg/L) oraz wszystkich stanowiskach w woj. opolskim (wartości od 0,071 do 1,483 µg/L) i stanowisku Odra w miejscowości Lubiąż w woj. dolnośląskim dniu 14.08 (0,358 µg/L).



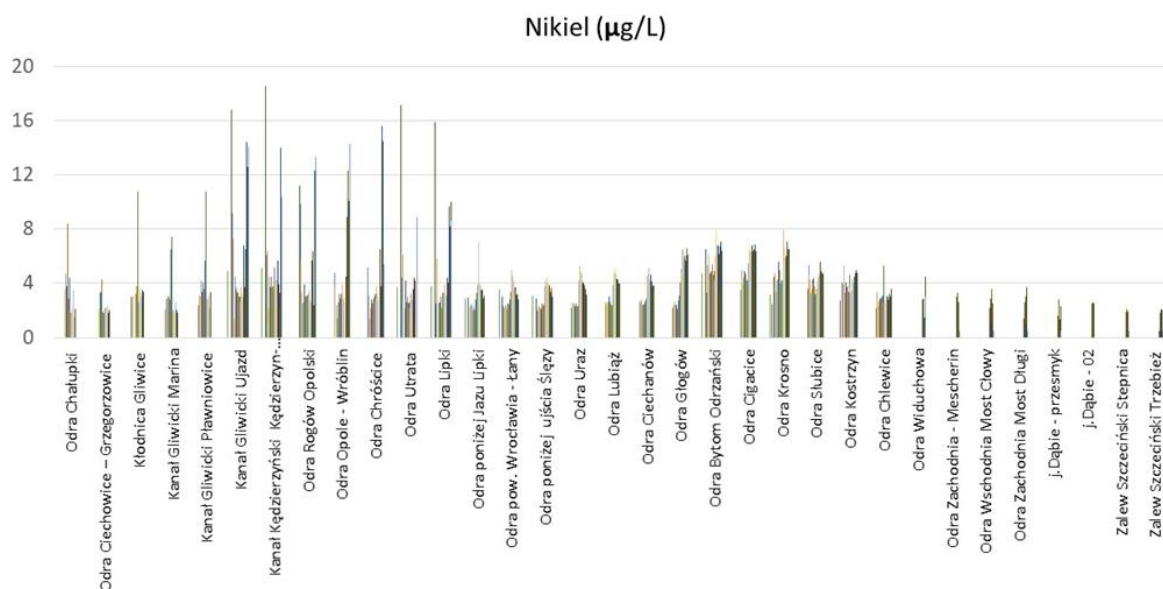
Rycina III.16 Zmiany stężenia rtęci (mg/L) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br.

Na przekroju Odry w analizowanym okresie obserwowane były średnie stężenia kadmu w Odrze w Chałupkach i Grzegorzowicach i wynosiły 0,04 µg/L. Wzdłuż biegu rzeki w stanowisku Urata średnia z okresu badawczego wynosiła 0,07 µg/l, w Rogowie Opolskim 0,05 µg/L, w Opole-Wróblin 0,11 µg/L, Odra - Chróścice 0,17 µg/L, Odra-Lipki 0,12 µg/L, Powyżej Wrocławia - Łany 0,11 µg/L, z w Odrze - Bytom 0,09 µg/L. Najwyższe pojedyncze wartości powyżej 1 µg/L notowane były w Kanałach i Odrze powyżej Wrocławia.



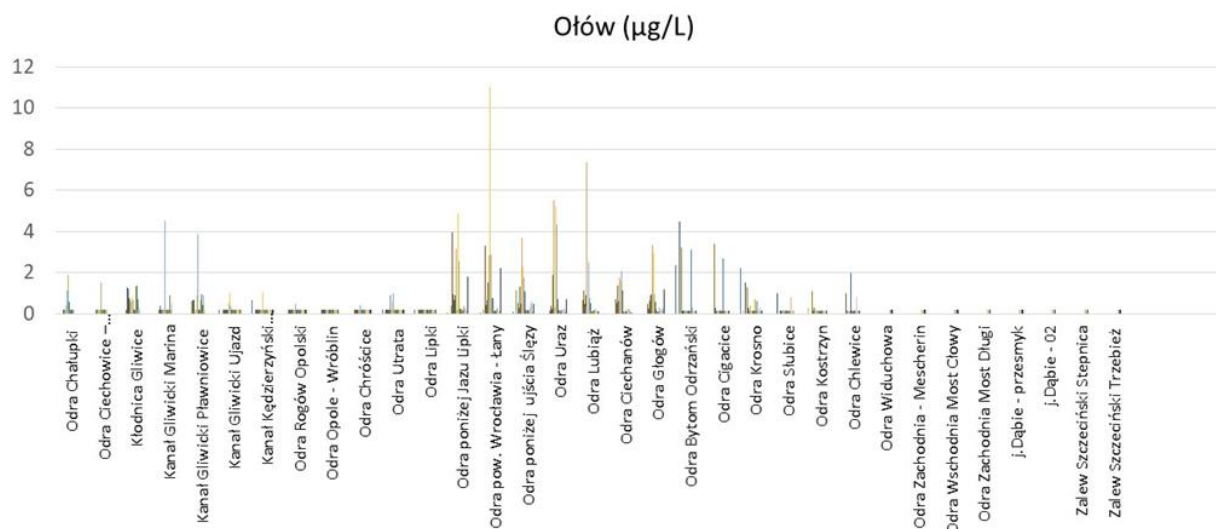
Rycina III.17 Zmiany stężenia kadmu (mg/L) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br.

W Odrze w Chałupkach w analizowanym okresie średnia wartość niklu wyniosła 3 µg/L, w Odrze Grzegorzowicach 2,4 µg/L. Wzdłuż biegu rzeki w stanowisku Urata średnia z okresu badawczego wynosiła 4,2 µg/L, w Rogowie Opolskim i Wróblinie 4,9 µg/L, następnie wartości malały w stanowiskach Odra-Chróścice 4,62 µg/L, Odra-Lipki 4,7 µg/L, Odra most w Głogowie 4,29 µg/L do wartości 4,16 µg/L w stanowisku Odra Słubice. Najwyższe pojedyncze wartości powyżej 10 µg/L obserwowane były w Kanałach i na stanowiskach Odry w województwie opolskim.



Rycina III.18 Zmiany stężenia niklu (mg/L) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br.

W analizowanym okresie w Chałupkach średnia zawartość kadmu wyniosła 1,99 µg/L, następnie stężenia malały do średniej wartości w Odrze - Utrata 0,08 µg/L. Wzdłuż biegu rzeki średnia z okresu badawczego wynosiła w Rogowie Opolskim 0,46 µg/L, Odra -Chróścice 0,41 µg/L, po czym wzrastały do 2,7 µg/L w stanowisku Odra Bytom. Najwyższe pojedyncze wartości powyżej 4 µg/L obserwowane były w Kanałach i na stanowiskach Odry w województwie dolnośląskim.



Rycina III.20 Zmiany stężenia ołowiu (mg/L) na stanowiskach monitorowanych przez Centralne Laboratorium Badawcze GIOŚ w okresie 28.07 – 20.09. br.

Wartości stężenia rtęci notowane w Kanale Gliwickim i woj. dolnośląskim, mimo że przekraczają wartość normatywną stanu dobrego wód zgodnie (0,07 µg/L) i klasyfikują wody Odry jako w złym stanie chemicznym, są zdecydowanie poniżej normy wód do picia (1 µg/L zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 11 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, Dz. 2017 poz. 2294). **Trzeba też podkreślić, że wyniki badań toksykologicznych ryb, przedstawione w rozdziale V raportu, jednoznacznie wykluczyły rtęć (i inne metale) jako przyczynę śnięcia ryb w Odrze w okresie lipiec-wrzesień 2022.**

III.3. PODSUMOWANIE

W analizowanym okresie 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. W okresach śnięcia ryb można zauważyć znaczący wzrost przewodności wody rzeki Odry, która przekroczyła poziom 2000 µS/cm. **W porównaniu z wartościami średnimi w punkcie reperowym na Odrze powyżej Wrocławia z lat ubiegłych (1030 – 1287 µS/cm), są to wartości znacznie wyższe, nawet w stosunku do porównywalnie suchego 2015 r. (1287 µS/cm).** Ponieważ na wartość przewodności elektrolitycznej w Odrze wpływa głównie stężenie chlorków ich stężenia w czasie i w poszczególnych punktach układały się podobnie jak wartości przewodności. Stężenia sodu, chlorków i siarczanów wykazywały podobny przebieg zmian jak wartości przewodności elektrycznej.

Na większości stanowisk obserwowano podwyższone stężenie tlenu i nasycenie nim wody, jak również podwyższone wartości odczynu wody pH. Stężenia tlenu w wodach Odry na badanych stanowiskach wykazywały wyraźnie podwyższone wartości w stosunku do tych obserwowanych w latach ubiegłych. Notowane na większości stanowisk niskie wartości biogenów, szczególnie przyswajalnych form azotu świadczą o ich zużyciu przez organizmy planktonowe. Obserwowane skokowe zmiany pH i jego nietypowo wysokie wartości, wysokie natlenienie wód oraz niskie stężenia biogenów wiążą się najczęściej z aktywnością fotosyntetyczną glonów.

PIŚMIENNICTWO

Absalon D., Matysik M., 2007. Changes in water quality and runoff in the Upper Oder River Basin, Geomorphology, 92: 106-118.

Milczarek I., Murkowski A., 1980. Przyczyny występowania choroby gazowej u ryb hodowanych w zbiornikach wody podgrzewanej. Kosmos: Biologia, 29: 411-416.



IV. ANALIZA ZDJĘĆ SATELITARNYCH

IV. ANALIZA ZDJĘĆ SATELITARNYCH

Katarzyna Osińska-Skotak

WPROWADZENIE

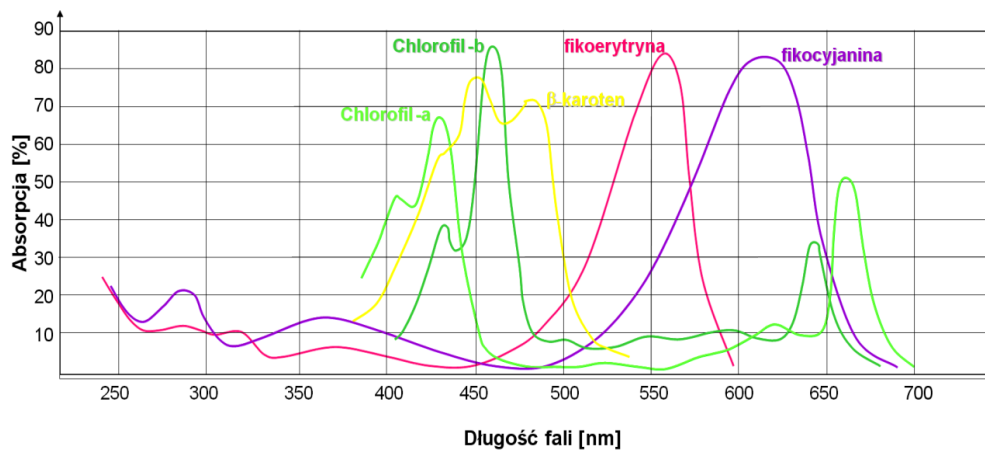
Idea teledetekcyjnej analizy stanu wód polega na wykorzystaniu właściwości spektralnych wody, które ulegają zmianie wraz ze zmianą zawartości niektórych substancji (np. barwników roślinnych). Te składniki wody, które powodują zmianę właściwości odbicia, rozpraszania, pochłaniania czy emisji promieniowania wód powierzchniowych są możliwe do oszacowania z wykorzystaniem technik teledetekcyjnych. Natomiast składniki wody, czy też substancje mogące się w niej znajdować, które nie wpływają na zmianę właściwości optycznych/spektralnych wody nie są możliwe do uzyskania na tej podstawie w sposób bezpośredni. Część z nich można natomiast oszacować, wykorzystując fakt występowania powiązań pomiędzy różnymi składnikami wody.

Zastosowania teledetekcji do badania różnych komponentów Ziemi są przedmiotem wielu publikacji naukowych. Wraz z rozwojem technologii satelitarnych na świecie intensyfikowane są także działania zmierzające do wykorzystania danych satelitarnych w operacyjnym monitorowaniu jakości wód powierzchniowych. Najwięcej badań, różnego rodzaju opracowań, jak i systemów operacyjnych monitorowania wód powierzchniowych z wykorzystaniem teledetekcji satelitarnej dotyczy otwartych wód morskich i oceanicznych (tzw. „Case 1 – open waters”). Świetnym przykładem tego typu rozwiązań jest polski system SatBałtyk (<https://www.satbaltyk.pl/>), który działając w sposób operacyjny, dostarcza mapy różnych parametrów charakteryzujących stan wód w Bałtyku, m.in. temperaturę, zasolenie, zawartość chlorofilu czy karetonoidów. Algorytmy szacowania poszczególnych parametrów otwartych wód morskich i oceanicznych są dobrze rozwinięte i charakteryzują się wysoką skutecznością i dokładnością. W przypadku wód przybrzeżnych (tzw. „Case 2 – coastal waters”) mamy do czynienia ze znacznie większym zróżnicowaniem właściwości wód i wypracowanie uniwersalnych algorytmów jest trudniejsze, często wymaga podejścia lokalnego, związanego z położeniem geograficznym i specyficznymi cechami danego obszaru. Podobna sytuacja ma miejsce w odniesieniu do wód śródlądowych, np. jezior i zbiorników retencyjnych.

Jak piszą Morel i Prieur (1977), wody typu 1 są w większości zdominowane przez fitoplankton, natomiast wody typu 2 charakteryzuje różnorodność stężeń substancji optycznie czynnych (m.in. chlorofilu, kolorowej rozpuszczonej materii organicznej (CDOM), materii nieorganicznej zawieszanej w wodzie), co powoduje, że są one bardziej złożone przy określaniu parametrów jakości wody z wykorzystaniem zdalnych metod teledetekcyjnych.

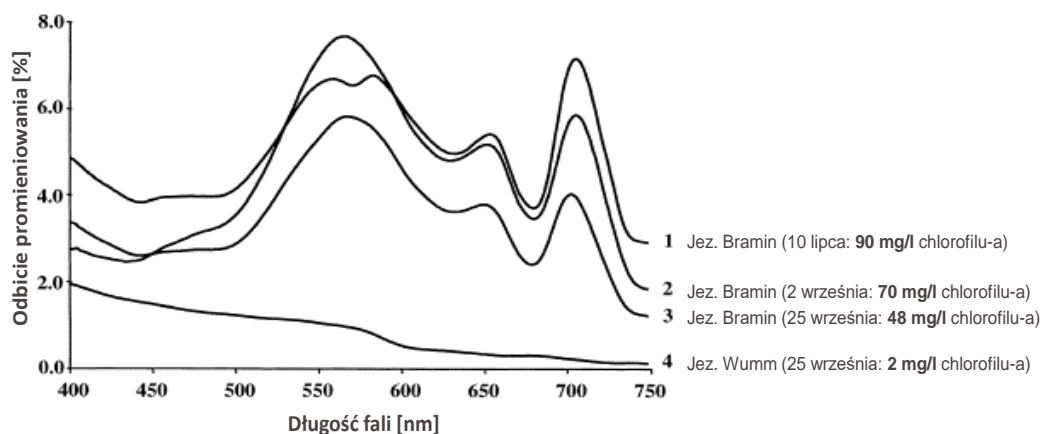
Metody teledetekcyjne, szczególnie teledetekcja satelitarna od wielu lat z powodzeniem są stosowane do monitorowania zakwitów alg, w szczególności zakwitów sinicowych (Kutser 2009, Qi i in. 2014, Bertani 2017, Clark i in. 2019), dają bowiem możliwość uzyskania rozkładów przestrzennych parametrów jakości wody, co jest istotną zaletą tego rodzaju podejścia w stosunku do klasycznych metod monitorowania in-situ. Sukces monitorowania zakwitów sinicowych wynika z faktu, że sinice zawierają bardzo charakterystyczne dla tej grupy barwniki (fikocyjaninę i fikoerytrynę). Każdy barwnik roślinny ma specyficzne właściwości absorpcji promieniowania elektromagnetycznego (ryc.IV.1) i rejestrując wartość odbicia promieniowania w tych charakterystycznych zakresach spektralnych, możliwe jest oszacowanie stężenia danego barwnika w wodzie. Jednak wyodrębnienie czy też oszacowanie liczebności bądź biomasy poszczególnych grup taksonomicznych glonów jest trudne, ponieważ te same barwniki zawierają różne grupy fitoplanktonu. W przypadku masowego kwitnienia, gdy pomiary in-situ wskazują, że dominuje dana grupa taksonomiczna, można z dużym prawdopodobieństwem uznać, że rozkład danego barwnika przedstawia rozkład przestrzenny

intensywności teże grupy. Jednak co do zasady rozkład przestrzenny poszczególnych barwników jest jedynie informacją o zwiększonym występowaniu szerszych grup glonów.



Rycina IV.1 Właściwości absorpcyjne barwników fitoplanktonu (opracowanie: K. Osińska-Skotak na podstawie: Farabee, 2001; Jensen, 1996)

Jednym z podstawowych barwników monitorowanych metodami teledetekcyjnymi jest chlorofil-a. Jego wpływ na właściwości spektralne wody zilustrowano na ryc. IV.2. Jak można zauważyć, analizując wykres, wraz ze wzrostem zawartości chlorofilu w wodzie wzrasta odbicie promieniowania w zakresach zielonym i czerwonym, jednak charakterystyczne dla chlorofilu-a maksima absorpcji to długości 438 i 676 nm (Dekker, 1993). Do szacowania zawartości chlorofilu w wodzie zdalnymi metodami teledetekcyjnymi wykorzystuje się najczęściej właśnie te zakresy promieniowania oraz długości fal, w których występują minimum absorpcji, czyli 706 nm.



Rycina IV.2 Wpływ zawartości chlorofilu-a na właściwości odbicia promieniowania dla wód jeziornych – przykład jezior Meklemburgii (Thiemann i Kaufmann, 2002)

W literaturze naukowej można wyróżnić kilka podejść do szacowania parametrów jakości wód powierzchniowych na podstawie obrazowań satelitarnych, jednak dominują dwa: 1. empiryczne określenie zależności pomiędzy właściwościami spektralnymi wody a danym parametrem pomierzonym in-situ (np. stężenie chlorofilu); 2. Modelowanie właściwości rozpraszania i absorpcji promieniowania elektromagnetycznego przez stałe i rozpuszczone w wodzie substancje (ang. Inherent

Optical Properties – IOP). Mnogość badań prowadzonych na całym świecie wskazuje na to, że oba te podejścia w przypadku wód o złożonej charakterystyce, zróżnicowanych pod względem zawartości składników wody wymagają stosowania podejścia lokalnego i każdorazowo kalibrowania stosowanych modeli. Algorytmy czy formuły empiryczne opracowane dla otwartych wód morskich i oceanicznych nie są możliwe do zastosowania dla wód śródlądowych (jezior czy rzek). Wody te wymagają innego podejścia, przede wszystkim ze względu na ich inny skład i właściwości. Także modele uzyskane dla wód przybrzeżnych nie zawsze dają zadowalające wyniki. Dotychczasowe doświadczenia w kraju (Osińska-Skotak, 2010) i za granicą (np. Soriano-González i in. 2022) wskazują na to, że każdorazowo należy przeprowadzić kalibrację i dostosowanie modelu do lokalnych warunków.

IV.1. CHARAKTERYSTYKA DANYCH ŹRÓDŁOWYCH ORAZ METODYKA OPRACOWANIA

Do analizy zmian związanych z rozwojem i zakwitami alg w Odrze oraz jej dopływach w okresie lipca i sierpnia 2022 r. wykorzystano zdjęcia satelitarne z misji Sentinel-2, rozwijanej w ramach programu Copernicus. Misja ta składa się z konstelacji dwóch satelitów (Sentinel-2A i Sentinel-2B), umieszczonych na tej samej okołobiegunowej orbicie heliosynchronicznej, ale przesuniętych względem siebie o 180°. Dzięki temu częstość rejestracji zdjęć o tych samych parametrach jest większa niż w przypadku operowania jednego satelity. Szeroki pas obrazowania (290 km) oraz parametry orbity pozwalają na rejestrację zdjęć z Sentinel-2 z częstością 5 dni w przypadku obszarów okołorównikowych. Na obszarach położonych na średnich szerokościach geograficznych, takich jak Polska, częstość obrazowania przy dwóch satelitach Sentinel-2 wynosi 2-3 dni. Oczywiście na możliwość pozyskania zdjęć satelitarnych odpowiedniej jakości wpływa zachmurzenie i w niektórych okresach trudno zgromadzić dane niezbędne do wykonania konkretnych analiz.

Urządzeniem rejestrującym zobrazenia z pokładu satelitów Sentinel-2 jest skaner MultiSpectral Instrument (MSI). Rejestruje on dane w 13 zakresach promieniowania (tabela IV.1) – promieniowania niebieskiego (Band 1, Band 2), zielonego (Band 3), czerwonego (Band 4), krawędzi promieniowania czerwonego i podczerwonego (Band 5 – Band 7, Band 8A), bliskiej (Band 8) oraz krótkiej podczerwieni (Band 10 – Band 12). W zależności od zakresu promieniowania terenowy wymiar piksela zobrazenia Sentinel-2 wynosi 10, 20 lub 60 m. Zakresy istotne w monitorowaniu jakości wód (m.in. zjawisk zakwitów alg) to przede wszystkim te obejmujące widmo widzialne, w tym także krawędź promieniowania czerwonego i podczerwonego. Zobrazenia rejestrowane w tych pasmach spektralnych cechują się wielkością piksela 10 lub 20 m, co uniemożliwia obserwację stanu wąskich cieków, np. rzek w górnym ich biegu czy kanałów.

Tabela IV.1 Charakterystyka zakresów spektralnych rejestrowanych przez satelity Sentinel-2

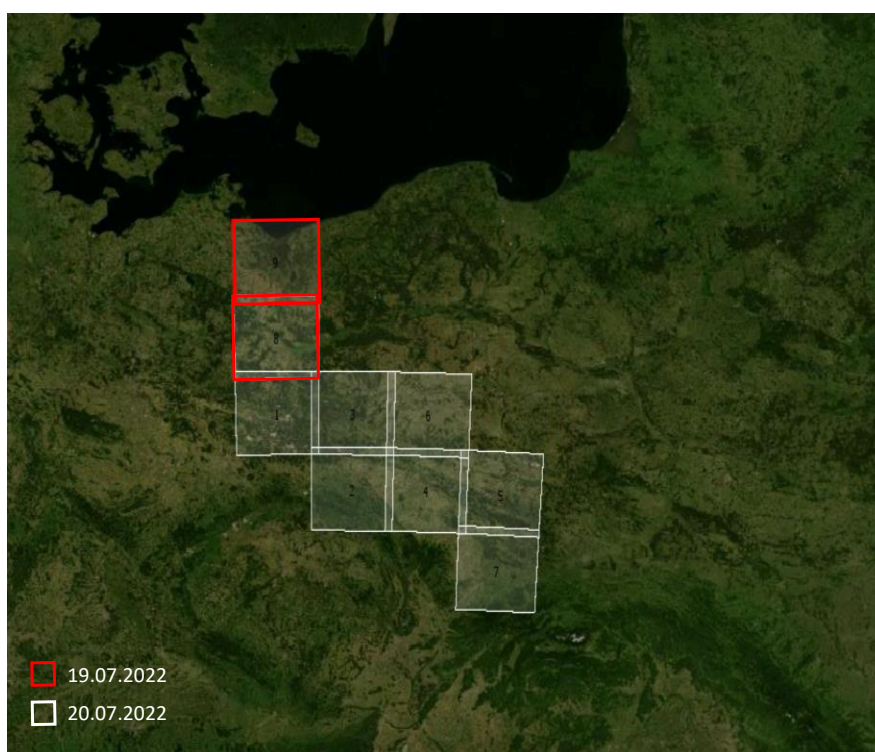
Nazwa kanału spektralnego Sentinel-2	Środkowa długość rejestrowanego zakresu spektralnego [μm]	Wymiar terenowy piksela [m]
Band 1 – Coastal aerosol	0,443	60
Band 2 – Blue	0,490	10
Band 3 – Green	0,560	10
Band 4 – Red	0,665	10
Band 5 – Vegetation red Edge	0,705	20
Band 6 – Vegetation red edge	0,740	20
Band 7 – Vegetation red edge	0,783	20

Band 8 - NIR	0,842	10
Band 8A – Vegetation red edge	0,865	20
Band 9 – Water vapour	0,945	60
Band 10 – SWIR – Cirrus	1,375	60
Band 11 – SWIR	1,610	20
Band 12 – SWIR	2,190	20

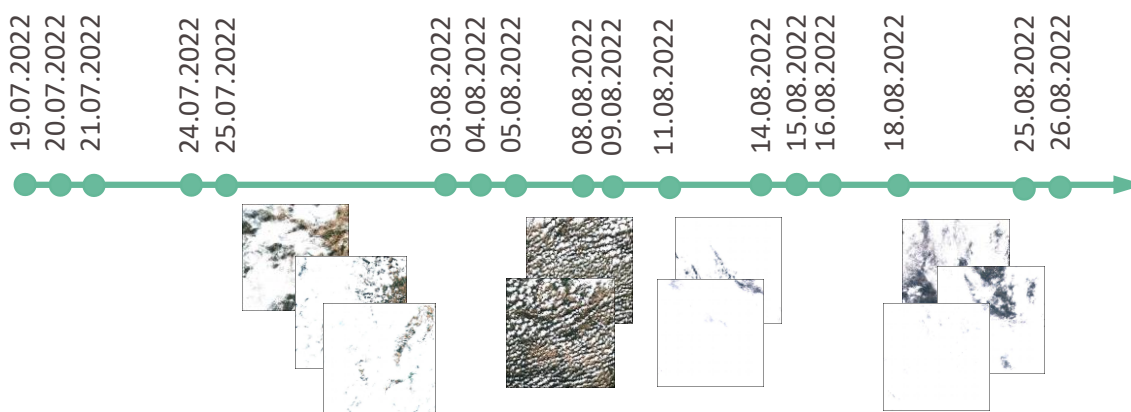
Analizy dotyczące stanu wód w dorzeczu Odry zostały wykonane dla okresu 15.07-30.08.2022, w czasie, kiedy obserwowano śniecia ryb w zbiornikach przyległych do Odry oraz w jej nurcie. Ponadto wykonano również analizy w analogicznym okresie roku 2020, który na obszarze Polski również charakteryzował się cieplejszym latem w stosunku do przeciętnego z lat 1981-2010 (https://klimat.imgw.pl/pl/climate-maps/#Mean_Temperature/Seasonal/2020/1/Summer).

W tym okresie (miesiące letnie) średnie temperatury powietrza w górnej i środkowej części dorzecza Odry były wyższe o 1-1,5°C.

Zdjęcia satelitarne zostały pobrane z serwisu Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>), a ich wybór ograniczał się do obrazów jak najmniej zachmurzonych nad obszarem rzeki Odry. Niestety w niektórych okresach panujące warunki pogodowe utrudniały, a nawet uniemożliwiały pozyskanie zdjęć niezachmurzonych nad nurtem rzeki Odry (Rycina IV.3). W przypadku roku 2022 do analiz wykorzystano 65 (tab. IV.2), a dla roku 2020 – 21 obrazów satelitarnych (tab. IV.3). Warto tu nadmienić, że korzystając z danych satelitarnych o dużej rozdzielczości przestrzennej, jakimi są zdjęcia satelitarne Sentinel-2, nie ma możliwości uzyskania obrazu całego biegu rzeki Odry w jednym terminie. Wymagane jest skorzystanie ze zdjęć pochodzących z minimum 2-3 pasów skanowania, uzyskanych przy różnych przelotach satelitów (Rycina IV.2).



Rycina IV.2 Przykład pokrycia zdjęciami Sentinel-2 dorzecza Odry w dniach 19-20.07.2021



Rycina IV.3 Przekrój czasowy dostępnych zobrażeń satelitarnych Sentinel-2 dla obszaru analizy

Tabela IV.2 Wykaz zobrażeń satelitarnych pozyskanych dla obszaru Odry w okresie 15.07-30.08.2022

Data	Numer identyfikacyjny zobrażenia Sentinel-2
19.07.2022	S2B_MSIL1C_20220719T095559_N0400_R122_T33UVT_20220719T104531 S2B_MSIL1C_20220719T095559_N0400_R122_T33UWS_20220719T104531 S2B_MSIL1C_20220719T095559_N0400_R122_T33UWT_20220719T104531 S2B_MSIL1C_20220719T095559_N0400_R122_T33UXS_20220719T104531 S2B_MSIL1C_20220719T095559_N0400_R122_T33UXT_20220719T104531 S2B_MSIL1C_20220719T095559_N0400_R122_T33UYR_20220719T104531 S2B_MSIL1C_20220719T095559_N0400_R122_T33UYS_20220719T104531
20.07.2022	S2A_MSIL1C_20220720T101611_N0400_R065_T33UVU_20220720T140828 S2A_MSIL1C_20220720T101611_N0400_R065_T33UVV_20220720T140828
21.07.2022	S2A_MSIL1C_20220721T095041_N0400_R079_T33UXS_20220721T115325 S2A_MSIL1C_20220721T095041_N0400_R079_T33UYR_20220721T115325 S2A_MSIL1C_20220721T095041_N0400_R079_T33UYS_20220721T115325
24.07.2022	S2A_MSIL1C_20220724T100041_N0400_R122_T33UVT_20220724T120137 S2A_MSIL1C_20220724T100041_N0400_R122_T33UWS_20220724T120137 S2A_MSIL1C_20220724T100041_N0400_R122_T33UWT_20220724T120137 S2A_MSIL1C_20220724T100041_N0400_R122_T33UXS_20220724T120137 S2A_MSIL1C_20220724T100041_N0400_R122_T33UXT_20220724T120137 S2A_MSIL1C_20220724T100041_N0400_R122_T33UYR_20220724T120137 S2A_MSIL1C_20220724T100041_N0400_R122_T33UYS_20220724T120137
25.07.2022	S2B_MSIL1C_20220725T101559_N0400_R065_T33UVU_20220725T122447 S2B_MSIL1C_20220725T101559_N0400_R065_T33UVV_20220725T122447
03.08.2022	S2A_MSIL1C_20220803T100041_N0400_R122_T33UVT_20220803T120239 S2A_MSIL1C_20220803T100041_N0400_R122_T33UWS_20220803T120239 S2A_MSIL1C_20220803T100041_N0400_R122_T33UWT_20220803T120239 S2A_MSIL1C_20220803T100041_N0400_R122_T33UXS_20220803T120239 S2A_MSIL1C_20220803T100041_N0400_R122_T33UXT_20220803T120239 S2A_MSIL1C_20220803T100041_N0400_R122_T33UYR_20220803T120239 S2A_MSIL1C_20220803T100041_N0400_R122_T33UYS_20220803T120239
04.08.2022	S2B_MSIL1C_20220804T101559_N0400_R065_T33UVU_20220804T122444 S2B_MSIL1C_20220804T101559_N0400_R065_T33UVV_20220804T122444
05.08.2022	S2B_MSIL1C_20220805T094549_N0400_R079_T33UXS_20220805T104713 S2B_MSIL1C_20220805T094549_N0400_R079_T33UYR_20220805T104713 S2B_MSIL1C_20220805T094549_N0400_R079_T33UYS_20220805T104713

	S2B_MSIL1C_20220805T094549_N0400_R079_T34UCA_20220805T104713
08.08.2022	S2B_MSIL1C_20220808T095559_N0400_R122_T33UVT_20220808T104359 S2B_MSIL1C_20220808T095559_N0400_R122_T33UWT_20220808T104359 S2B_MSIL1C_20220808T095559_N0400_R122_T33UXS_20220808T104359 S2B_MSIL1C_20220808T095559_N0400_R122_T33UYS_20220808T104359
09.08.2022	S2A_MSIL1C_20220809T102041_N0400_R065_T33UVU_20220809T153907 S2A_MSIL1C_20220809T102041_N0400_R065_T33UVV_20220809T153907
11.08.2022	S2B_MSIL1C_20220811T100559_N0400_R022_T33UVT_20220811T153441 S2B_MSIL1C_20220811T100559_N0400_R022_T33UVU_20220811T153441 S2B_MSIL1C_20220811T100559_N0400_R022_T33UVV_20220811T153441 S2B_MSIL1C_20220811T100559_N0400_R022_T33UWT_20220811T153441
14.08.2022	S2B_MSIL1C_20220814T101559_N0400_R065_T33UVU_20220814T122409 S2B_MSIL1C_20220814T101559_N0400_R065_T33UVV_20220814T122409
15.08.2022	S2B_MSIL1C_20220815T094549_N0400_R079_T33UXR_20220815T104537 S2B_MSIL1C_20220815T094549_N0400_R079_T33UXS_20220815T104537 S2B_MSIL1C_20220815T094549_N0400_R079_T33UYR_20220815T104537 S2B_MSIL1C_20220815T094549_N0400_R079_T33UYS_20220815T104537 S2B_MSIL1C_20220815T094549_N0400_R079_T34UCB_20220815T104537
16.08.2022	S2A_MSIL1C_20220816T100611_N0400_R022_T33UVT_20220816T135125 S2A_MSIL1C_20220816T100611_N0400_R022_T33UVU_20220816T135125 S2A_MSIL1C_20220816T100611_N0400_R022_T33UWT_20220816T135125
18.08.2022	S2B_MSIL1C_20220818T095549_N0400_R122_T33UVT_20220818T104434 S2B_MSIL1C_20220818T095549_N0400_R122_T33UWS_20220818T104434 S2B_MSIL1C_20220818T095549_N0400_R122_T33UWT_20220818T104434 S2B_MSIL1C_20220818T095549_N0400_R122_T33UXS_20220818T104434 S2B_MSIL1C_20220818T095549_N0400_R122_T33UYR_20220818T104434 S2B_MSIL1C_20220818T095549_N0400_R122_T33UYS_20220818T104434
25.08.2022	S2B_MSIL1C_20220825T094549_N0400_R079_T33UYR_20220825T133517 S2B_MSIL1C_20220825T094549_N0400_R079_T33UYS_20220825T133517
26.08.2022	S2A_MSIL1C_20220826T100611_N0400_R022_T33UVU_20220826T135136 S2A_MSIL1C_20220826T100611_N0400_R022_T33UVV_20220826T135136 S2A_MSIL1C_20220826T100611_N0400_R022_T33UWT_20220826T135136

Tabela IV.3 Wykaz zobrażeń satelitarnych pozyskanych dla obszaru Odry w okresie 15.07-30.08.2020

Data	Numer identyfikacyjny zobrażenia Sentinel-2
24.07.2020	S2A_MSIL1C_20200724T100031_N0209_R122_T33UWS_20200724T121447 S2A_MSIL1C_20200724T100031_N0209_R122_T33UXS_20200724T121447 S2A_MSIL1C_20200724T100031_N0209_R122_T33UYR_20200724T121447
31.07.2020	S2A_MSIL1C_20200731T095041_N0209_R079_T33UXR_20200731T102505 S2A_MSIL1C_20200731T095041_N0209_R079_T33UYR_20200731T102505 S2A_MSIL1C_20200731T095041_N0209_R079_T33UYS_20200731T102505 S2A_MSIL1C_20200731T095041_N0209_R079_T34UCA_20200731T102505
01.08.2020	S2B_MSIL1C_20200801T100559_N0209_R022_T33UVT_20200801T130136 S2B_MSIL1C_20200801T100559_N0209_R022_T33UVU_20200801T130136 S2B_MSIL1C_20200801T100559_N0209_R022_T33UWT_20200801T130136 S2B_MSIL1C_20200801T100559_N0209_R022_T33UXT_20200801T130136
06.08.2020	S2A_MSIL1C_20200806T101031_N0209_R022_T33UVT_20200806T111503 S2A_MSIL1C_20200806T101031_N0209_R022_T33UVU_20200806T111503 S2A_MSIL1C_20200806T101031_N0209_R022_T33UWS_20200806T111503 S2A_MSIL1C_20200806T101031_N0209_R022_T33UWT_20200806T111503

11.08.2020	S2B_MSIL1C_20200811T100559_N0209_R022_T33UVT_20200811T125629 S2B_MSIL1C_20200811T100559_N0209_R022_T33UVU_20200811T125629 S2B_MSIL1C_20200811T100559_N0209_R022_T33UWS_20200811T125629 S2B_MSIL1C_20200811T100559_N0209_R022_T33UWT_20200811T125629
16.08.2020	S2A_MSIL1C_20200816T101031_N0209_R022_T33UVV_20200816T122432 S2A_MSIL1C_20200816T101031_N0209_R022_T33UVU_20200816T122432 S2A_MSIL1C_20200816T101031_N0209_R022_T33UVT_20200816T122432 S2A_MSIL1C_20200816T101031_N0209_R022_T33UWS_20200816T122432

Wymienione powyżej dane satelitarne Sentinel-2 posłużyły do opracowania map zawartości chlorofilu w wodach rzeki Odry oraz w jej dopływach, jak i w zbiornikach przyległych do Odry bądź zlokalizowanych na jej dopływach w każdym z analizowanych terminów.

W pierwszej fazie prac w analizach wstępnych wykorzystywano wskaźnik chlorofilu MCI (ang. Maximum Chlorophyll Index), natomiast w etapie docelowej analizy (po przeprowadzeniu testów algorytmów i ocenie dokładności) do obliczeń zawartości chlorofilu wykorzystano C2RCC S2-MSI Processing Parameters (Brockmann i in. 2016), zaimplementowany w oprogramowaniu SNAP Europejskiej Agencji Kosmicznej. Jest to moduł stanowiący rozwinięcie oryginalnego algorytmu początkowo opracowanego do zobrazowań MERIS (Doerffer i Schiller, 2007), potem zaś przystosowanego do danych rejestrowanych przez różne wielospektralne systemy satelitarne (np. Landsat). Obecna wersja zawiera nowy procesor korekcji atmosferycznej zobrazowań satelitarnych dla obszarów o zróżnicowanych właściwościach optycznych wody, który wykorzystuje metody uczenia głębokiego – sieci neuronowe wytrenowane na szerokim zestawie pól treningowych dla wód różnych właściwościach. Jako dane wejściowe – poza zobrazowaniami satelitarnymi – uwzględniane są m.in. temperatura wody, zasolenie wysokość terenu n.p.m., ciśnienie atmosferyczne. W wyniku jego zastosowania otrzymywane są rozkłady przestrzenne różnych parametrów wody, w tym stężenia chlorofilu oraz zawiesin ogółem (TSM). Dogłębną analizę efektywności obliczeń, jak i ocenę dokładności szacowania parametrów jakości wód śródlądowych i przybrzeżnych z użyciem nowego procesora C2RCC S2-MSI Processing Parameters dokonali m.in. Soriano-González i in. (2022). Wykazali oni, że niepewność oszacowania zawartości chlorofilu i zawiesin ogółem przy wykorzystaniu tego procesora zależy od typu badanych wód i wskazali, że konieczna może być ponowna kalibracja modelu z wykorzystaniem danych in-situ. W związku z tym w ramach niniejszego opracowania podjęto prace wstępne polegające na przetestowaniu różnych wariacji parametryzacji modelu i ocenie dokładności uzyskiwanych wartości chlorofilu w wodach Odry. Niepewność oszacowania stężeń chlorofilu wykonano na podstawie pomiarów wykonanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) na punktach:

- Odra - Mikolin (19.07.2022),
- Odra - Kłodnica, poniżej ujścia Kłodnicy (20.07.2022),
- Odra w Widuchowej – 2022 (08.08.2020),
- Odra Zachodnia - w Mescherin (08.08.2020),
- PMŚ 2022 r. - Baza UMS (08.08.2020),
- Odra - miejscowość Kostrzyn nad Odrą (09.08.2020).

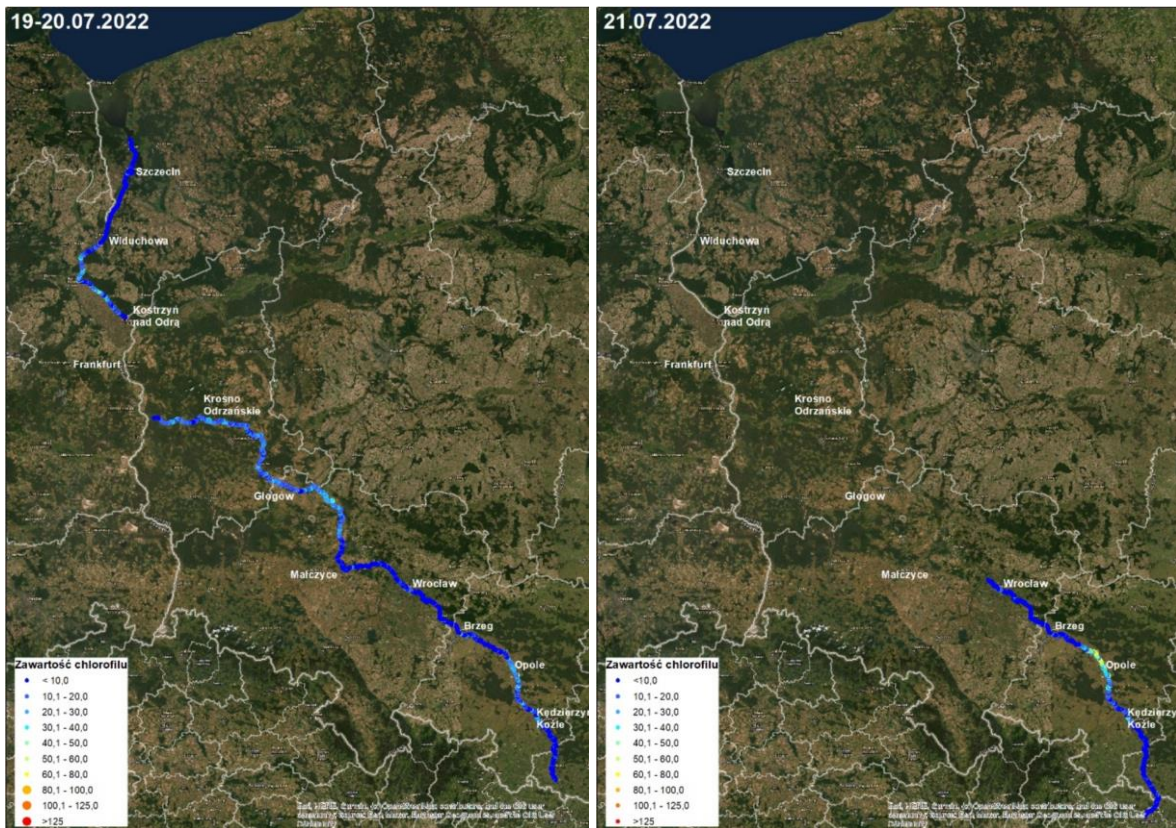
Były to jedyne pomiary zawartości chlorofilu zsynchronizowane z terminem rejestracji zdjęć satelitarnych Sentinel-2. Model o najwyższej dokładności na wymienionych wyżej punktach został zastosowany do obliczenia rozkładów chlorofilu we wszystkich analizowanych terminach. Jego niepewność została oszacowana na 10-15%.

Wszystkie obliczenia zostały wykonane na specjalnie wydzielonym, chronionym dysku Platformy Naukowych Analiz Geoprzestrzennych CENAGIS (<https://cenagis.pw.edu.pl>).

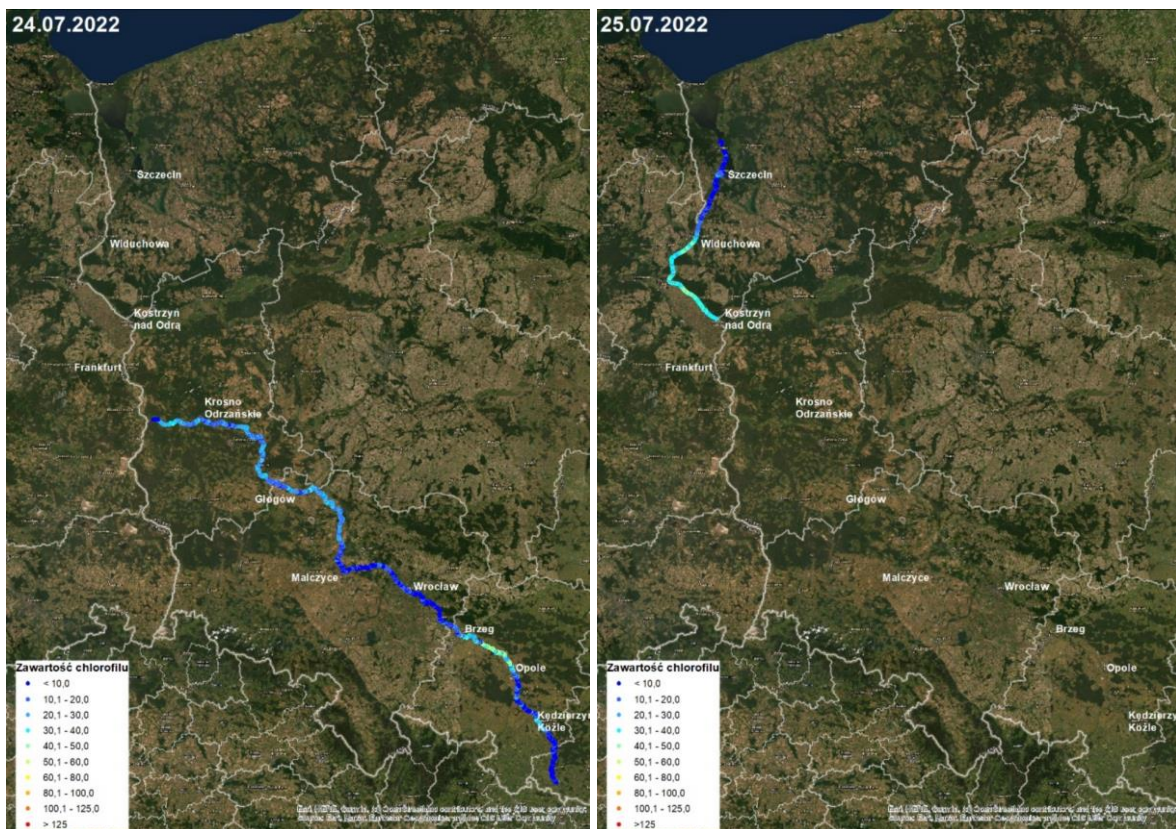
IV.2. ANALIZA CZASOWO-PRZESTRZENNA ROZKŁADU CHLOROFILU W WODACH ODRY

W OKRESIE 19.07-26.08.2022

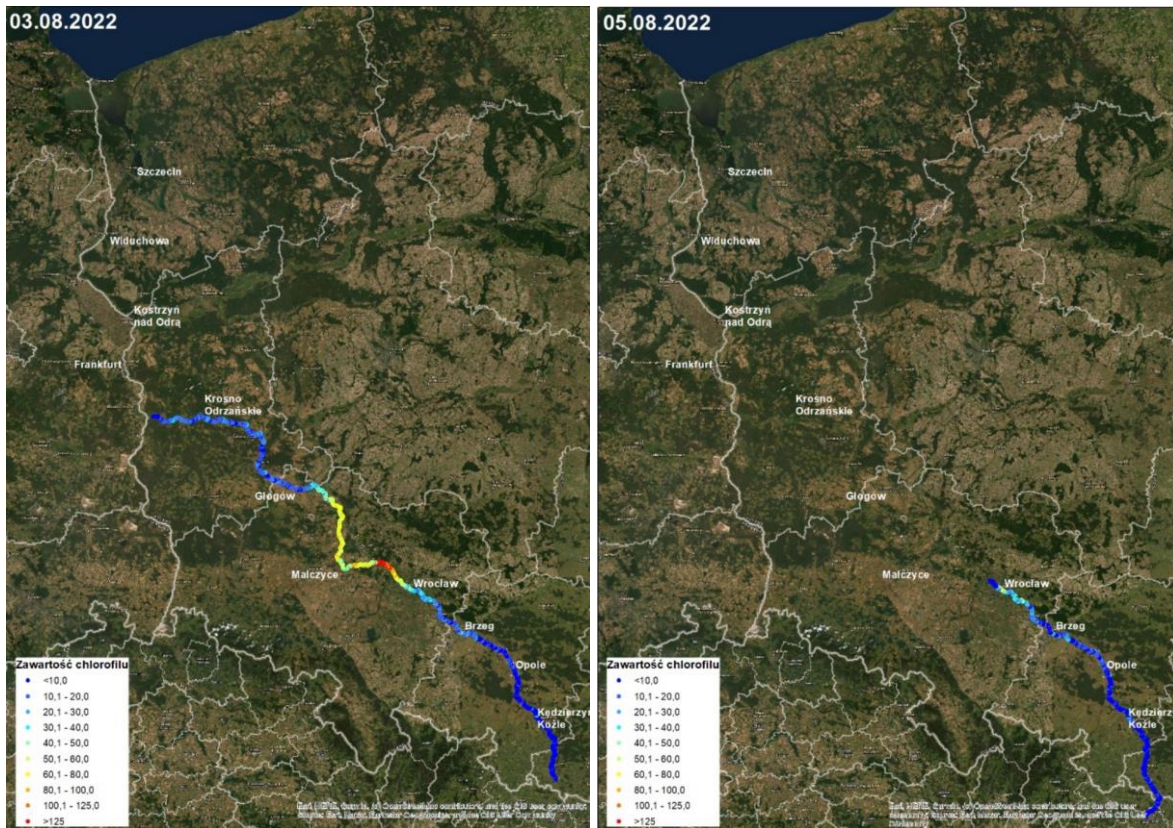
Na Rycinie IV.4-10 przedstawiono rozkład chlorofilu wzdłuż rzeki Odry w dniach 19.07 – 26.08.2022. Dla potrzeb wizualizacji w ujęciu całej długości rzeki wartości chlorofilu w nurcie Odry zostały przedstawione w formie uśrednionej dla odcinków o długości 250 m. Z przeprowadzonej analizy wynika, że w dniu 19.07.2022 wartości chlorofilu utrzymywały się na stosunkowo niskim poziomie, jednak na odcinku od Kanału Gliwickiego do śluzy Groszkowice przed Opolem zauważalne są wyższe stężenia (miejscami, w zakolach rzeki ok. 60 mg/m³). W dniach 21-24.07.2022 można już zaobserwować wyraźny, stopniowy wzrost stężeń chlorofilu od śluzy Groszkowice do ujścia Nysy Kłodzkiej do Odry. Również w okolicach wlewu Kanału Gliwickiego do Odry obserwowany jest wzrost stężeń. **Wzrost zawartości chlorofilu zwykle towarzyszy zakwitom glonów, przy czym sam zakwit glonów nie jest jednoznaczny z produkcją toksyn przez te glony.** Dnia 03.08.2022 wysokie stężenia chlorofilu (powyżej 125 mg/m³) notowano już w środkowej części Odry, co jest związane z przemieszczaniem się alg wraz z nurtem rzeki. Wyraźny wzrost zawartości chlorofilu nastąpił wówczas nieco powyżej Wrocławia i objął odcinek aż do ujścia Baryczy do Odry. W kolejnych dniach, 8-9.08.2022, podwyższone wartości chlorofilu notowano już w dolnym biegu rzeki i utrzymywały się one do 15-16.08.2022. Od 18.08.2022 stężenia chlorofilu w środkowej i dolnej części Odry uległy obniżeniu, jednak w jej środkowej części nadal obserwowano wartości chlorofilu na poziomie 60-80 mg/m³.



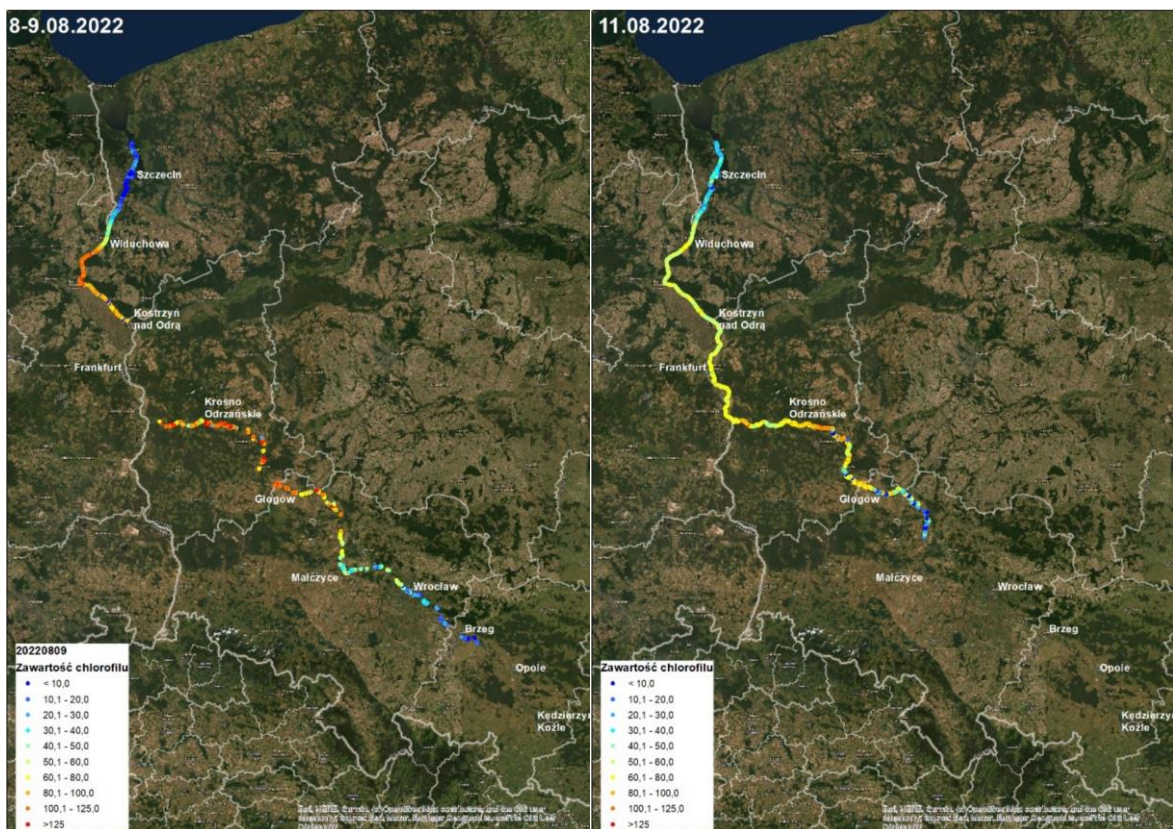
Rycina IV.4 Rozkład chlorofilu w wodach Odry w okresie 19-21.07.2022 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



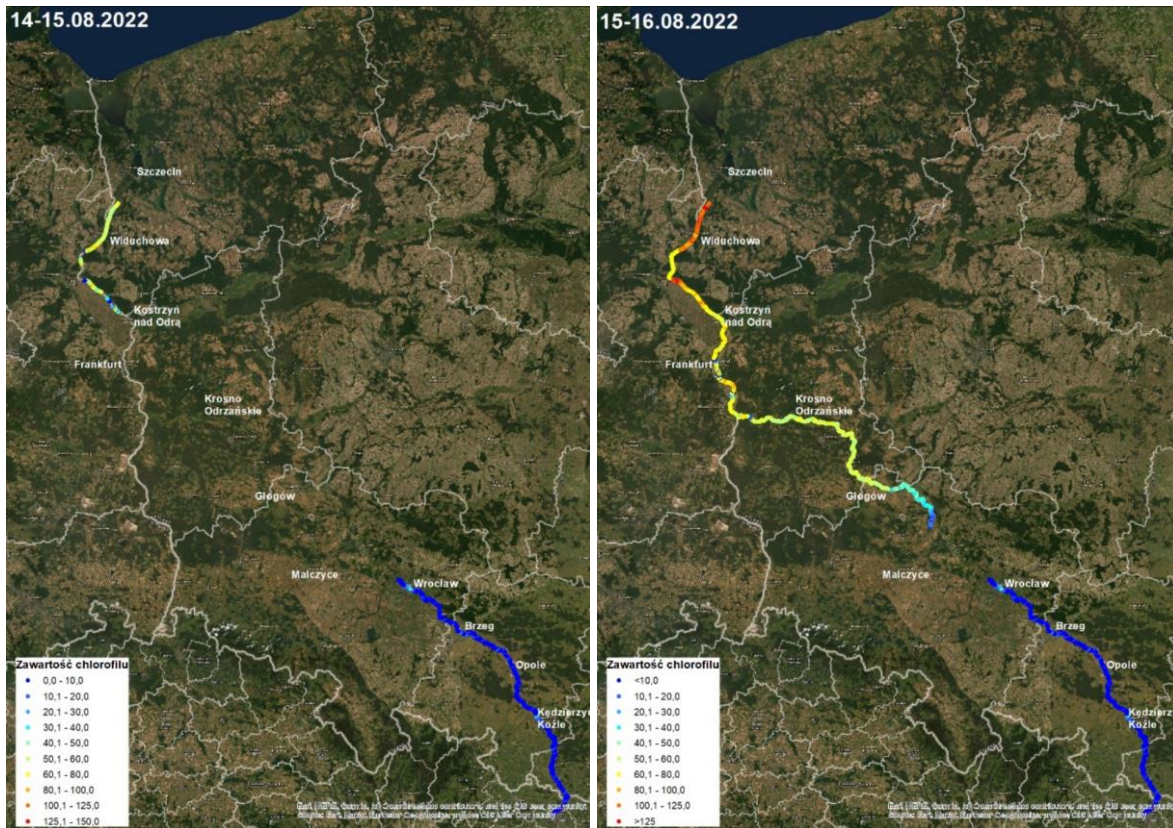
Rycina IV.5 Rozkład chlorofilu w wodach Odry w okresie 24-25.07.2022 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



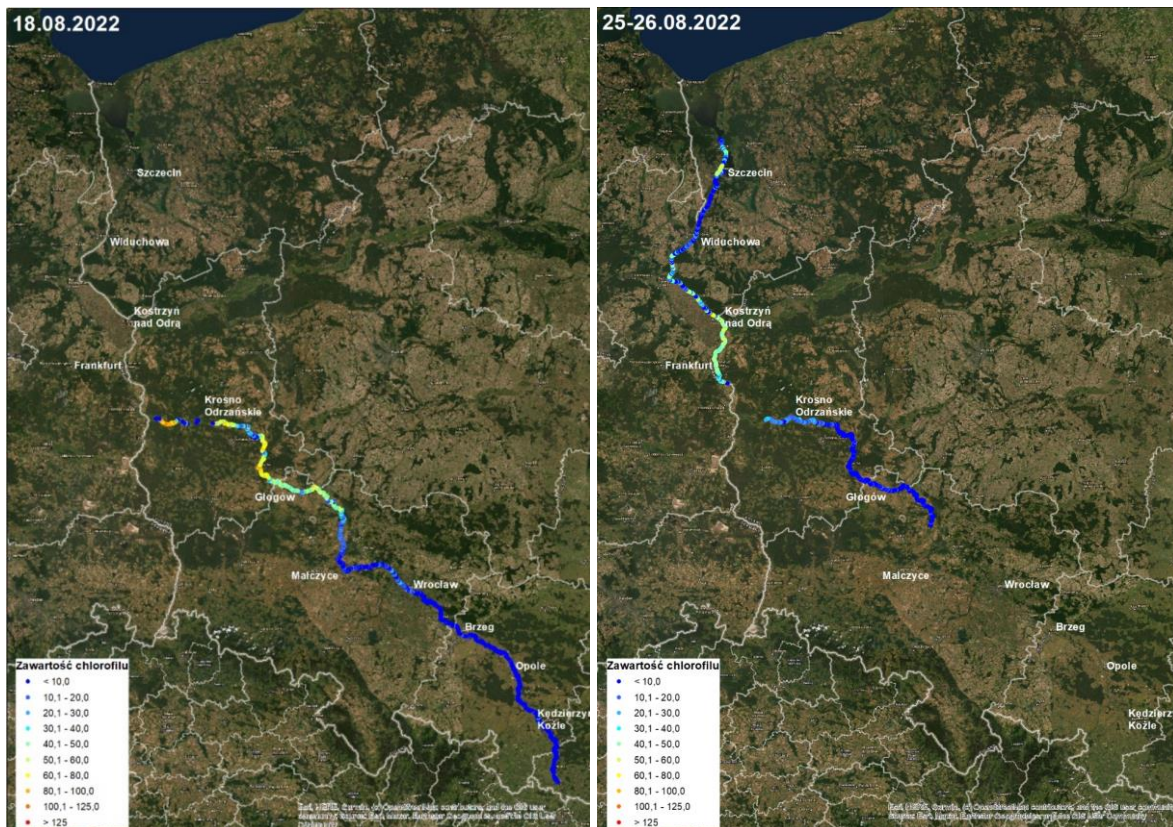
Rycina IV.6 Rozkład chlorofilu w wodach Odry w okresie 03-05.08.2022 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



Rycina IV.7 Rozkład chlorofilu w wodach Odry w okresie 08-11.08.2022 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



Rycina IV.8 Rozkład chlorofilu w wodach Odry w okresie 14-16.08.2022 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



Rycina IV.9 Rozkład zawartości chlorofilu w wodach Odry w okresie 18.08.2022 oraz 25-26.08.2022 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2

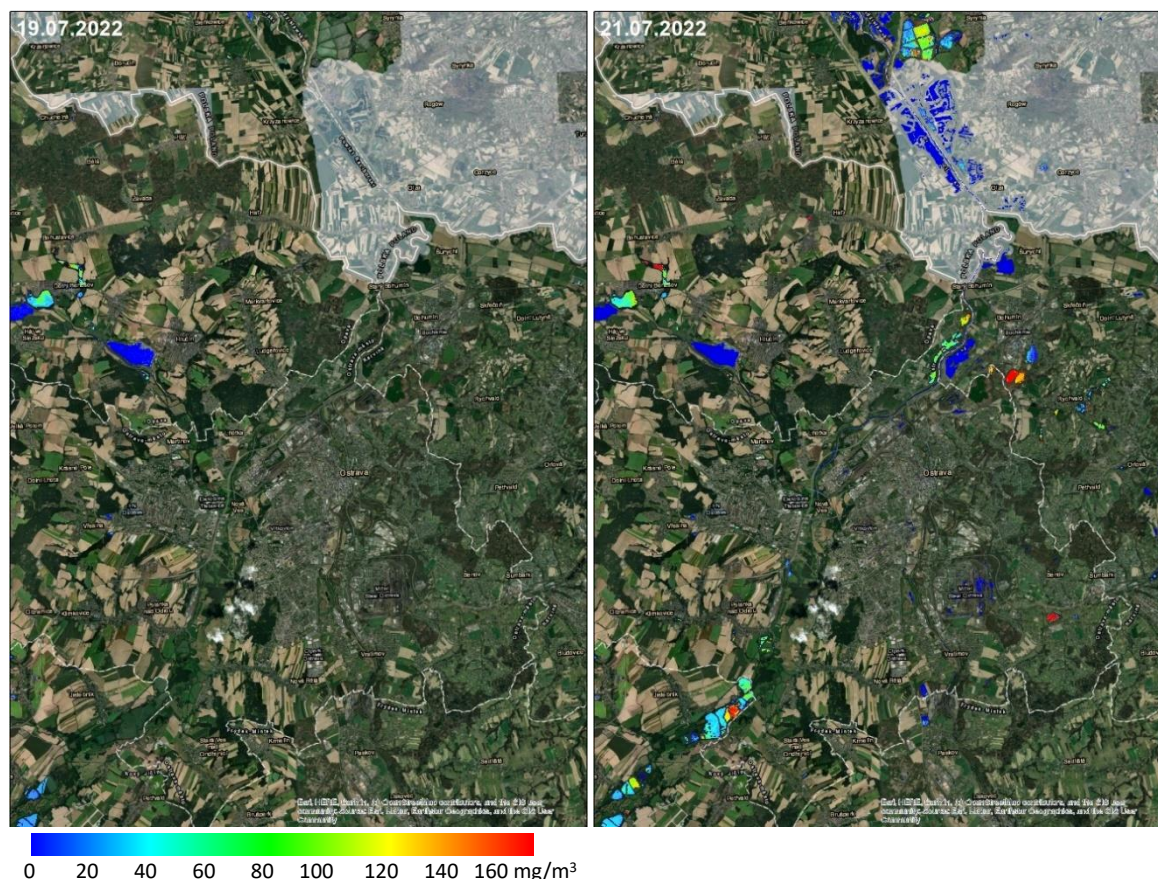
Odra – górny bieg rzeki

Na

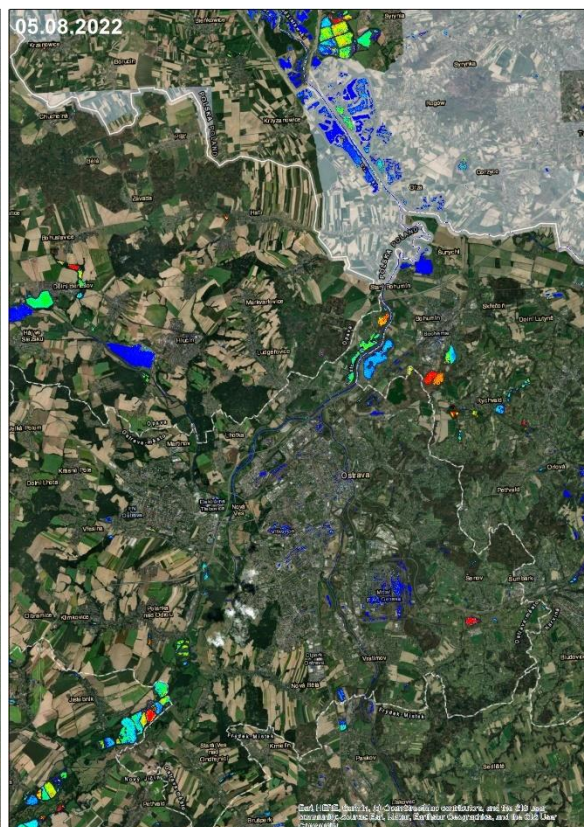
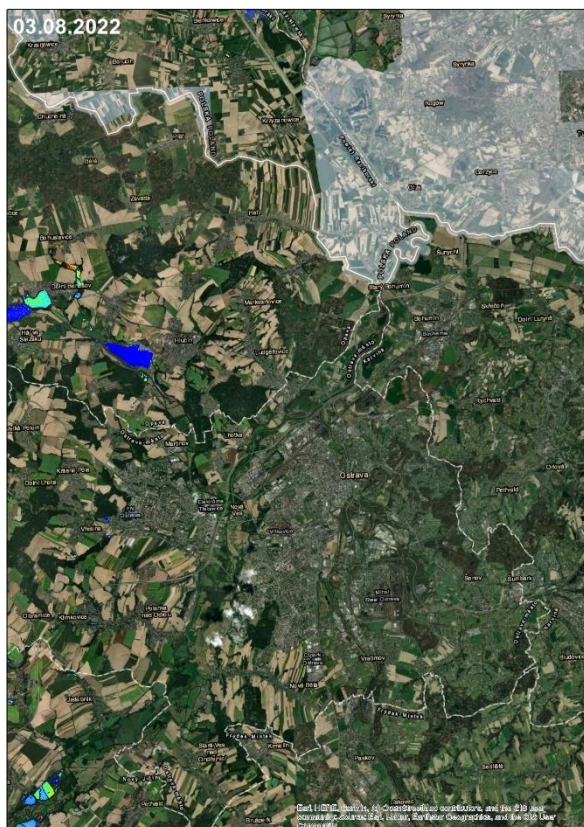
Rycina IV.120-

Rycina IV.12 przedstawiono rozkłady stężeń chlorofilu na odcinku Ostrawa – Chałupki, uzyskane na podstawie zobrażeń Sentinel-2. Ze względu na wąskie koryto Odry w tym miejscu, niewystarczające do jego zobrażenia na zdjęciach Sentinel-2 o terenowym rozmiarze piksela 10 m, trudno wnioskować o stanie wód wpływających do Polski z Czech. Można jedynie stwierdzić sytuację panującą na zbiornikach naturalnych i sztucznych po stronie czeskiej oraz polskiej (ryc. IV.11). W całym okresie objętym analizą zauważyć można zwiększoną zawartość chlorofilu w niektórych stawach i zbiornikach wodnych zarówno po stronie polskiej (stawy rybne w miejscowościach Grabówka, Wielikąt), jak i czeskiej (stawy rybne w miejscowościach Jistebník i Bogumin).

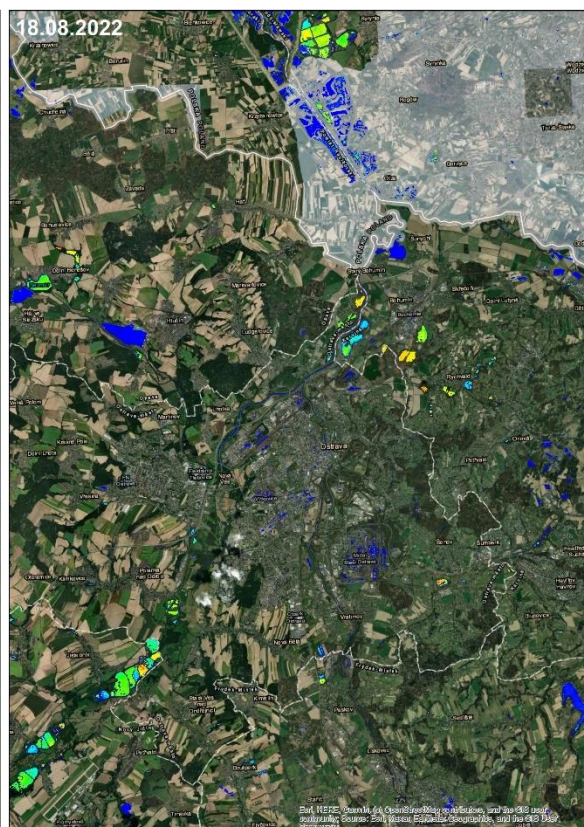
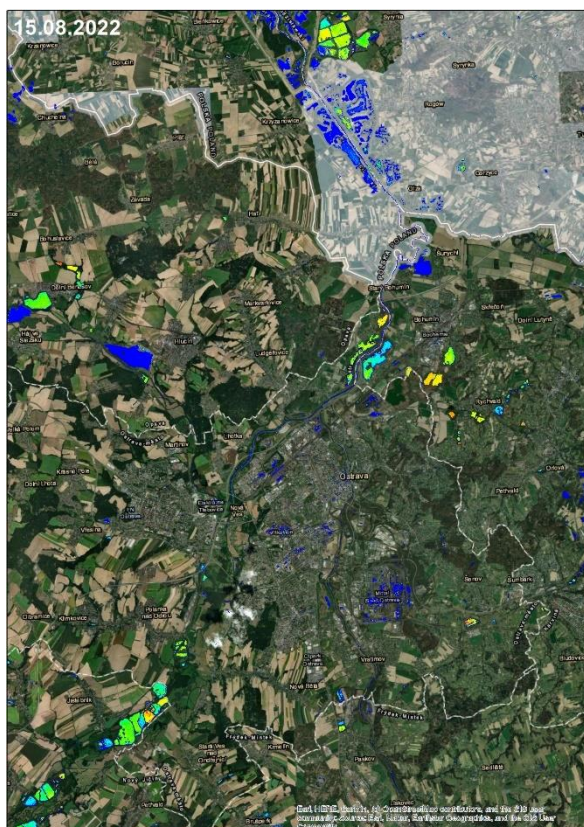
Powyżej miejscowości Przewóz koryto Odry jest na tyle szerokie, że na podstawie danych satelitarnych Sentinel-2 możliwe staje się wnioskowanie o stanie wód w rzece. Rozkłady chlorofilu na odcinku od Raciborza do Śluzu Januszkowice zaprezentowano na Rycina IV.13 Rycina IV.16. Z ich analizy wynika, że w dniach 19-21.07.2022 przed Kędzierzynem Koźle, jak i w samym mieście – w korycie Odry od strony zachodniej – występowały lokalnie podwyższone wartości chlorofilu do ok. 50-65 mg/m³. Wyraźnie widać także wpływ wlewu wód z Kanału Gliwickiego do Odry. Od tego miejsca zawartość chlorofilu w wodach Odry, w dniach 19-15.08.2022 oraz 25.08.2022 jest wyższa w porównaniu do nurtu rzeki powyżej Kędzierzyna Koźle.



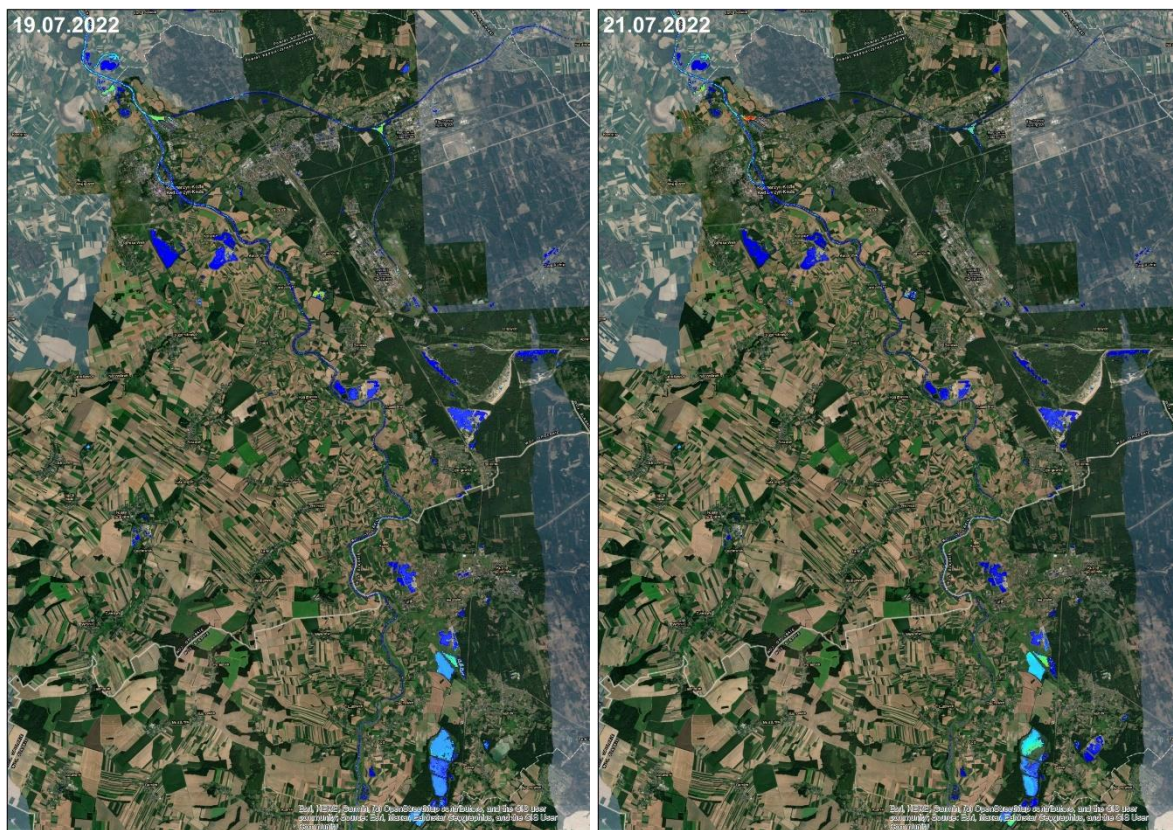
Rycina IV.10 Rozkłady chlorofilu w górnym biegu rzeki Odry na odcinku Ostrava – Chałupki w dniach 19 i 21 lipca 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



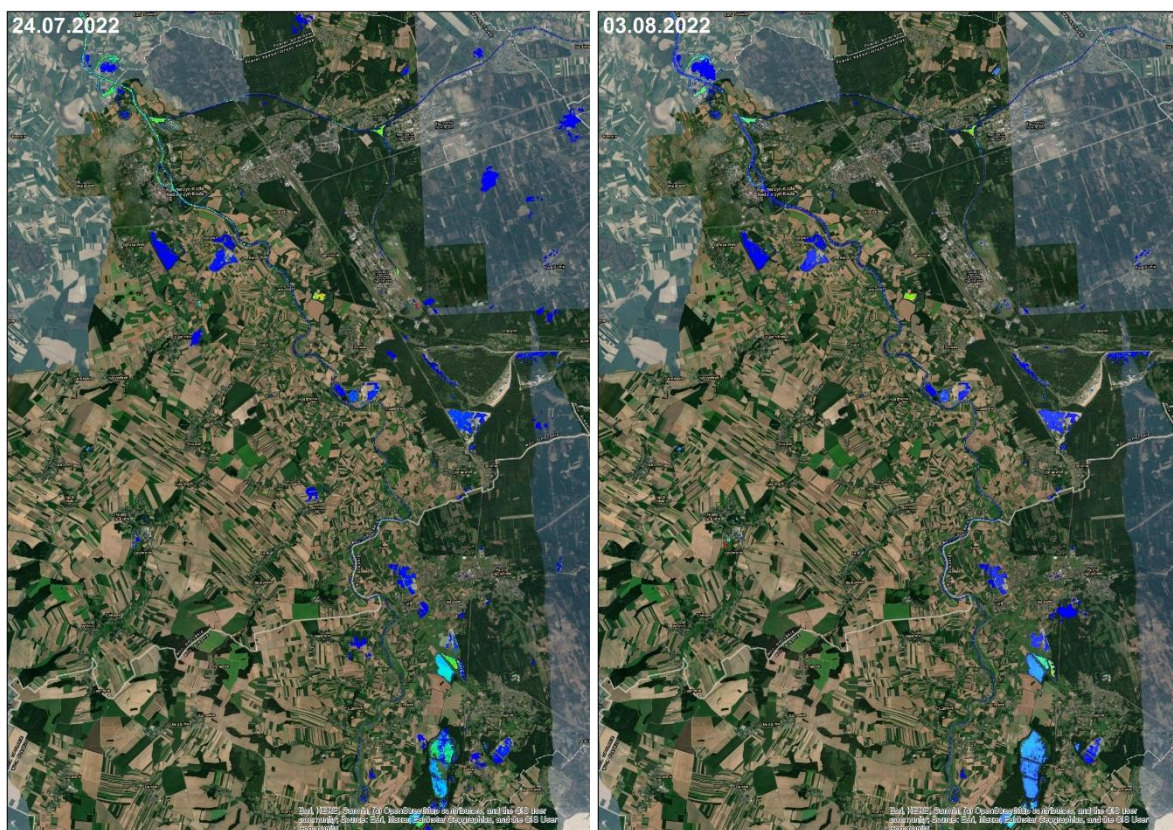
Rycina IV.11 Rozkłady chlorofilu w górnym biegu rzeki Odry na odcinku Ostrava – Chałupki w dniach 3 i 5 sierpnia 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



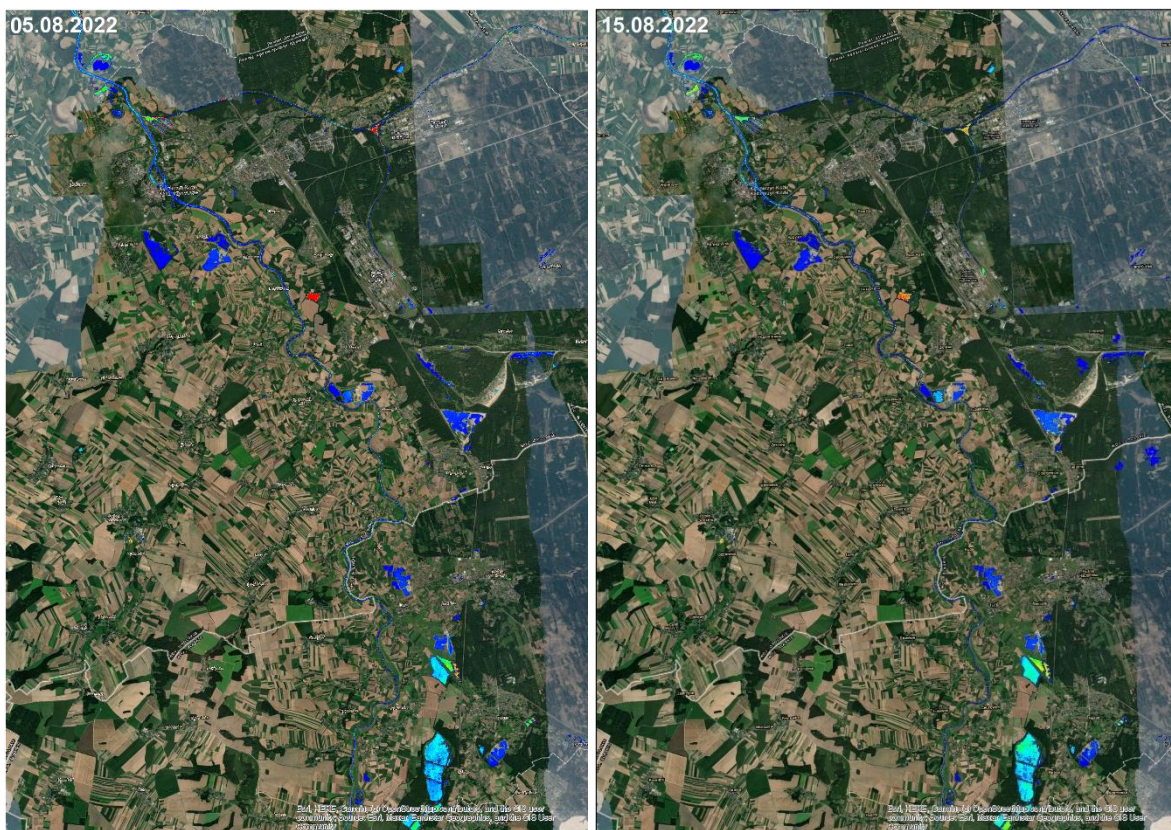
Rycina IV.12 Rozkłady chlorofilu w górnym biegu rzeki Odry na odcinku Ostrava – Chałupki w dniach 15 i 18 sierpnia 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



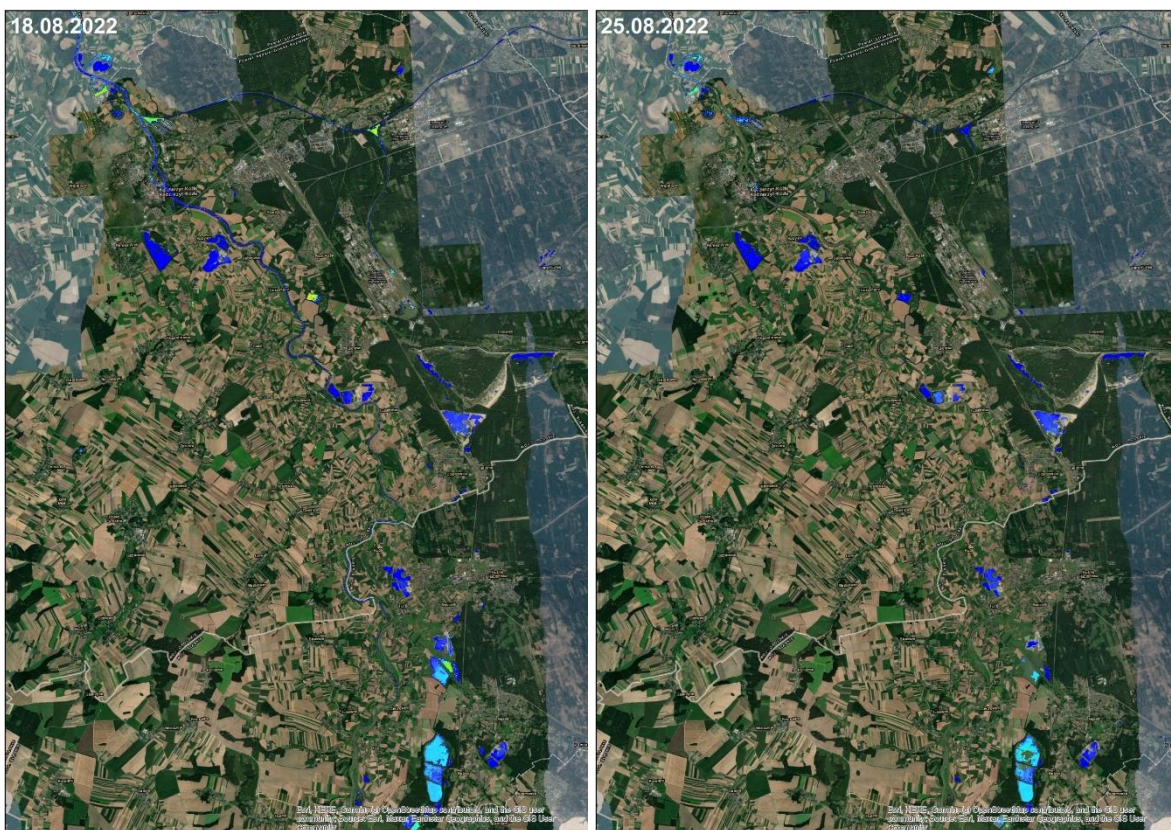
Rycina IV.13. Rozkłady chlorofilu w górnym biegu rzeki Odry na odcinku Racibórz – Śluza Januszkowice w dniach 19 i 21 lipca 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



Rycina IV.14 Rozkłady chlorofilu w górnym biegu rzeki Odry na odcinku Racibórz – Śluza Januszkowice w dniach 24 lipca i 3 sierpnia 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



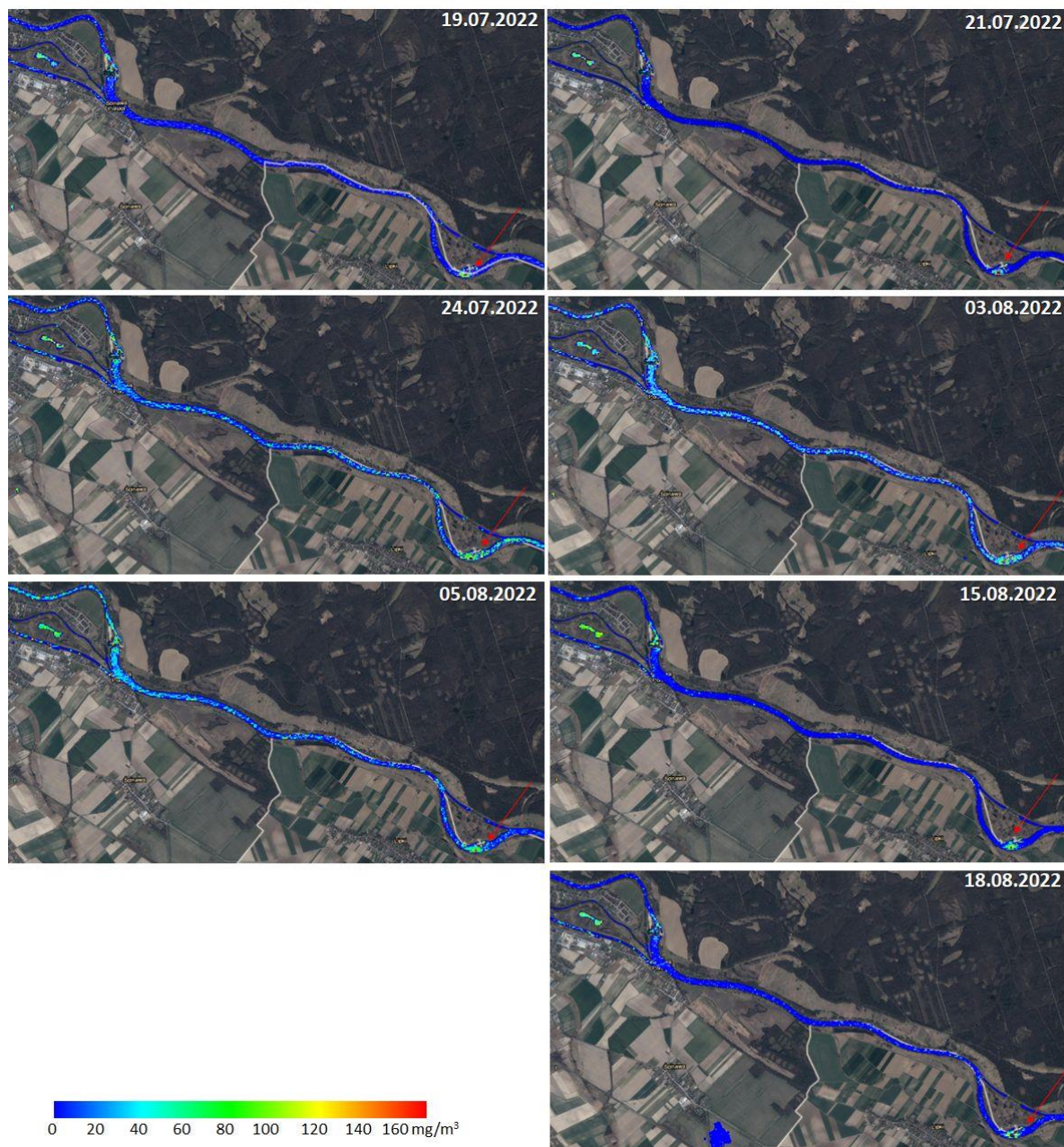
Rycina IV.15 Rozkłady chlorofilu w górnym biegu rzeki Odry na odcinku Racibórz – Śluzka Januszkowice w dniach 5 i 15 sierpnia 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



Rycina IV.16 Rozkłady chlorofilu w górnym biegu rzeki Odry na odcinku Racibórz – Śluzka Januszkowice w dniu 18 i 25 sierpnia 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2

Jaz Lipki

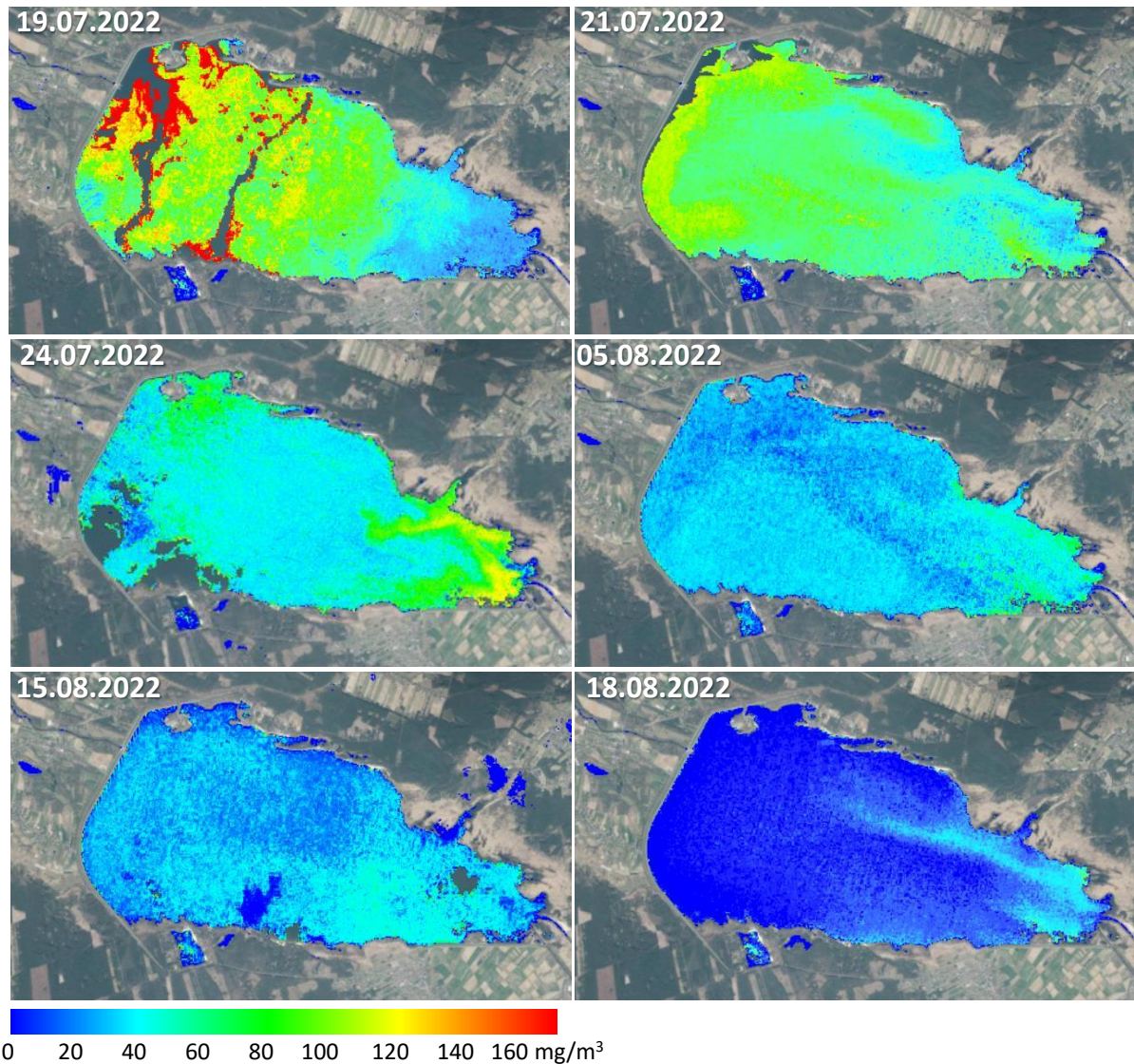
Rozkłady chlorofilu w poszczególnych dniach dla obszaru odcinka Odry między Jazem w Lipkach (oznaczony czerwoną strzałką) a Oławą (lewy górny róg zdjęcia) przedstawiono na Rycinie IV.17. We wszystkich analizowanych terminach widoczne są wyższe – w stosunku do wody w nurcie Odry – wartości stężenia chlorofilu przed Jazem w Lipkach, jak i przed jazem Elektrowni w Oławie. Przy czym w dniach 24.07-03.08.2022 obszar wyższej zawartości chlorofilu jest większy, a dodatkowo zauważa się zwiększenie stężenia chlorofilu także w nurcie Odry oraz w Kanale Oławskim.



Rycina IV.17 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w okresie 19.07-18.08.2022 opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – odcinek Odry między Jazem w Lipkach (oznaczony czerwoną strzałką) a Oławą (lewy górny róg zdjęcia)

Jezioro Turawskie Duże (na dopływie Odry – Mała Panew)

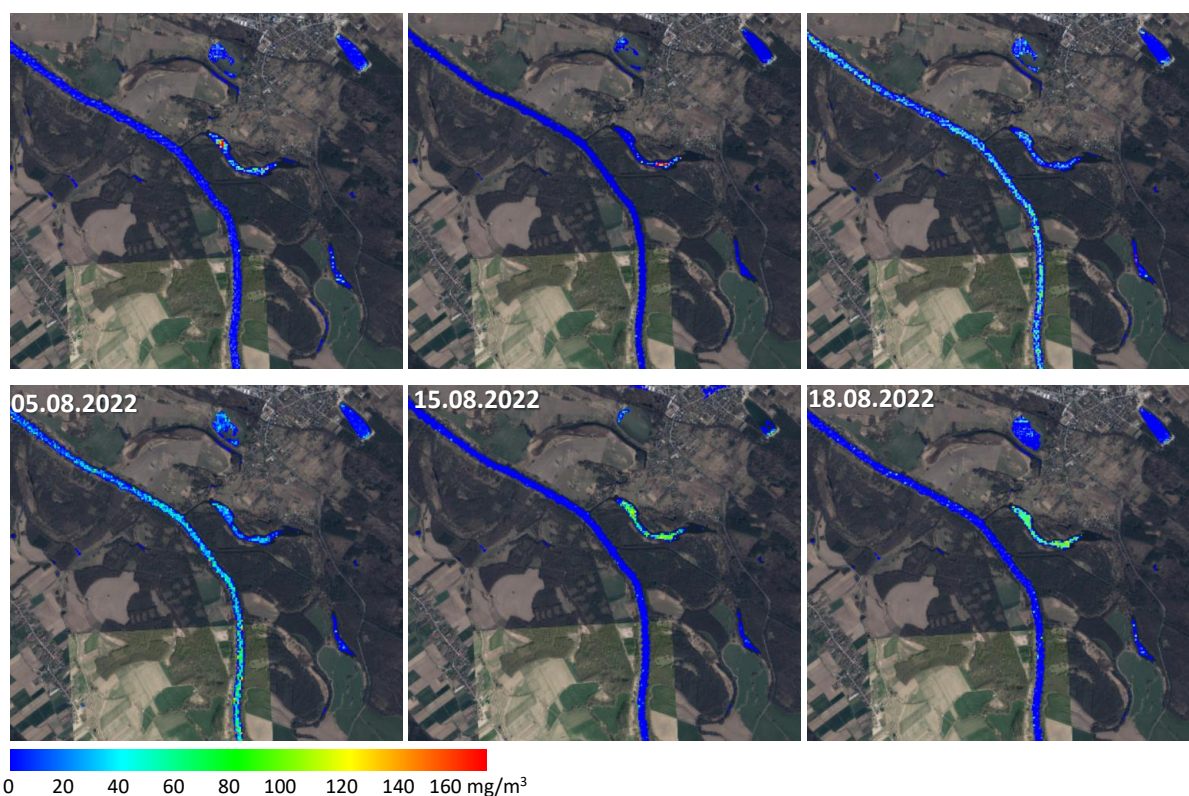
Rozkład chlorofilu w poszczególnych dniach dla Jeziora Turawskiego Dużego (tzw. Jezioro Turawa), znajdującego się na dopływie Odry – Małej Panwi, przedstawiono na Rycinie IV.18. **Rozkłady chlorofilu w Jeziorze Turawskim Dużym wskazują na podwyższone wartości chlorofilu w okresie 19-24.07.2022, co wskazuje na wystąpienie zakwitów alg, przy czym – jak już wspomniano – na podstawie danych Sentinel-2 nie ma możliwości stwierdzenia, jakiego rodzaju alg rozwinięły się w zbiorniku oraz czy produkowały toksyny.** W okresie 3-18.08.2022 zawartość chlorofilu uległa zmniejszeniu, z minimum 18.08.2022.



Rycina IV.18 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w okresie 19.07-18.08.2022 opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – Jezioro Turawskie Duże

Łacha Jelcz

Rozkład chlorofilu w poszczególnych dniach dla obszaru Łachy Jelcz przedstawiono na Rycinie IV.19. Łacha Jelcz to fragment starorzecza Odry, na którym został utworzony rezerwat przyrody (w 1954 r.) w celu ochrony naturalnego stanowiska rośliny wodnej – kotewki orzecha wodnego. Należy zatem być ostrożnym we wnioskowaniu, co do możliwości wystąpienia zakwitów glonów na tym obszarze, ponieważ roślinność wodna, podobnie jak i fitoplankton, zawiera chlorofil. Biorąc jednak pod uwagę fakt, że analizowany okres to pełna faza rozwoju roślin wyższych (także kotewki orzecha wodnego), można wnioskować, że zmiany wartości chlorofilu w wodzie będą wskazywały na potencjalne wystąpienie zakwitów glonów. Podwyższone wartości chlorofilu w wodach Łachy Jelcz można zauważyć w dniach 15-18.08.2022, natomiast w dniach 3-5.08.2022 widoczne są nieco wyższe stężenia chlorofilu w Odrze w porównaniu do Łachy Jelcz. Taki czasoprzestrzenny obraz zmian rozkładu chlorofilu może ewentualnie wskazywać na cofkę wody z Odry do Łachy Jelcz (o ile podniosłoby się poziom wody w Odrze), gdzie glony znalazły lepsze warunki do rozwoju.

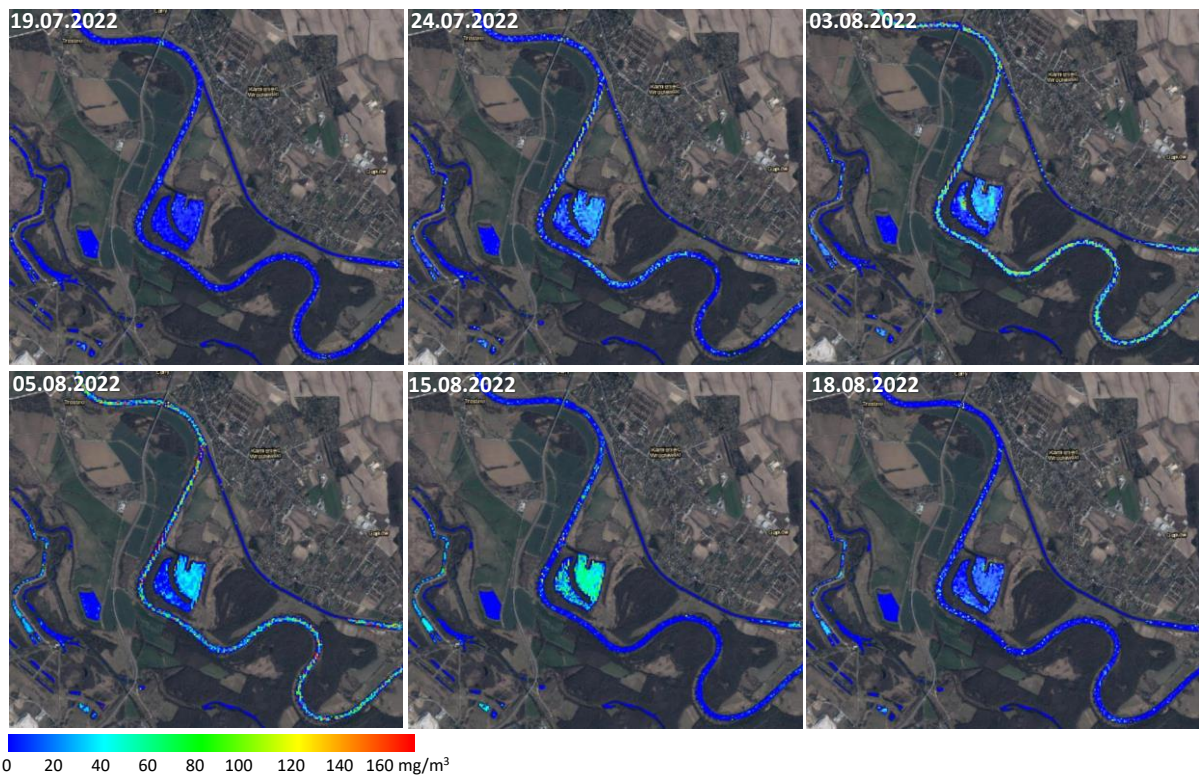


Rycina IV.19 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w okresie 19.07-18.08.2022 opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – Łacha Jelcz

Zalew „Bajkał”

Rozkłady chlorofilu dla Zalewu „Bajkał” otrzymane dla poszczególnych dni w wyniku przetworzenia zdjęć satelitarnych Sentinel-2 przedstawiono na Rycinie IV.20. „Bajkał” to niewielki zbiornik powstały

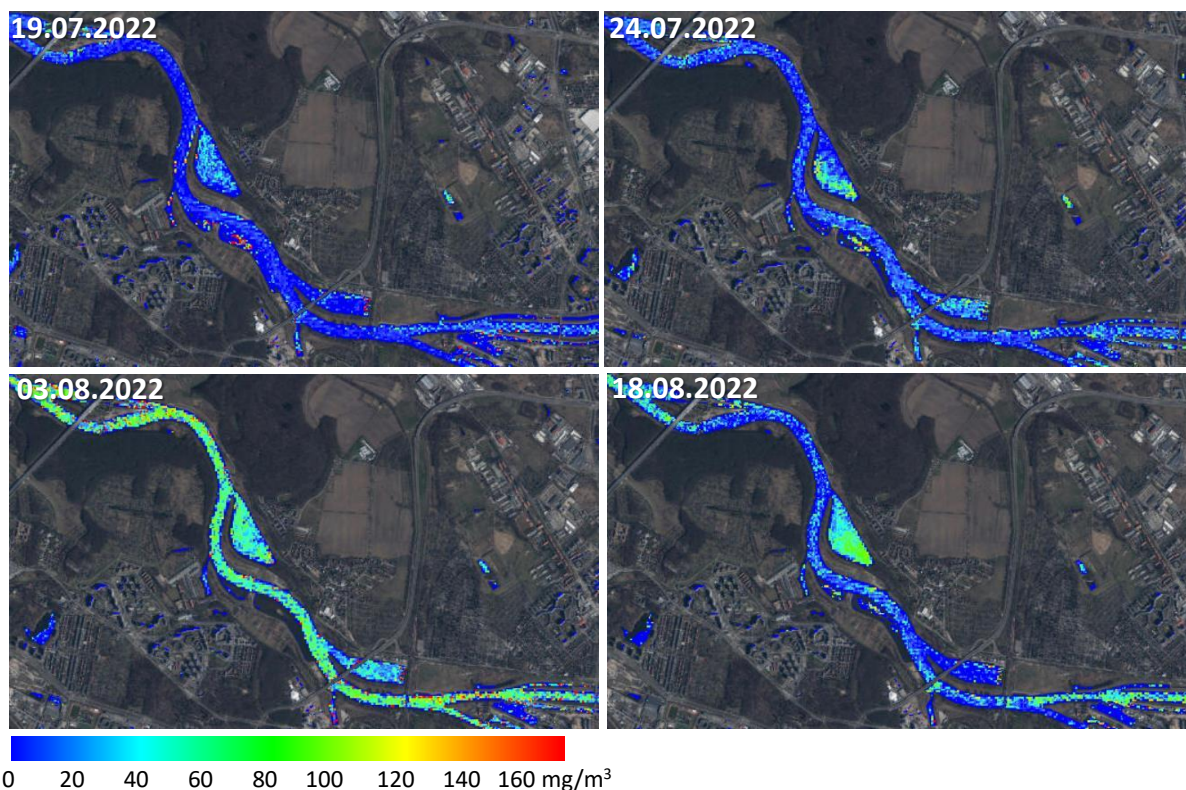
w dawnym wyrobisku żwiru i gliny, mający stałe połączenie z wodami Odry. Analiza rozkładu w wodach tego zbiornika, w okresie 19.07-18.08.2022 wykazała, że od 24.07.2022 do 15.08.2022 następował wzrost zawartości chlorofilu w „Bajkale”, osiągając wartości ok. 80-100 mg/m³. Wartości te wskazują na możliwość zakwitnięcia glonów. W okresie wzrostu zawartości chlorofilu w Zalewie „Bajkał” widoczny jest także wzrost stężeń chlorofilu także w nurcie Odry (największe wartości notowane są w dniach 3-5.08.2022).



Rycina IV.20 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w okresie 19.07-18.08.2022 opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – Zalew „Bajkał”

Zalew Prężycki

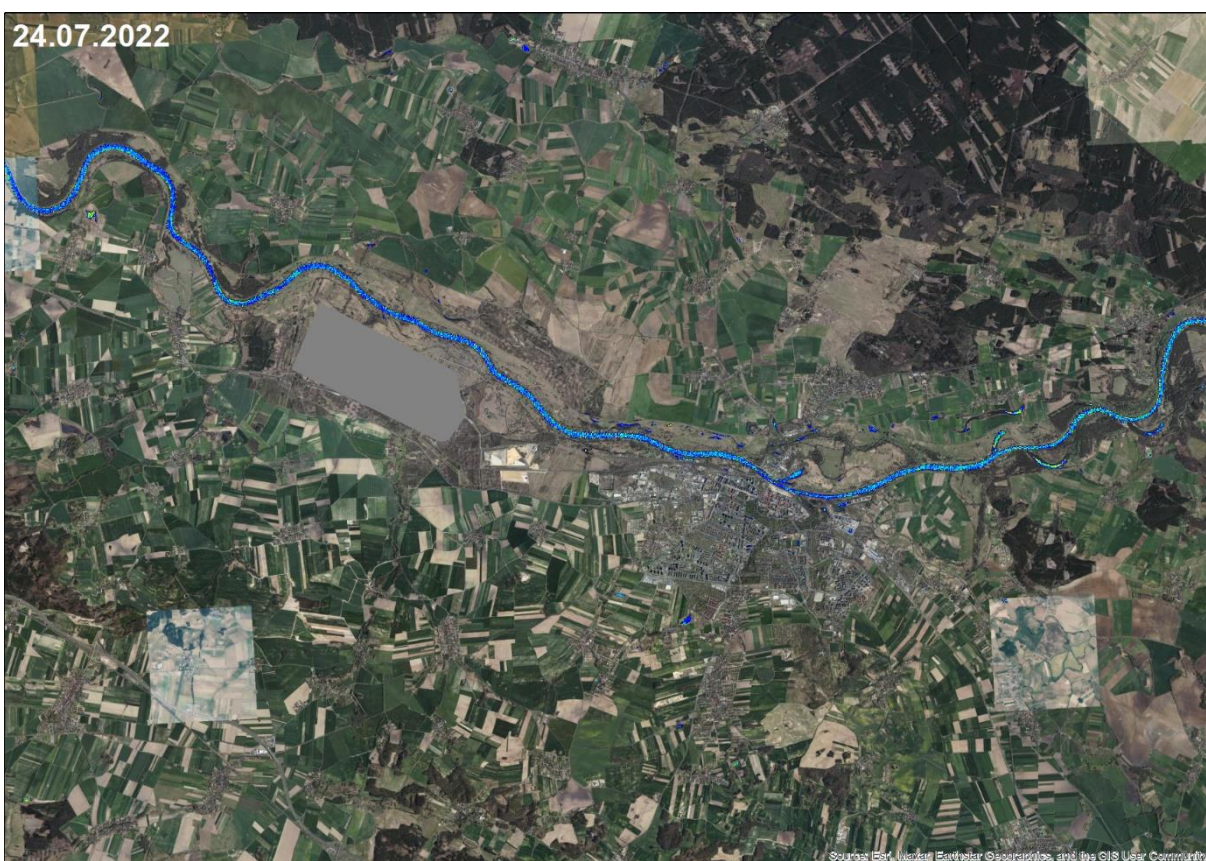
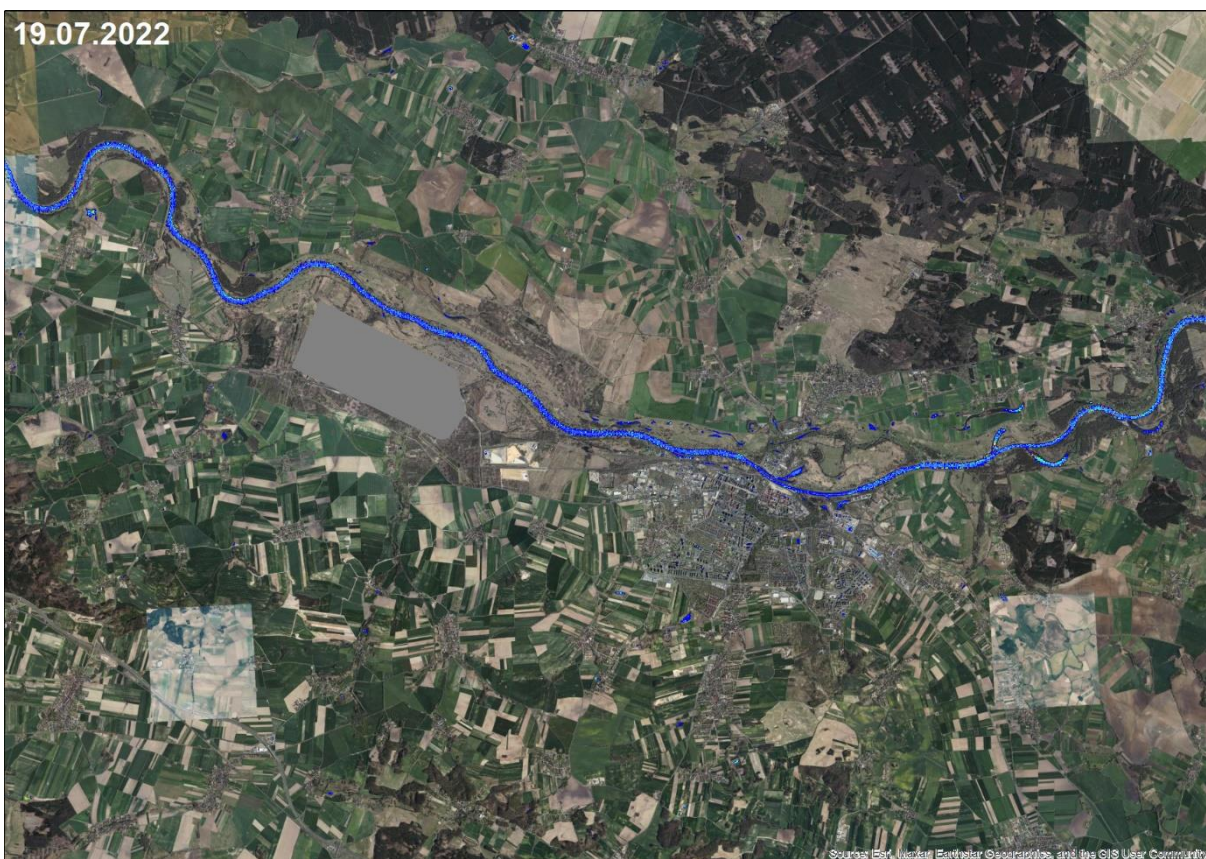
Rozkłady chlorofilu w poszczególnych dniach dla Zalewu Prężyckiego przedstawiono na Rycinie IV.21. Zalew ten zlokalizowany jest w pobliżu Wrocławia w starorzeczu Odry i ma z nią stałe połączenie. Wyniki analizy zdjęć satelitarnych Sentinel-2 i uzyskane na ich podstawie rozkłady zawartości chlorofilu wskazują na stopniowy wzrost stężenia chlorofilu w Zalewie Prężyckim od 19.07.2022 do 18.08.2022. Maksymalne wartości chlorofilu odnotowano w okresie 3.08.-18.08.2022. Szacunkowo wartości te osiągnęły ok. 80-100 mg/m³, co może świadczyć o wystąpieniu zakwitów glonów.



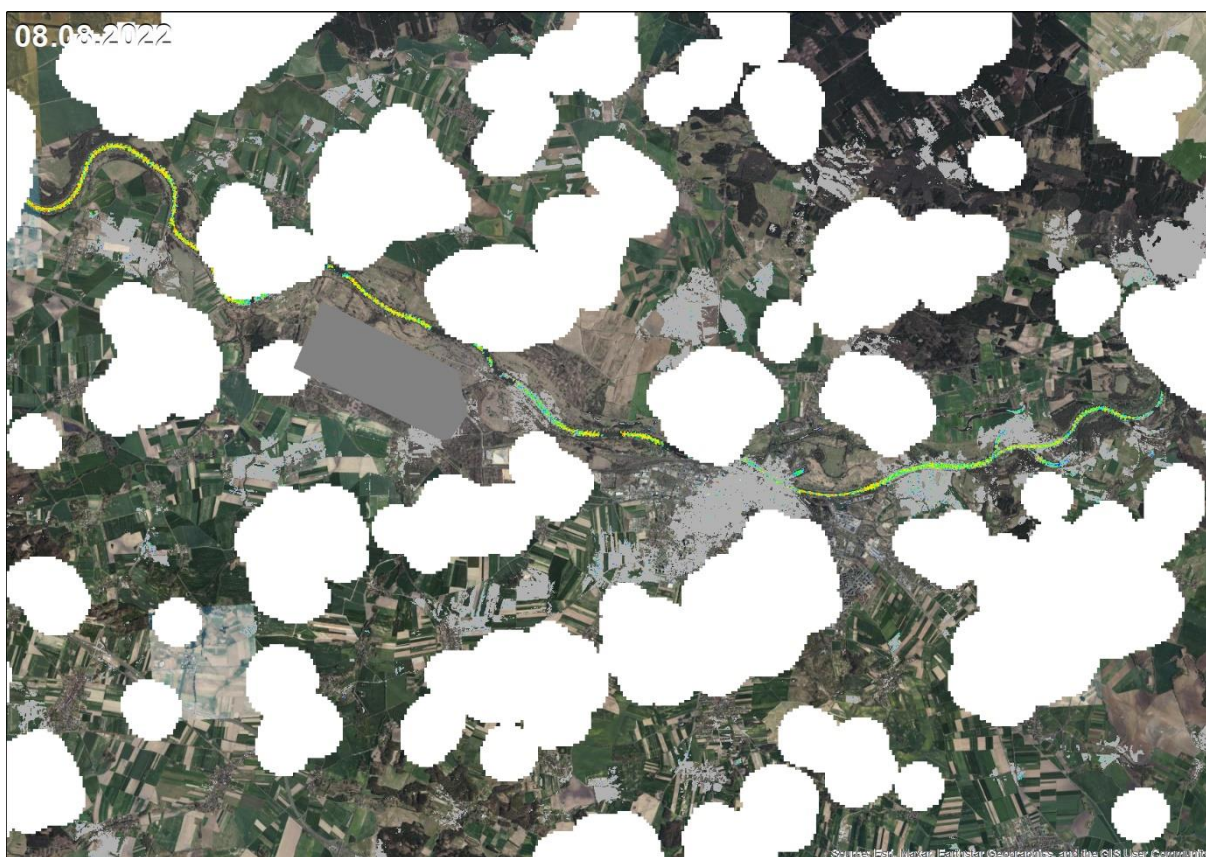
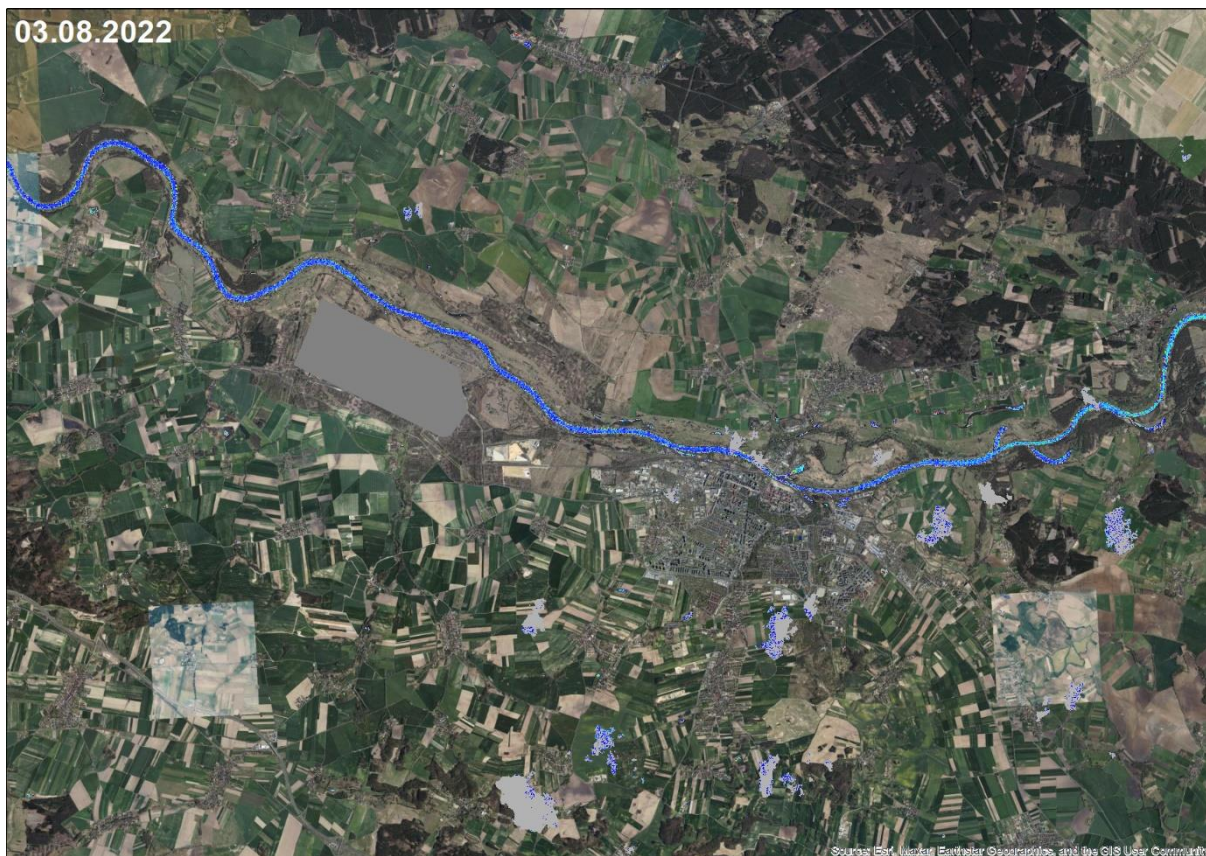
Rycina IV.21 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w okresie 19.07-18.08.2022 opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – Zalew Prężycki

Okolice Głogowa

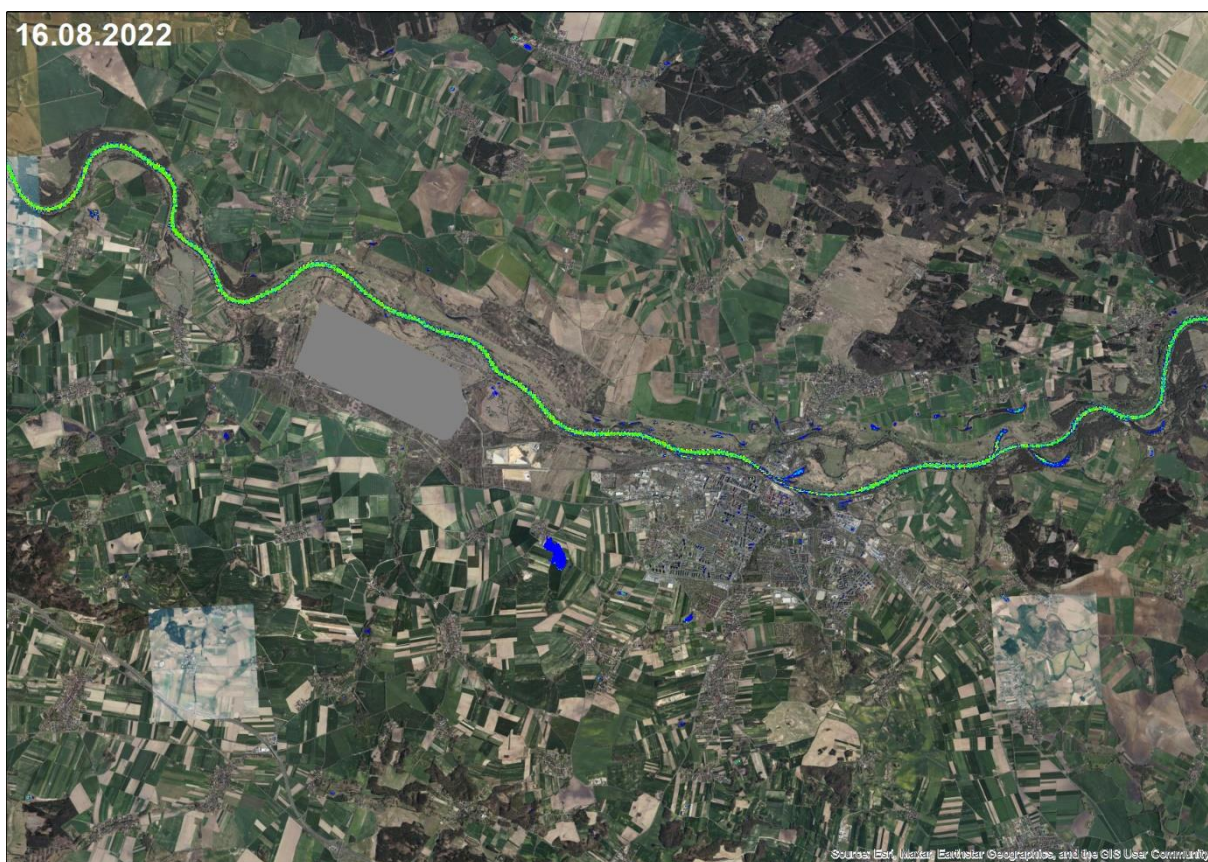
Na ryc. IV.23-26 przedstawiono, uzyskane na podstawie zobrazowań Sentinel-2, rozkłady stężeń chlorofilu w wodach Odry na wysokości Głogowa. W żadnym z analizowanych terminów nie zauważono wzrostu stężeń chlorofilu za Głogowem w porównaniu do kilkudziesięciokilometrowego odcinka przed Głogowem. Nieco wyższe wartości w części powyżej Głogowa odnotowano w dniach 19-24.07.2022. Wtedy również widocznie wyższa zawartość chlorofilu występowała w starorzeczach Odry przed Głogowem. Od dnia 03.08.2022 obserwowany był wzrost zawartości chlorofilu w Odrze, początkowo na odcinku do Głogowa, a 08.08.2022 już na całym odcinku Odry w okolicach Głogowa. W dniach 8-26.08.2022 stężenia chlorofilu były zbliżone na całym omawianym odcinku.



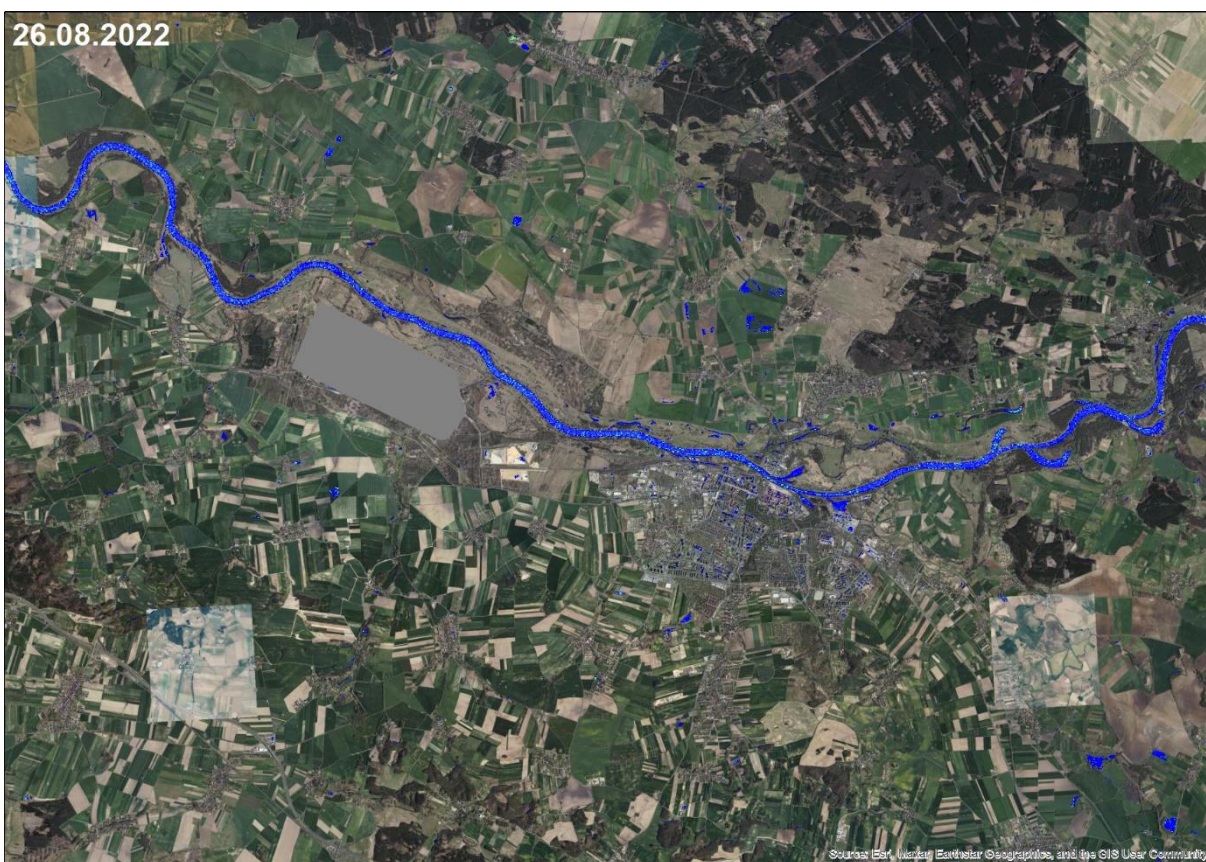
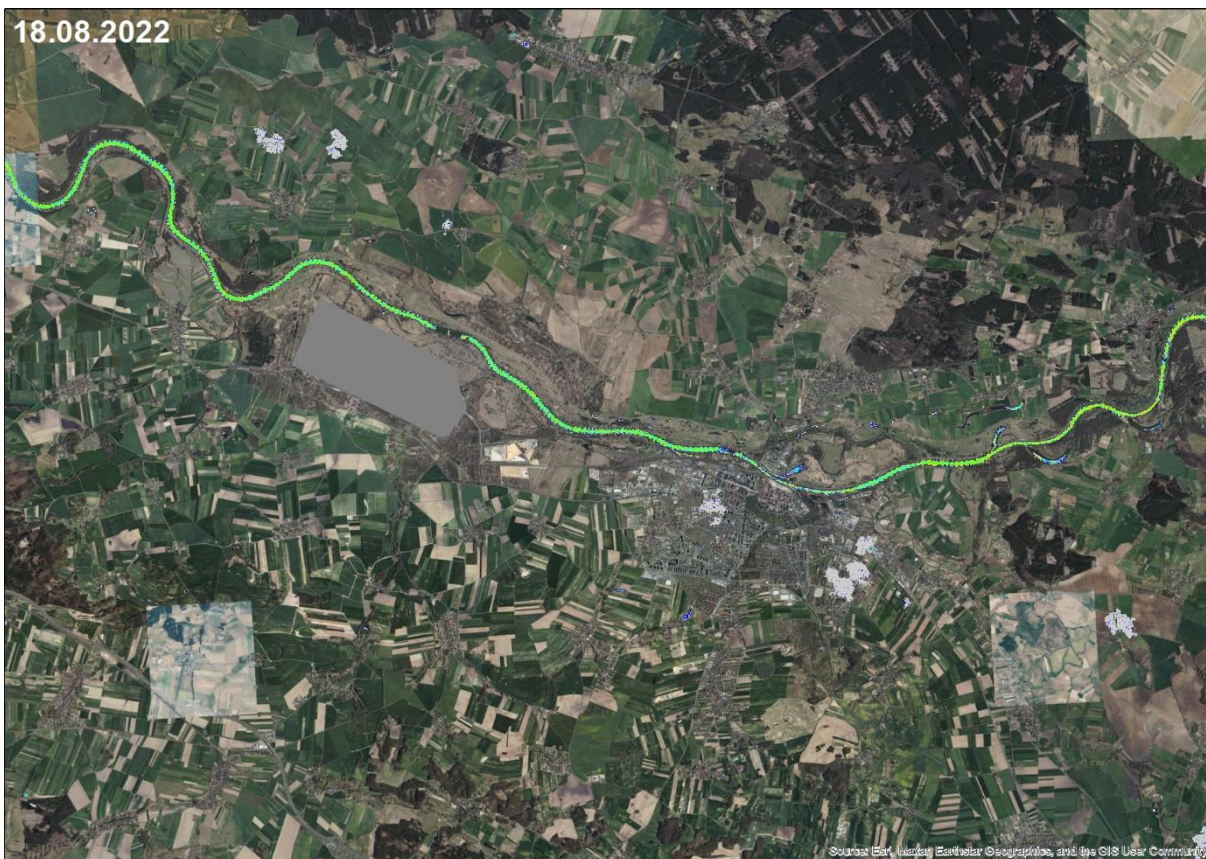
Rycina IV.22 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w dniach 19 i 24 lipca 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – odcinek przed i za Głogowem



Rycina IV.23 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w dniach 3 i 8 sierpnia 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – odcinek przed i za Głogowem



Rycina IV.24 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w dniach 11 i 16 sierpnia 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – odcinek przed i za Głogowem

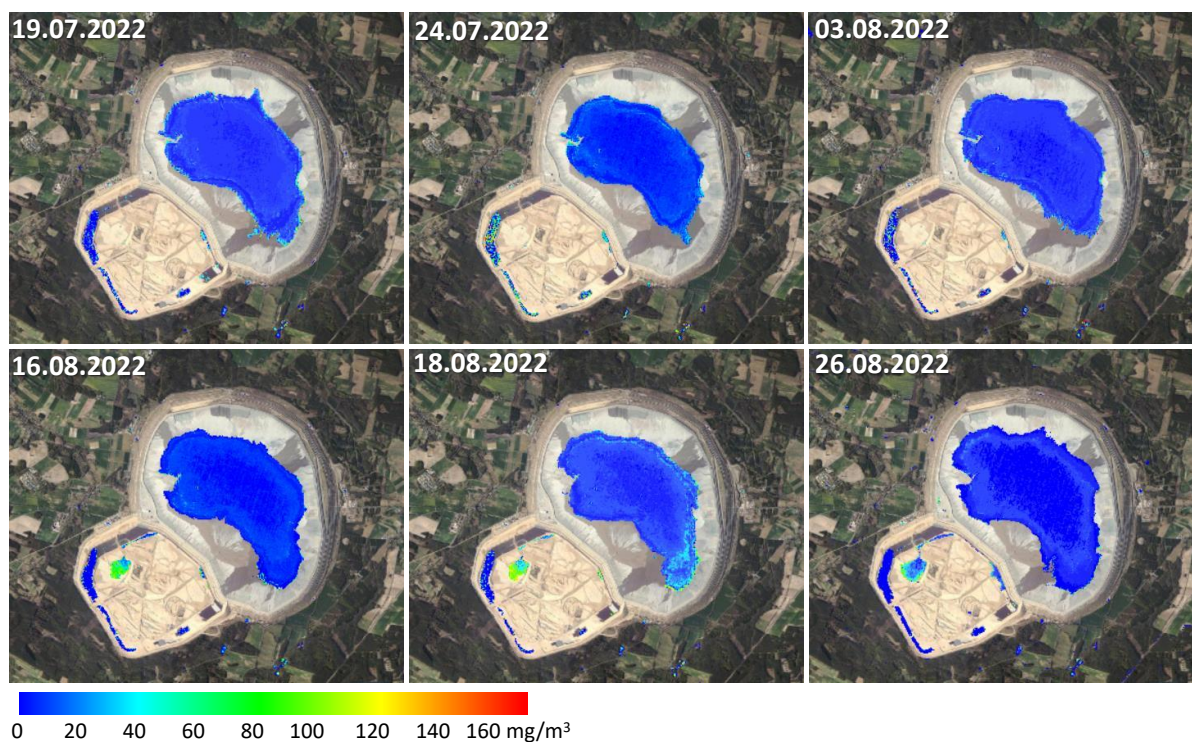


Rycina IV.25 Rozkłady zawartości chlorofilu w wodzie w okresie 18 i 26 sierpnia 2022 r. opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – odcinek przed i za Głogowem

Żelazny Most

Na Rycinie IV.26 przedstawiono rozkłady chlorofilu w poszczególnych dniach dla zbiornika Żelazny Most.

W analizowanym okresie 19.07-26.08.2022 wody tego zbiornika nie wykazywały podwyższonych stężeń chlorofilu, wskazujących na występowanie zakwitów alg. Poziom chlorofilu był na poziomie kilku – kilkunastu mg/m^3 .



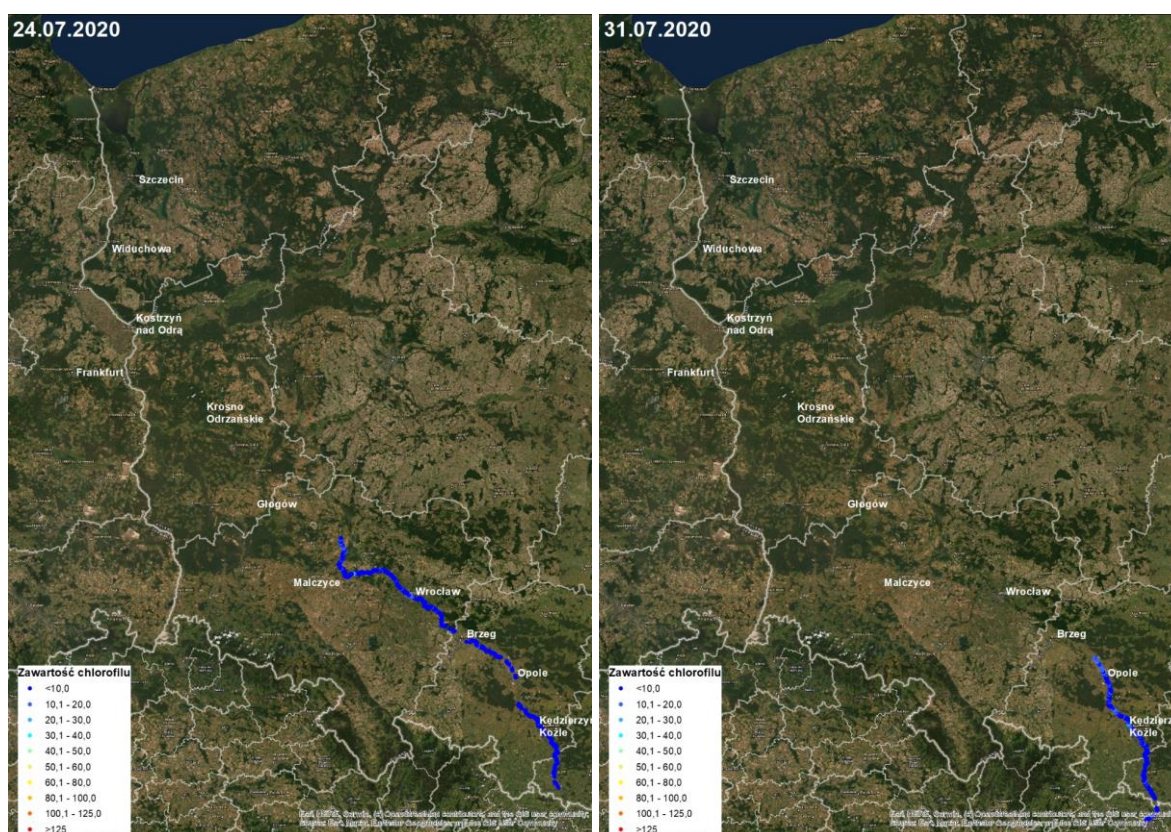
Rycina IV.26 Zmiany zawartości chlorofilu w wodzie w okresie 19.07-26.08.2022 opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2 – Żelazny Most

W OKRESIE 24.07-16.08.2020

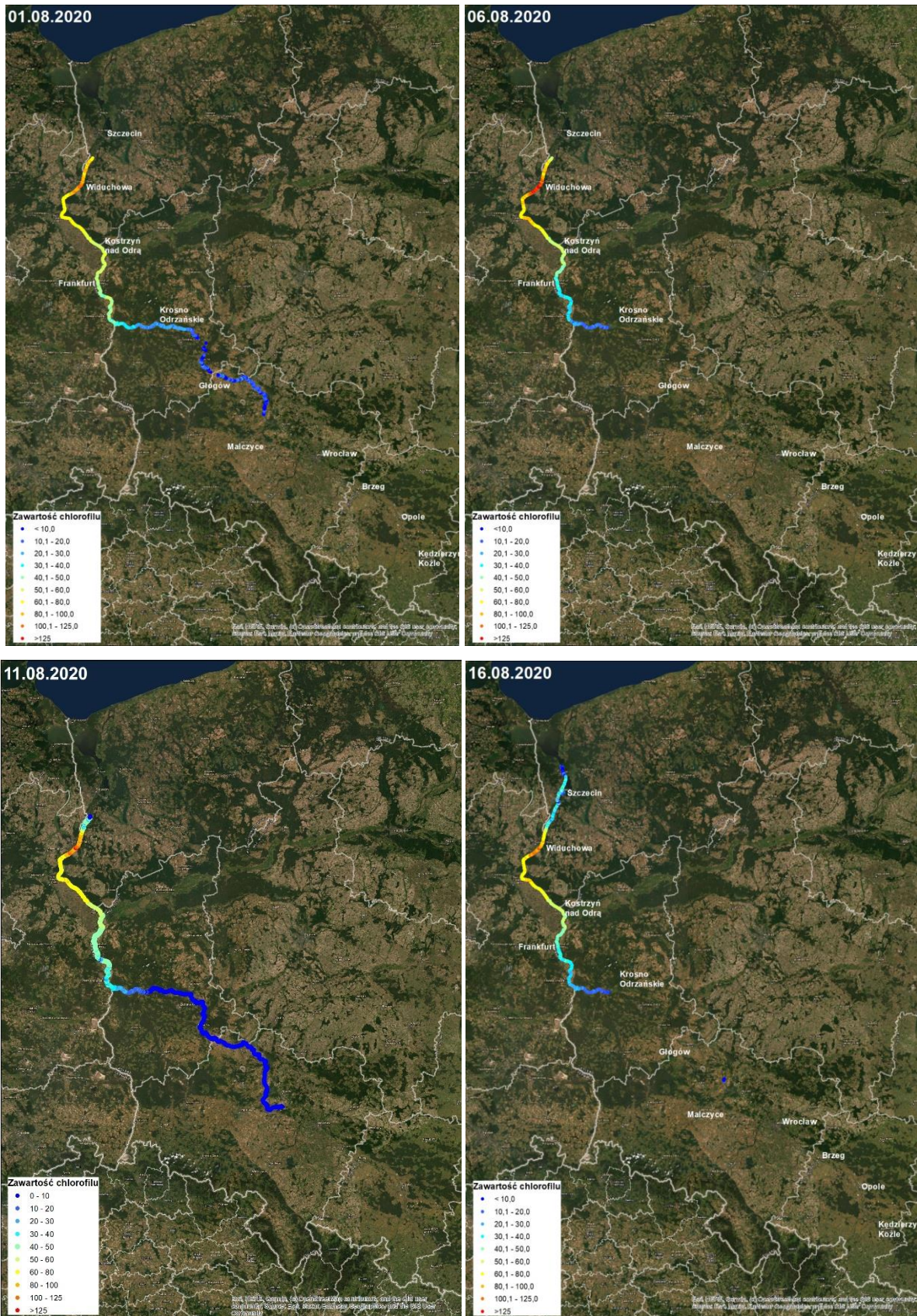
Rozkłady zawartości chlorofilu w Odrze w okresie 24.07-16.08.2020 zostały przedstawione na Rycinie IV.27-Rycina IV.28. Nie wskazują one na występowanie podwyższonych wartości tego parametru

w górnym i środkowym biegu rzeki. Stwierdzono natomiast podwyższoną zawartość chlorofilu w dolnym biegu Odry w dniach 6-16.08.2020. Od miejscowości Kostrzyń nad Odrą były to wartości powyżej 50 mg/m³ z maksimum na wysokości Widuchowej, gdzie notowano najwyższe wartości (w zależności od terminu od 80-100 mg/m³, a 6.08.2020 nawet powyżej 125 mg/m³).

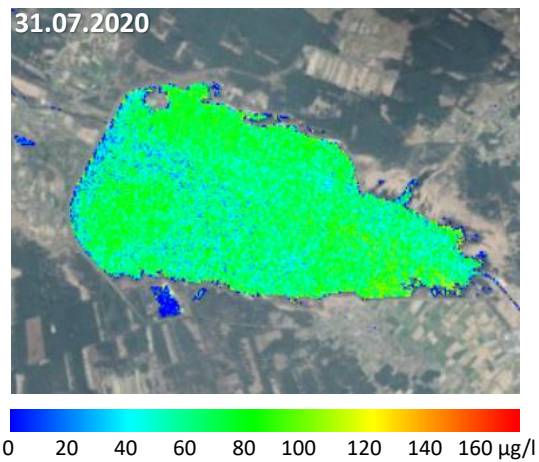
Sytuacja na zbiornikach wodnych znajdujących się na dopływach Odry, jak np. Jezioro Turawskie Duże (Rycina IV.29), Jezioro Nyskie, Jezioro Otmuchowskie, Zalew Paczkowski (Rycina IV.30), była zbliżona do tej w roku 2022. Na części z nich obserwowano podwyższoną zawartość chlorofilu, wskazującą na pojawienie się zakwitów glonów. We wlewie Kanału Gliwickiego do Odry oraz Kanału Kędzierzyńskiego do Kanału Gliwickiego także zauważalne były wyższe wartości chlorofilu w stosunku do górnego biegu rzeki (Rycina IV.31).



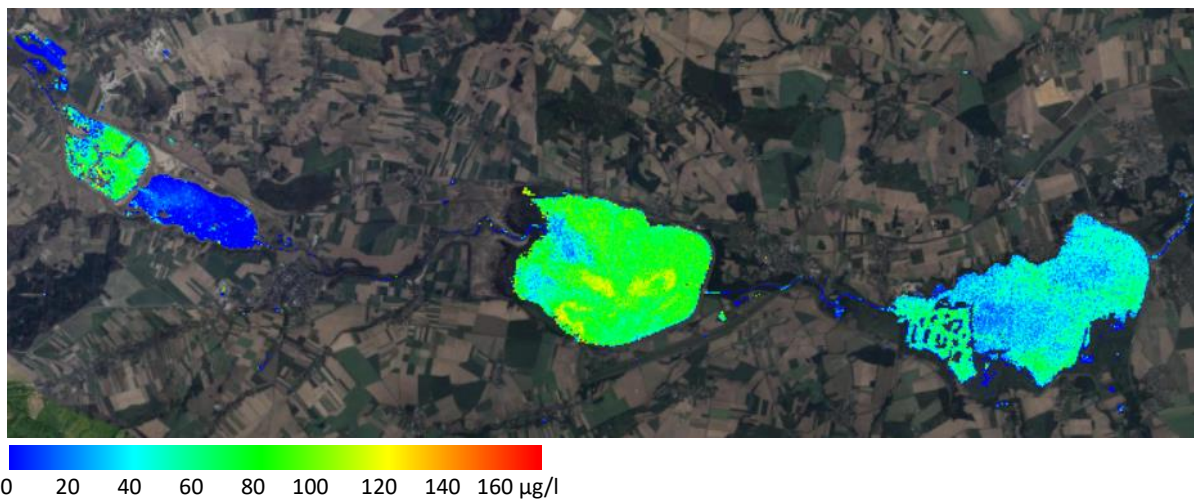
Rycina IV.27 Rozkłady chlorofilu w wodach Odry w dniach 24.07.2020 oraz 31.07.2020 opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



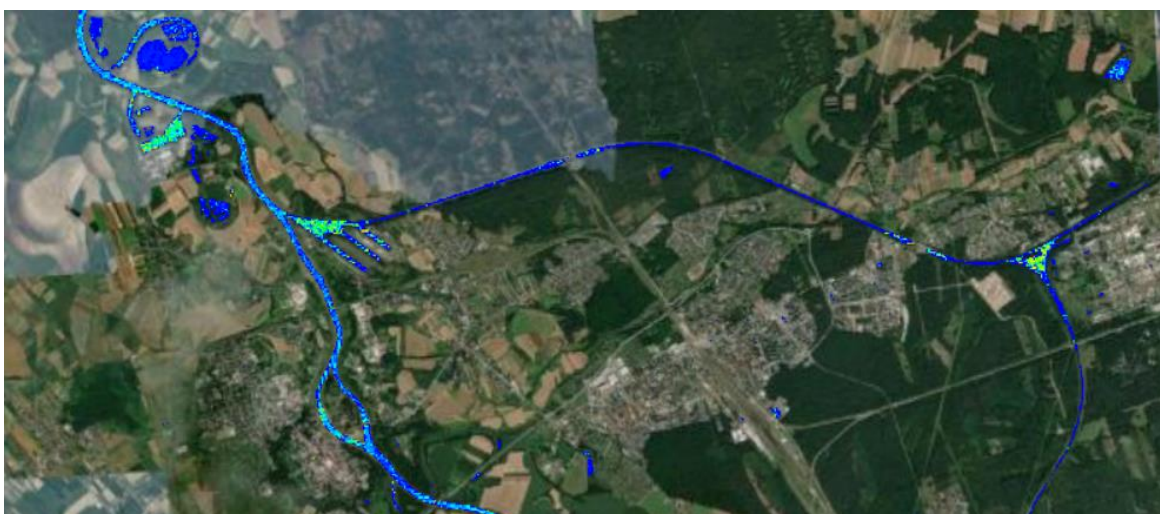
Rycina IV.28 Rozkłady chlorofilu w wodach Odry w dniach, 01.08.2020, 06.08.2020, 11.08.2020 oraz 16.08.2020 opracowane na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



Rycina IV.29 Rozkład chlorofilu w Jeziorze Turawskim Dużym w dniu 31.07.2020 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



Rycina IV.30 Rozkład chlorofilu w Zalewie Paczkowskim oraz jeziorach Otmuchowskim i Nyskim w dniu 31.07.2020 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2



Rycina IV.31 Rozkłady chlorofilu w obszarze wlewu Kanału Gliwickiego do Odry w dniu 31.07.2020 opracowany na podstawie zdjęć satelitarnych Sentinel-2

PIŚMIENNICTWO

- Bertani I., Steger C.E., Obenour D.R., Fahnenstiel G.L., Bridgeman T.B., Johengen T.H., Sayers M.J., Shuchman R.A., Scavia, D. 2017. Tracking cyanobacteria blooms: Do different monitoring approaches tell the same story? *Science of the Total Environment*, 575, 294–308.
- Brockmann C., Doerffer R., Peters M., Stelzer K., Embache S., Ruesca A., 2016. Evolution of the C2RCC Neural Network for Sentinel 2 and 3 for the Retrieval of Ocean Colour Products in Normal and Extreme Optically Complex Waters. European Space Agency, (Special Publication) ESA SP, SP-740, http://step.esa.int/docs/extra/Evolution%20of%20the%20C2RCC_LPS16.pdf
- Clark J.M., Schaeffer B.A.; Darling J.A.; Urquhart E.A.; Johnston J.M., Ignatius A.R., Myer M.H., Keith A. Loftin, Werdell P.J., Stumpf R.P., 2017. Satellite monitoring of cyanobacterial harmful algal bloom frequency in recreational waters and drinking water sources. *Ecological Indicators*, 80, 84–95.
- Dekker A.G., 1993. Detection of Optical Water Quality Parameters for Eutrophic Waters by High Resolution Remote Sensing. Ph.D. Thesis, Earth and Life Sciences, Amsterdam, The Netherlands. Proefschrift Vrije Universiteit (Free University). Doerffer, R.; Schiller, H. The MERIS Case 2 water algorithm. *Int. J. Remote Sens.* 2007, 28, 517–535
- Farabee M., 2001. On-line biology textbook <http://www.emc.maricopa.edu/faculty/farabee>.
- Jensen J.R. 1996. Introductory digital image processing - a remote sensing perspective. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, second edition.
- Kutser T., 2009. Passive optical remote sensing of cyanobacteria and other intense phytoplankton blooms in coastal and inland waters, *International Journal of Remote Sensing*, 30:17, 4401-4425, DOI: 10.1080/01431160802562305
- Morel A.; Prieur, L. Analysis of variations in ocean color. *Limnol. Oceanogr.* 1977, 22, 709–722
- Osińska-Skotak K., 2010. Metodyka wykorzystania super- i hiperspektralnych danych satelitarnych w analizie jakości wód śródlądowych (rozprawa habilitacyjna). Warszawa, ul. Polna 50: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej (Prace Naukowe PW, seria Geodezja).
- Soriano-González, J.; Urrego, E.P.; Sòria-Perpinyà, X.; Angelats, E.; Alcaraz, C.; Delegido, J.; Ruíz-Verdú, A.; Tenjo, C.; Vicente, E.; Moreno, J. Towards the Combination of C2RCC Processors for Improving Water Quality Retrieval in Inland and Coastal Areas. *Remote Sens.* 2022, 14, 1124. <https://doi.org/10.3390/rs14051124>.
- Thiemann S., Kaufmann H., 2000. Determination of chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS-1C satellite data in the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*, vol. 73, 227–235.
- Thiemann S., Kaufmann H., 2002. Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data – a semiempirical multisensor and multitemporal approach for the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*, vol. 81, 228– 237.
- Qi L., Hu C., Duan H., Cannizzaro J., Ma R., 2014. A novel MERIS algorithm to derive cyanobacterial phycocyanin pigment concentrations in a eutrophic lake: Theoretical basis and practical considerations. *Remote Sensing of Environment*, 154, 298–317.

The image shows a wide, calm body of water in the foreground. In the middle ground, there is a shoreline with green grass and several trees. In the background, a city skyline is visible under a blue sky with scattered white clouds. A large, light blue circular graphic is overlaid on the image, framing the scene.

V. BADANIA RYB

V. Badania Ryb

Zespół autorów z Państwowego Instytutu Weterynaryjnego – Państwowego Instytutu Badawczego w Puławach: Piotr Jedziniak, Małgorzata Warenik-Bany, Tomasz Kiljanek, Maciej Durkalec, Krzysztof Niemczuk, Michał Reichert, Jan Żelazny, Marek Matras

Zespół autorów z Państwowego Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. S. Sakowicza w Olsztynie: Andrzej K. Siwicki, Barbara Kazuń, Krzysztof Kazuń, Karolina Duk

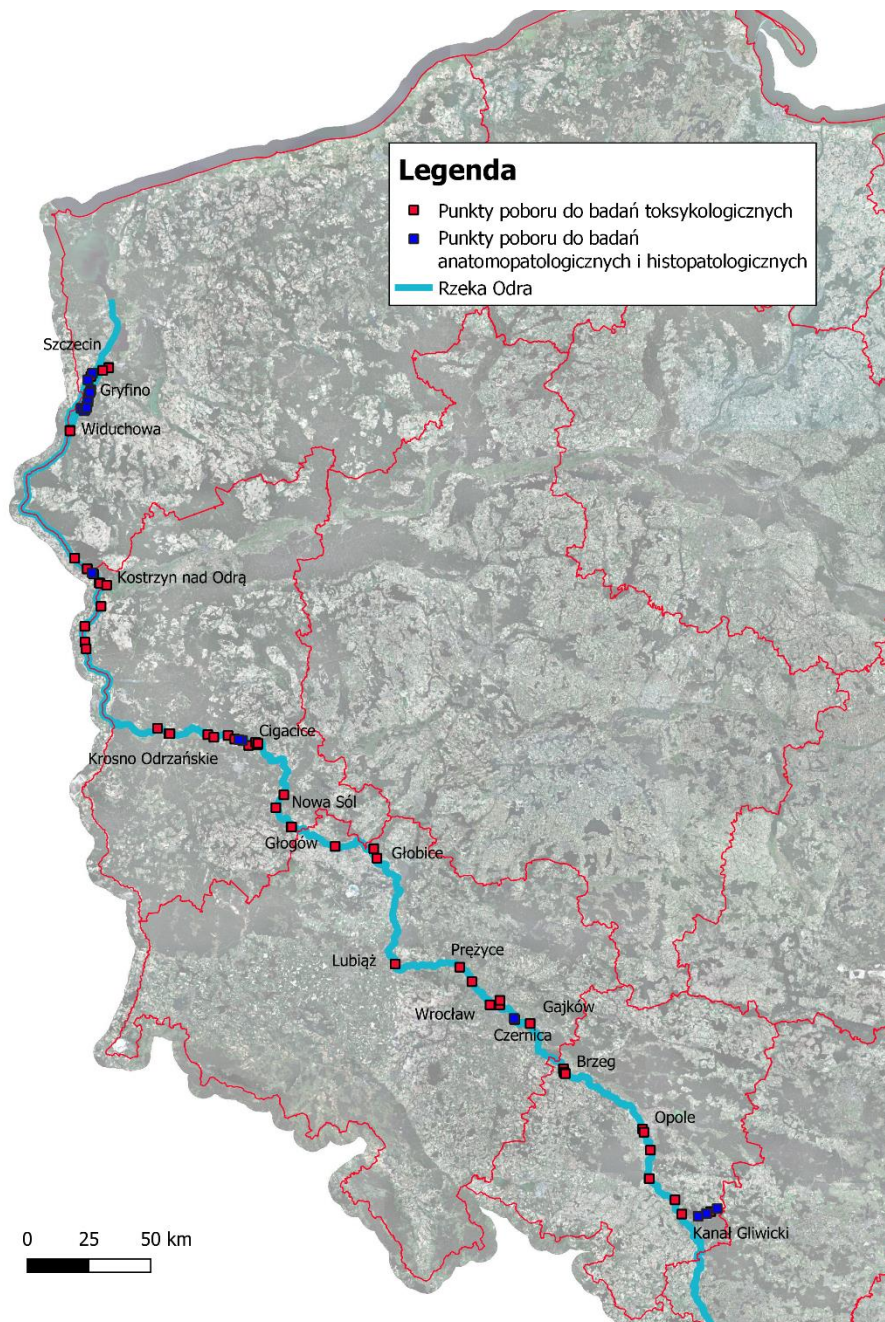
Zespół autorów z Głównego Inspektoratu Weterynarii: Katarzyna Wawrzak, Anna Romaniak, Marlena Wabik, Agnieszka Rządowska, Iwona Wyszpolska

We współpracy z Uniwersytetem Warmińsko-Mazurskim w Olsztynie, Uniwersytetem Przyrodniczym we Wrocławiu, Uniwersytetem Przyrodniczym w Lublinie

WPROWADZENIE

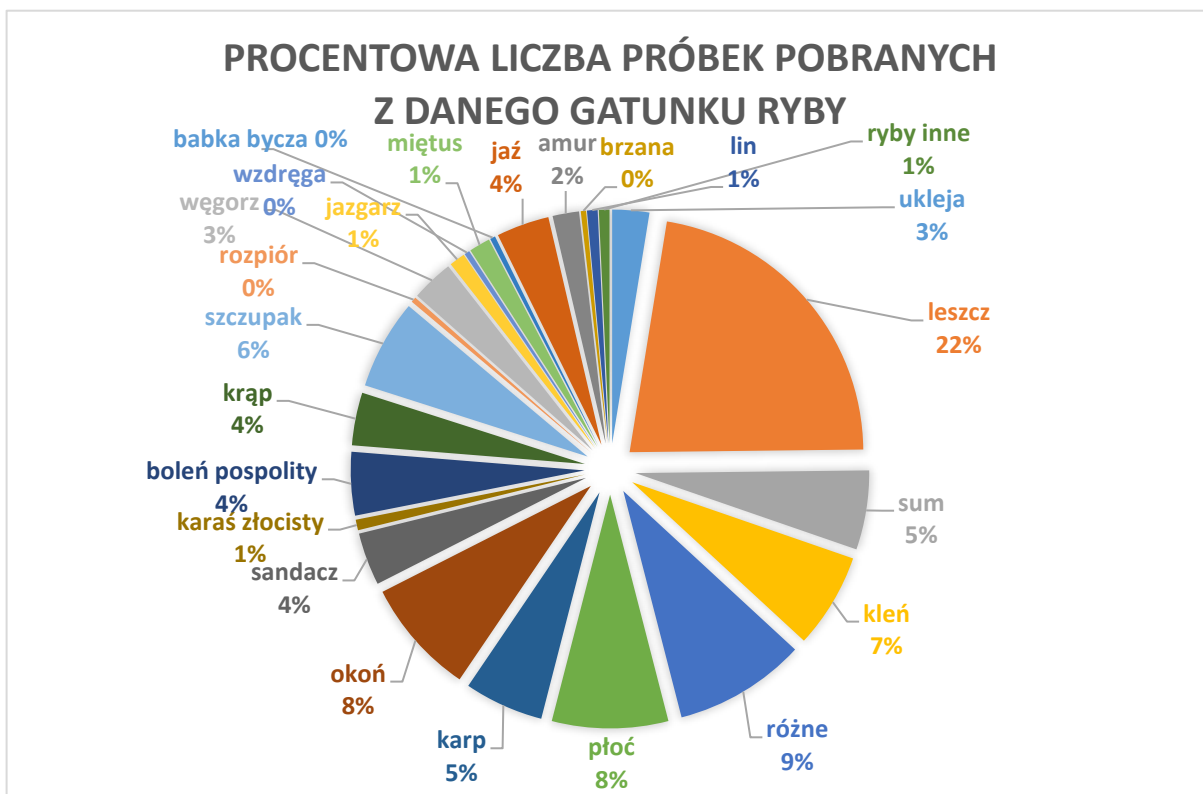
W związku z sytuacją w rzece Odrze Inspekcja Weterynaryjna od 2 sierpnia do 5 września 2022 r. pobrała do badań laboratoryjnych 334 próbki, w tym:

- 278 próbek do badań toksykologicznych,
- 56 próbek ryb do badań anatomopatologicznych i histopatologicznych.

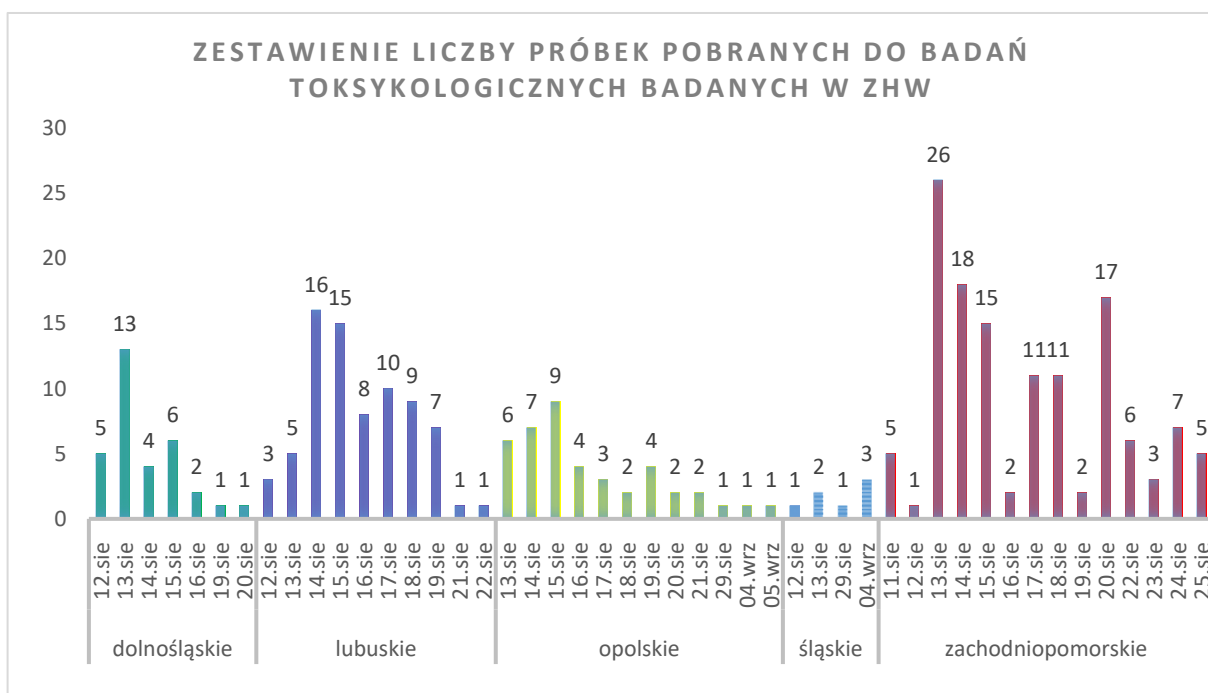


Rycina V.1 Mapa przedstawia miejsca pobrania próbek do badań

Łącznie do Zakładów Higieny Weterynaryjnej (ZHW) przyjęto 153 próbki, z których wykonano 690 analiz. Do działań w sierpniu i we wrześniu 2022 r. zaangażowanych było łącznie 2435 pracowników Inspekcji Weterynaryjnej: 1244 pracowników powiatowych inspektoratów weterynarii i 1191 pracowników wojewódzkich inspektoratów weterynarii (w tym zakładów higieny weterynaryjnej działających w strukturze wojewódzkich inspektoratów weterynarii).



Ryc.V.2 Wykres przedstawia zestawienie gatunków ryb, które zostały pobrane w czasie prac związanych z katastrofą na Odrze



Ryc. V.3 Wykres przedstawia zestawienie liczby próbek pobranych i zbadanych w ZHW

Liczba próbek pobranych przez Inspekcję Weterynaryjną w poszczególnych województwach i przekazanych do poszczególnych Zakładów Higieny Weterynaryjnej (ZHW) przedstawiają się następująco:

- województwo śląskie: pobrano 7 próbek (7 próbek trafiło do ZHW); 1 wynik niezgodny*⁸ rtęci oraz 1 wynik niezgodny*¹ pestycydów chloroorganicznych i polichlorowanych bifenyli (PCB);
- województwo opolskie: pobrano 42 próbki (42 próbki trafiły do ZHW), 3 wyniki niezgodne*¹ rtęci;
- województwo dolnośląskie: pobrano 32 próbki (w tym 15 próbek trafiło do ZHW), 1 wynik niezgodny*¹ rtęci;
- województwo lubuskie: pobrano 75 próbek (w tym 43 próbki trafiły do ZHW), 3 wyniki niezgodne*¹ rtęci oraz 1 wynik niezgodny*¹ polichlorowanych bifenyli (PCB);
- województwo zachodniopomorskie: pobrano 122 próbki (w tym 56 próbek trafiło do ZHW); 1 wynik niezgodny*¹ rtęci.

Próbki pobierane do badań toksykologicznych w kierunkach oznaczania: metali ciężkich (Pb, Cd, Hg, As), pestycydów chloroorganicznych (DDT, α -HCH, β -HCH, γ -HCH, HCB, Aldryna, Dieldryna, Endryna, Endosulfan, Chlordan, Heptachlor) i polichlorowanych bifenyli (kongenery PCB nr 28, 52, 101, 138, 153,180), kierowane były do laboratoriów Państwowego Instytutu Weterynaryjnego-Państwowego Instytutu Badawczego (PIWet-PIB) w Puławach oraz Zakładów Higieny Weterynaryjnej:

- ZHW we Wrocławiu,
- ZHW w Poznaniu,
- ZHW w Białymstoku,
- ZHW w Warszawie,
- ZHW w Szczecinie,
- ZHW w Katowicach.

Zakłady Higieny Weterynaryjnej posiadają system zarządzania w oparciu o normę EN ISO/IEC 17025 „Ogólne wymagania dotyczące kompetencji laboratoriów badawczych i wzorcujących”, która jest podstawą spełnienia wymagań Polskiego Centrum Akredytacji (PCA) przez laboratorium. Zakres akredytacji poszczególnych ZHW dostępny jest na stronie Polskiego Centrum Akredytacji. Poniżej tabela przedstawiająca nr nadanych certyfikatów zgodności z ww. normą.

Zakład Higieny Weterynaryjnej	Adres	Certyfikat akredytacji
ZHW Wrocław	50-983 Wrocław ul. Januszowicka 48	AB 584
ZHW Warszawa	02 – 156 Warszawa ul. Lechicka 21	AB 598

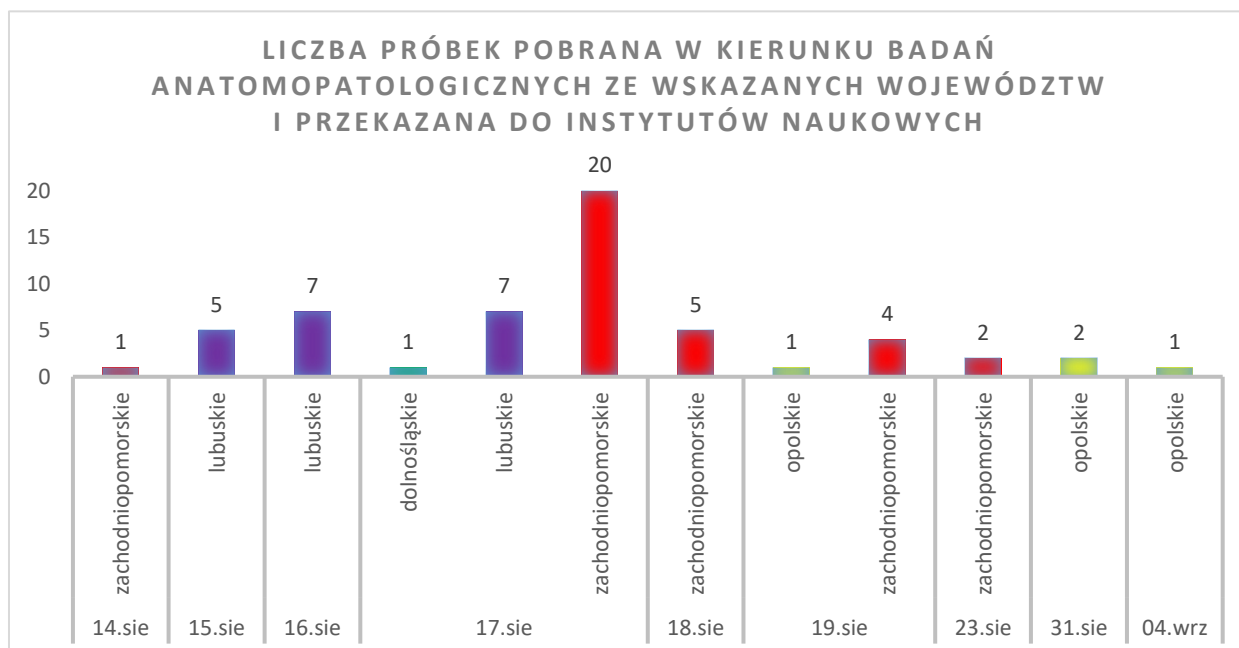
*⁸ wynik niezgodny - limit wg Rozporządzenia nr 1881/2006 z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalający najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych

ZHW Białystok	15-959 Białystok ul. Zwycięstwa 26A/1	AB 437
ZHW Katowice	40-585 Katowice ul. Brynowska 25a	AB 548
ZHW Poznań	60-166 Poznań ul. Grunwaldzka 250	AB 465
ZHW Szczecin	71-337 Szczecin ul. Ostrawicka 2	AB 545

Pobrano również próbki do badań anatomopatologicznych, które skierowane zostały do Państwowego Instytutu Weterynaryjnego – Państwowego Instytutu Badawczego w Puławach, Instytutu Rybactwa Śródlądowego oraz trzech wydziałów weterynaryjnych zlokalizowanych na uczelniach wyższych: Uniwersytecie Warmińsko - Mazurskim w Olsztynie, Uniwersytecie Przyrodniczym w Lublinie, Uniwersytecie Przyrodniczym we Wrocławiu.

Łącznie do badań anatomopatologicznych wysłano 56 próbek. Liczby próbek pobranych przez Inspekcję Weterynaryjną w poszczególnych województwach i przekazanych do poszczególnych Uczelni Wyższych i Instytutu Rybactwa Śródlądowego przedstawiają się następująco:

- województwo opolskie: pobrano 4 próbki;
- województwo dolnośląskie: pobrano 1 próbkę;
- województwo lubuskie: pobrano 19 próbek;
- województwo zachodniopomorskie: pobrano 32 próbki.



Ryc. V.4 Wykres przedstawia liczbę próbek pobranych w kierunku badań anatomopatologicznych i przekazanych do instytutów naukowych

WYNIKI BADAŃ INSPEKCJI WETERYNARYJNEJ

Liczba wykonanych analiz z badań toksykologicznych w poszczególnych kierunkach przedstawia się następująco:

- metale toksyczne: 148 analiz ołowiu, 148 analiz kadmu, 148 analiz rtęci, 148 analiz arsenu;
- pestycydy chloroorganiczne i polichlorowane bifenyle (PCB): 98 analiz.

W przypadku 2 próbek odstąpiono od badań ze względu na całkowity rozkład gnilny ryby.

Ryc. V.5 Wykres przedstawia liczbę wykonanych analiz w poszczególnych kierunkach

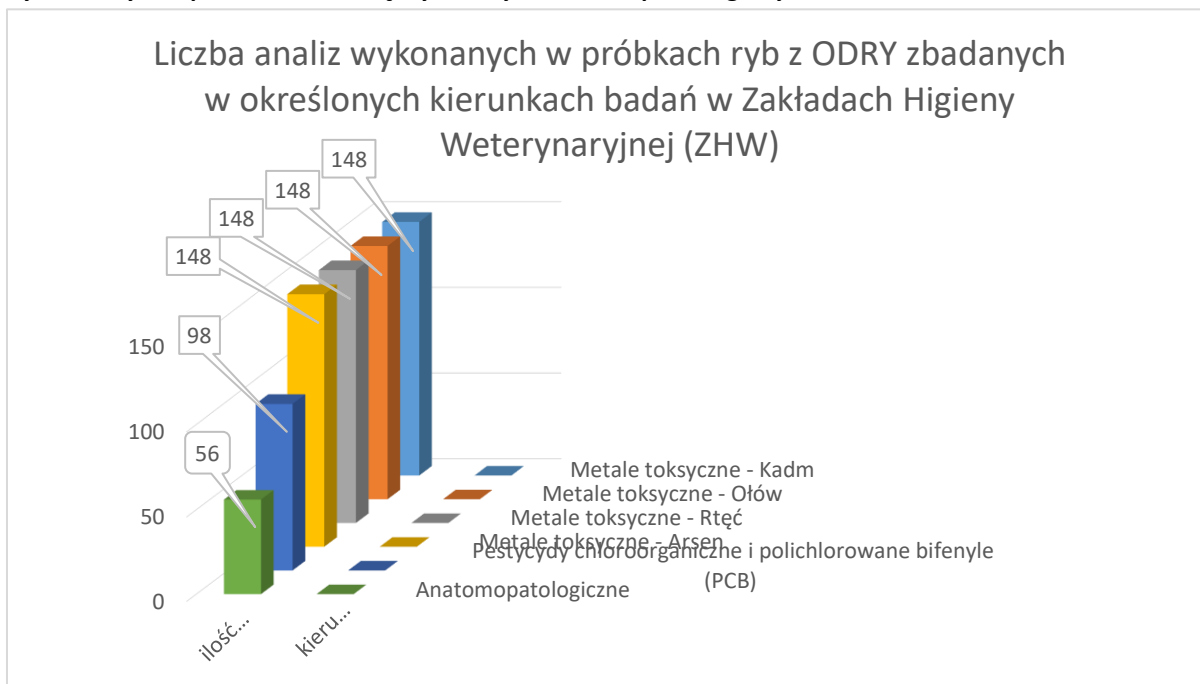
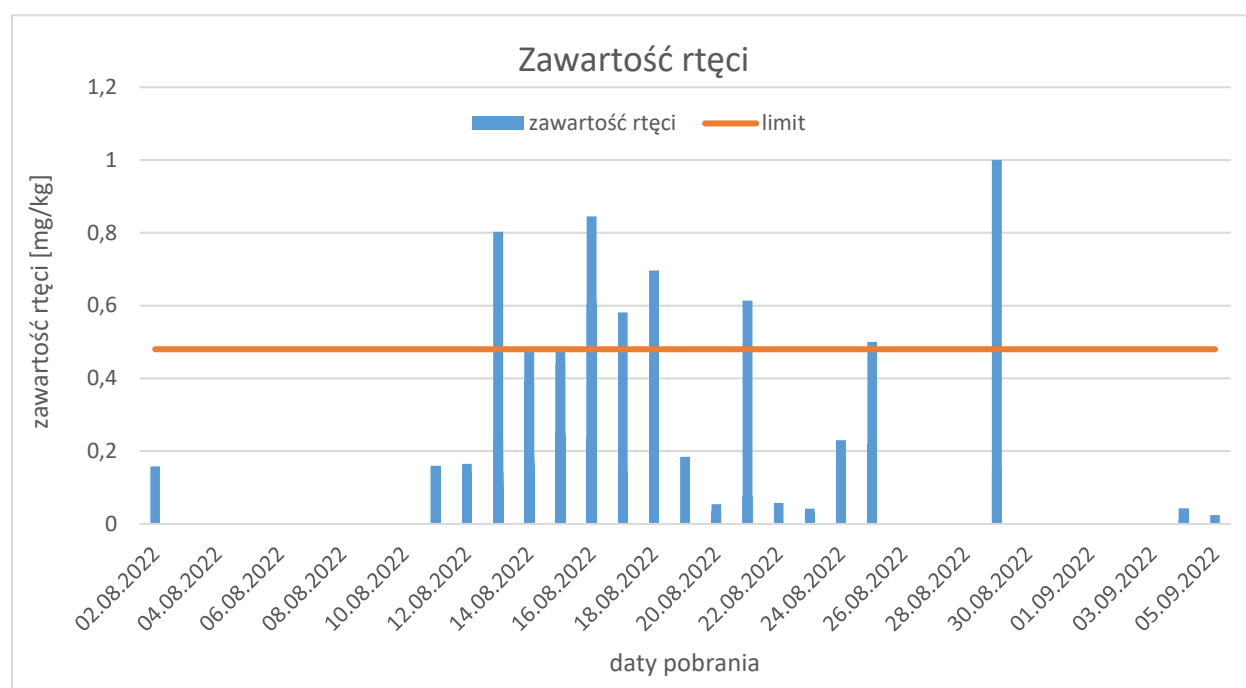
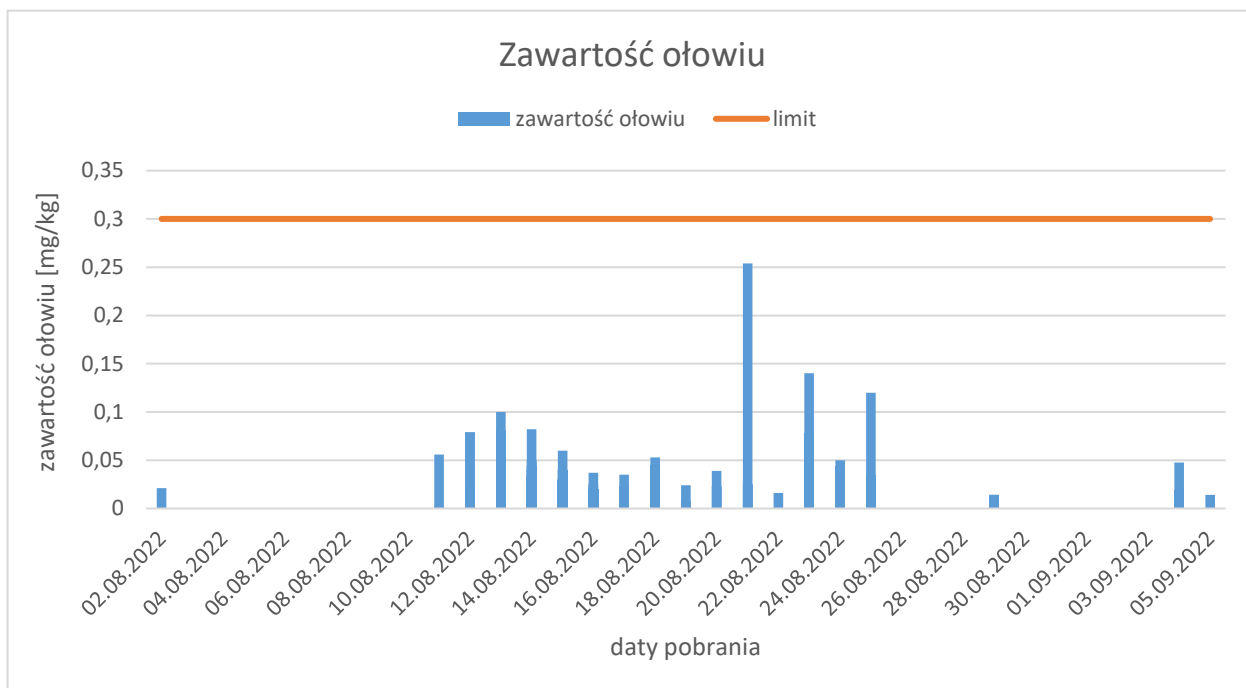


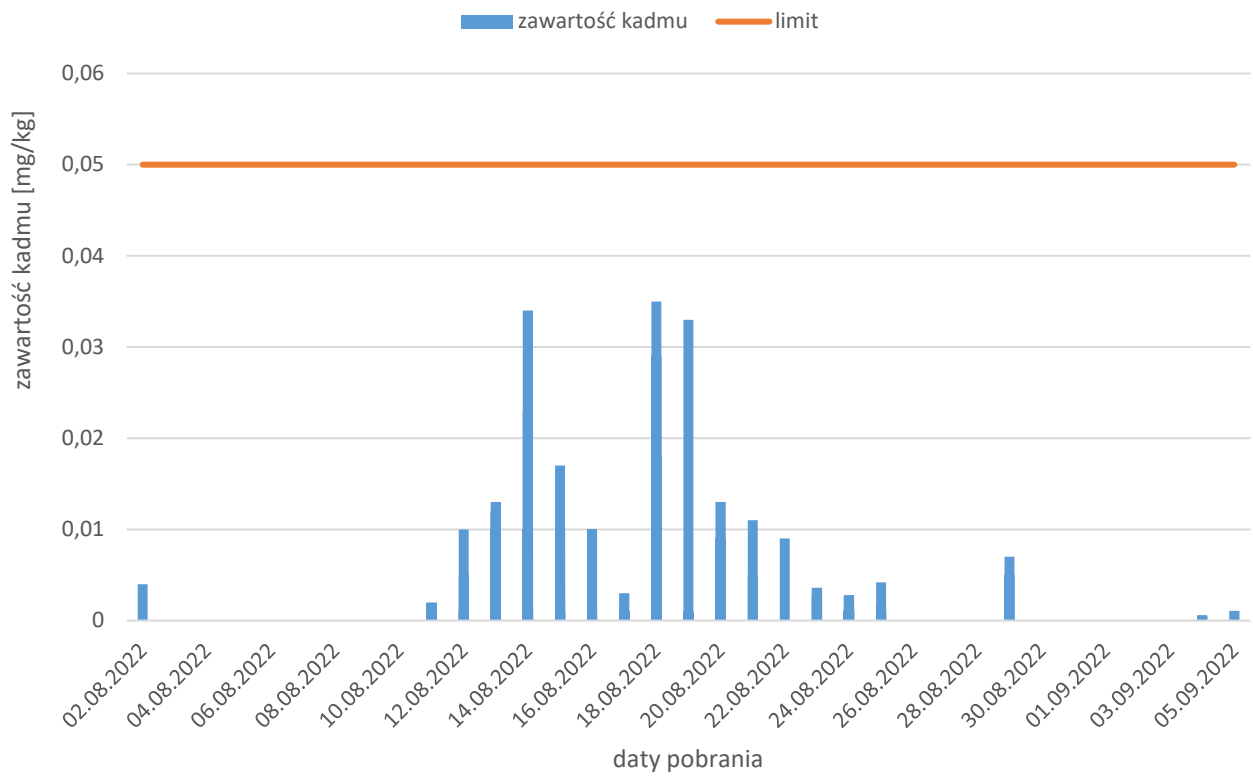
Tabela V.1 Zakresy zawartości metali toksycznych, pestycydów chloroorganicznych i polichlorowanych bifenyli (PCB) w mięśniach ryb z rzeki Odry (mg/kg)

Gatunek	Pb	Cd	Hg	As	suma PCB	suma pestycydów chloroorganicznych
amur (<i>Ctenopharyngodon</i>)	0,002-0,014	0,001-0,002	0,158-0,247	0,018-0,065	< 0,001	< 0,010
babka bycza (<i>Neogobius melanostomus</i>)	0,045	0,0017	0,046	0,2	-	-
boleń (<i>Leuciscus aspius</i>)	0,002-0,053	0,001-,0,01	0,069-0,5	0,036-0,2	0,006-32	0,065-38
brzana (<i>Barbus Barbus</i>)	-	-	-	-	0,7	11
jazgarz (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	0,07-0,045	0,0017-0,0074	0,037-0,046	0,2	-	-
jaź (<i>Leuciscus idus</i>)	0,02-0,04	0,01	0,092-0,203	0,01-0,12	0,006-0,049	0,056-0,1
karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	0,017	0,001	0,106	0,105	3,1	8,5
karaś złocisty (<i>Carassius auratus auratus</i>)	0,033	0,005	0,006	0,017	< 0,001	< 0,010
karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	0,006-0,048	0,001-0,0019	0,004-0,14	0,02-0,2	< 0,001	< 0,010
kleń (<i>Squalius cephalus</i>)	0,005-0,254	0,001-0,011	0,055-0,203	0,01-0,2	0,006-13	0,065-59
krąp (<i>Blicca bjoerkna</i>)	0,017-0,025	0,001-0,01	0,075-0,16	0,036-0,28	0,006-32	0,065-38
leszcz (<i>Abramis brama</i>)	0,002-0,06	0,001-0,07	0,013-0,581	0,01-0,2	0,065-38	0,006-32
Lin (<i>Tinca tinca</i>)	0,002	0,002	0,158	0,065	<0,006	< 0,010
miętus pospolity (<i>Lota lota</i>)	0,035-0,078	0,001-0,035	0,032-0,44	0,01-0,22	<0,006	< 0,065
okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	0,002-0,14	0,001-0,018	0,0149-0,158	0,008-0,5	0,006-32	0,01-38
płoc (<i>Rutilus rutilus</i>)	0,008-0,078	0,001-0,007	0,023-0,24	0,023-0,22	<0,006	< 0,010
roziór (<i>Ballerus ballerus</i>)	0,017	0,001	0,106	0,105	3,1	8,5
sandacz (<i>Sander lucioperca</i>)	0,005-0,02	0,001-0,07	0,043-1	0,01-0,2	0,006-8,8	0,065-11
sum pospolity (<i>Silurus glanis</i>)	0,002-0,12	0,001-0,005	0,017-0,845	0,008-0,2	0,01-1296	0,001-1038
szczupak (<i>Esox lucius</i>)	0,007-0,035	0,001-0,01	0,017-0,247	0,008-0,22	0,006-6,6	0,01-11
ukleja (<i>Alburnus alburnus</i>)	0,087	0,001	0,01	0,056	0,006-32	0,01-20
węgorz europejski (<i>Anguilla anguilla</i>)	0,008-0,04	0,001-0,01	0,059-0,473	0,087-0,2	0,006-6,6	0,01-11
wzdrega (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	0,035	0,001	0,096	0,22	-	-

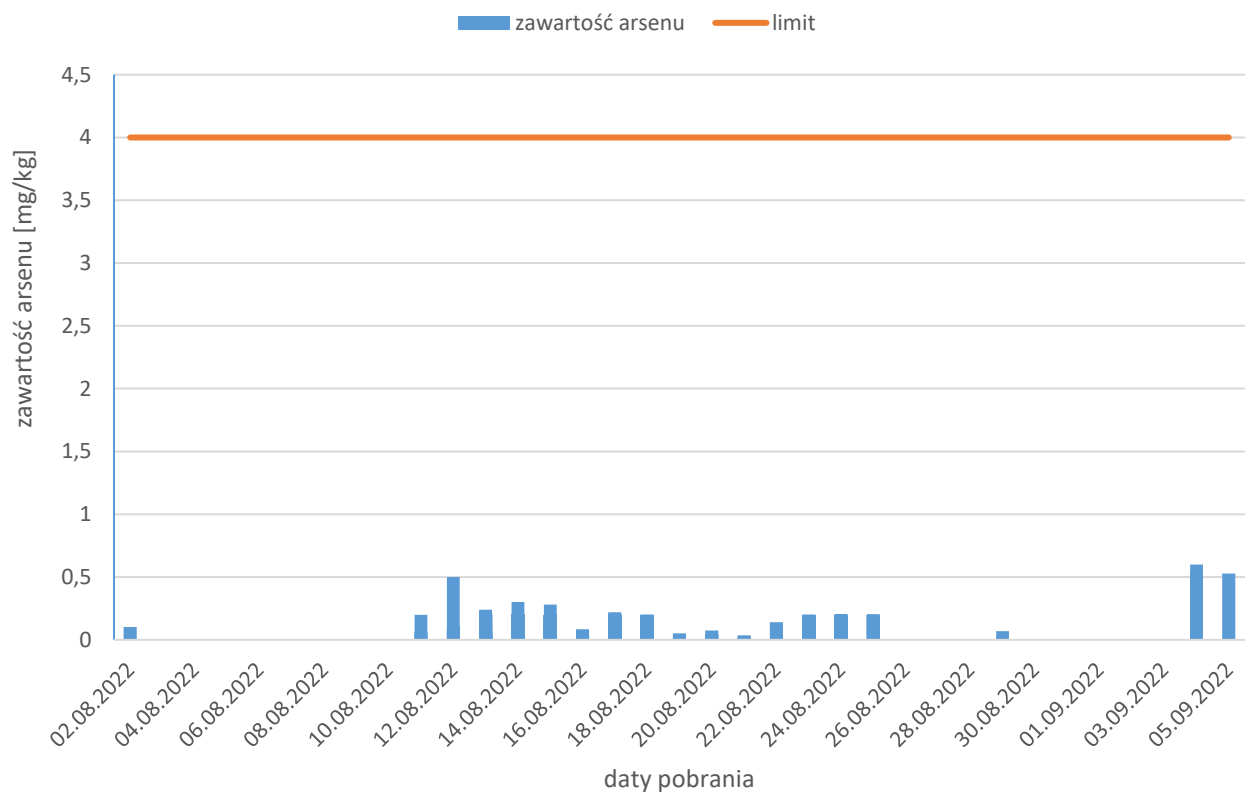
Poniżej przedstawienie graficzne limitów metali ciężkich, polichlorowanych bifenili oraz pestycydów chloroorganicznych w stosunku do otrzymanych wyników z badanych próbek.

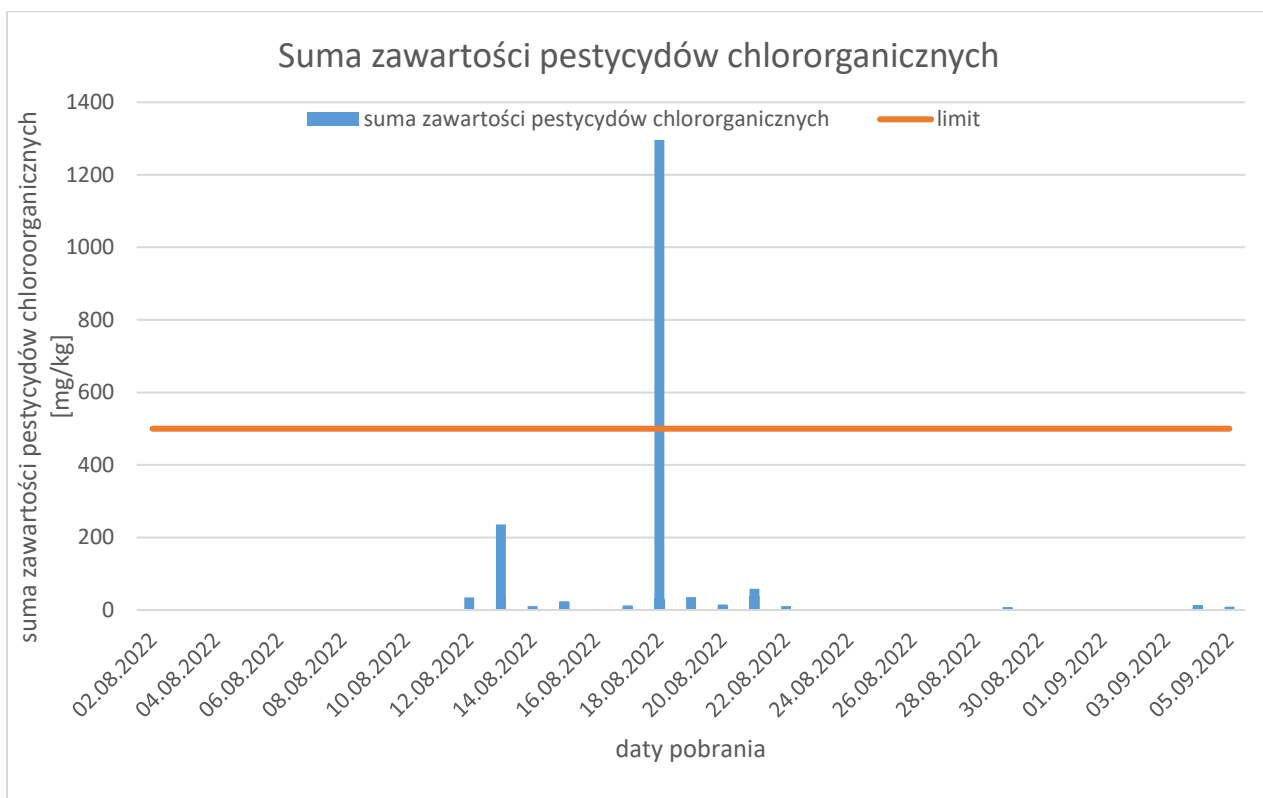
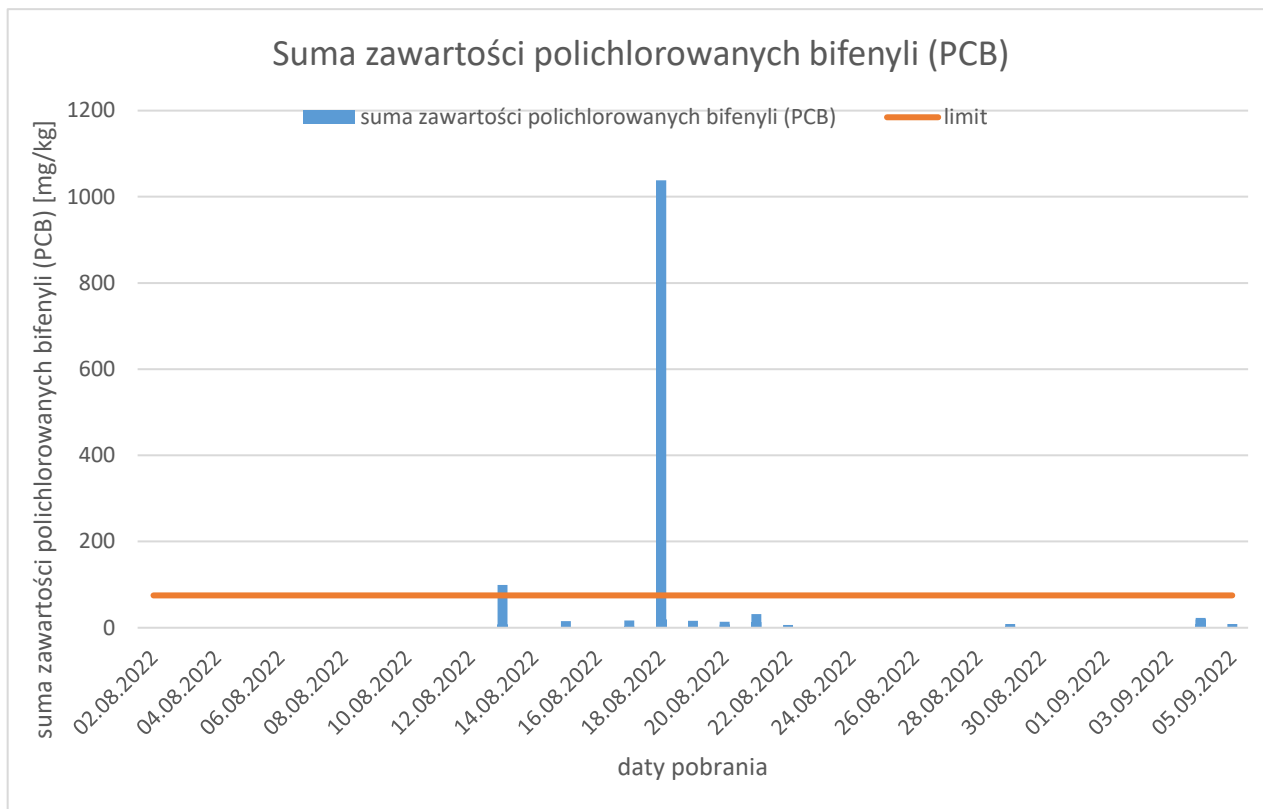


Zawartość kadmu



Zawartość arsenu





PODSUMOWANIE

Odnosząc się do powyższego zestawienia przekroczeń, należy mieć na uwadze, że są one odniesione do limitów określonych w załączniku do Rozporządzenia WE nr 1881/2006 z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalającym najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych. Należy podkreślić, że nie zostały określone limity zanieczyszczeń w próbkach, które nie są środkami spożywczymi przeznaczonymi do spożycia. Wobec tego analizując otrzymane wyniki na podstawie ww. rozporządzenia stwierdzono 11 przekroczeń w badanych próbach, które nie są środkami spożywczymi przeznaczonymi do spożycia przez ludzi.

Otrzymane wyniki badań wskazują, że stężenia ww. związków w przebadanych do tej pory próbkach ryb nie odbiegają od poziomów charakterystycznych dla skażenia środowiska naturalnego w rzekach w Polsce. Wniosek ten pokrywa się również z opinią ekspertów PIWet-PIB.

Szczegółowa analiza wyników wskazuje, że pojedyncze próbki ryb zawierają podwyższone stężenia metali ciężki (m.in. rtęci) oraz polichlorowanych bifenyli (PCB), co jest najprawdopodobniej skutkiem przebywania organizmów w zanieczyszczonym przez wiele lat działalnością człowieka środowisku naturalnym.

WYNIKI BADAŃ PAŃSTWOWEGO INSTYTUTU WETERYNARYJNEGO – PAŃSTWOWEGO INSTYTUTU BADAWCZEGOW PUŁAWACH

W związku z wystąpieniem skażenia środowiska rzeki Odry niezidentyfikowanymi substancjami i w konsekwencji snięciem ryb, w Państwowym Instytucie Weterynaryjnym-Państwowym Instytucie Badawczym w Puławach przeprowadzono badania w celu identyfikacji potencjalnej przyczyny tego zjawiska. Badania przeprowadzono w laboratoriach Zakładu Farmakologii i Toksykologii (ZFT), Zakład Radiobiologii (POR) oraz Zakładzie Chorób Ryb (ZChR). Raport obejmuje próbki dostarczone przez Inspekcję Weterynaryjną i przeanalizowane w PIWet-PIB do dnia 31.08.2022 (badania skażeń chemicznych) oraz do dnia 5.09.2022 (badania sekcyjne).

W pierwszej kolejności wykonano oględziny i badania sekcyjne dostarczonego materiału. Następnie, w zakresie badań toksykologicznych wykonano analizy zawartości:

- 1. pierwiastków toksycznych:** arsenu (As), kadmu (Cd), rtęci (Hg) i ołowiu (Pb) oraz innych pierwiastków (glin (Al), bar (Ba), kobalt (Co), chrom (Cr), miedź (Cu), magnez (Mg), mangan (Mn), nikiel (Ni), selen (Se), wanad (V) oraz cynk (Zn)).
- 2. pestycydów, z grup: akarycydów** – akrynatriyna, bifenazat, bromopropylat, etoksazol, fenpiroksymat, heksytiazoks, klofentezyna, propargit, tebufenpyrad; **fungicydów**, w tym ich metabolitów – azoksystrobina, biksafen, boskalid, bupiryamat, chinoksyfen, cyflufenamid, cyjazofamid, cymoksanil, cyprodynil, cyprokonazol, difenokonazol, dimetomorf, dimoksystrobina, epoksykonazol, famoksadon, fenbukonazol, fenheksamid, fenpropidyna, fenpropimorf, fluazynam, fluchinkonazol, fludioksonil, fluksapyroksad, fluopyram, flusilazol, flutriafol, imazalil, ipkonazol, iprodion, izopyrazam, karbendazym, karboksyna, krezoksym metylowy, mandipropamid, mepaniprym, metalaksyl-m (metalaksyl), metkonazol, metrafenon, myklobutanil, pencykuron, penkonazol, pentiopyrad, pikoksystrobina, pirymetamil, prochinazyd, prochloraz, propamokarb, propikonazol, protiokonazol, protiokonazol-destio (metabolit protiokonazolu), pyraklostrobina, pyrazofos, siltiofam, spiroksamina, tebukonazol, tetrakonazol, tiofanat metylowy, triadimefon, triadimenol, trifloksystrobina, tritikonazol, winklozolina; **herbicydów**, w tym ich metabolitów – 2,4-D, 6-

chloro-4-hydroksy-3-fenilo pirydazyna (metabolit pirydatu), 6-hydroksy bentazon (metabolit bentazonu), acetochlor, amidosulfuron, asulam, bentazon, bifenoks, bromoksynil, chinochlamina, chizalofop-p-etylu, chizalofop-p-tefurylu, chlomazon, chlorosulfuron, chlortoluron, chlorydazon, cykloksydym, desmedifam, dichloroprop-p (2,4-DP), diflufenikan, dimetachlor, etametsulfuron metylu, etofumesat, fenmedifam, fenoksaprop-p-etylowy, flzasulfuron, florasulam, fluazyfop-p-butylowy, flufenacet, flurochloridon, fluoksypyr, fluoksypyr-meptyl, foramsulfuron, izoksaflutol, izoproturon, jodosulfuron metylowosodowy, karbetamid, karfentrazon etylu, kletodym, lenacyl, linuron, MCPA, MCPB, mekoprop-p, metamitron, metazachlor, metolachlor-s, metrybuzyna, metsulfuron metylowy, mezosulfuron metylowy, mezotrion, napropamid, nikosulfuron, oksyfluorofen, pendimetalina, petoksamid, pirydat, propachizafop, propoksykarbazon sodu, propyzamid, prosulfokarb, rimsulfuron, sulfosulfuron, sulkotrion, tembotrion, tepraloksydym, terbutyloazyna, tifensulfuron metylu, tralkoksydym, tribenuron metylu, triflusulfuron metylowy; **insektycydów**, w tym ich metabolitów – 2,4'-DDT, 4,4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-DDT, acetamipryd, aldryna, alfa-endosulfan, alfa-HCH, azynofos, azynofos metylowy, beta-endosulfan, beta-HCH, bifentryna, chlorantraniliprol, chlorfenwinfos, chloropiryfos, chloropiryfos metylowy, cis-chlordan, cis-epoksyd heptachloru, cyflutryna (suma izomerów), cyjanotraniliprol, cymiazol, cypermetryna (suma izomerów), deltametryna, diazynon, diedryna, diflubenzuron, dimetoat, DMA (2,4-dimetyloanilina) (metabolit amitrazu), DMF (2,4-dimetylofenylo-formamid) (metabolit amitrazu), DMPF (N-(2,4-dimetylofenylo)-N'-metyloformamidyna) (met. amitrazu), endryna, esfenwalerat (fenwalerat), etofenproks, etoprofos, fenitrotion, fenoksykarb, fenotryna, fention, fention-sulfon (metabolit fentionu), fention-sulfotlenek (metabolit fentionu), fipronil, fipronil-desulfinyl (metabolit fipronilu), fipronil-karboksamid (metabolit fipronilu), fipronil-sulfid (metabolit fipronilu), fipronil-sulfon (metabolit fipronilu), flonikamid, flupyradifuron, foksym, fosalon, fosmet, HCB, heptachlor, heptenofos, imidaklopyrd, imidaklopyrd-olefina (metabolit imidaklopyrdy), imidaklopyrd-pochodna mocznikowa (metabolit imidaklopyrdy), indoksakarb, karbaryl, klotianidyna, kumafos, lambda-cyhalotryna, lindan (gamma-HCH), malation, metaflumizon, metiokarb, metiokarb sulfon (metabolit metiokarbu), metiokarb sulfotlenek (metabolit metiokarbu), metoksychlor, metoksyfenozyd, metydation, mewinfos, nitenpyram, nowaluron, oksychlordan, ometoat, paration, paration metylowy, permetryna (suma izomerów), pimetozyna, pirymifos etylowy, pirymifos metylowy, pirymikarb, pirymikarb-desmetyl (metabolit pirymikarbu), piryproksyfen, profenofos, propoksur, resmetryna, siarczan endosulfanu, spinosad (suma spinosyny A i D), spirodiklofen, spirotetramat, spirotetramat-enol (metabolit spirotetramatu), spirotetramat-enol glukozyd (metabolit spirotetramatu), spirotetramat-keto hydroksy (metabolit spirotetramatu), sulfoksaflor, tau-fluwalinat, teflubenzuron, teflutryna, tetrametryna, tiaklopyrd, tiaklopyrdamid (metabolit tiaklopyrdy), tiametoksam, trans-chlordan, trans-epoksyd heptachloru, transflutryna, triazofos, zeta-cypermetryna; **regulatorów wzrostu roślin** – chinomerak, chloroprofam, giberelina A4, IBA (kwas indolilomasłowy), NAD (1-naftyloacetamid), paklobutrazol, trineksapak etylu; oraz **niedioksynopodobnych polichlorowanych bifenyli** (wskaźnikowe kongenery PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 i PCB 180).

3. **toksyn pleśni** (aflatoksyny (B1; B2; G1; G2); deoksyniwalenol; ochratoksyna A; toksyna T2; toksyna HT2; strygomatocystyna; zearalenon i **innych związków toksycznych** (bromadiolon; brodifakum; chloraloza; chlorfacynon; difacynon; difenakum; difetialon; flokumafen; kumatetryl; kumachlor; strychnina; warfaryna, aldikarb, dioksakarb, karbaryl, karbofuran, metiokarb, oksamyl, pirymikarb, propoksur, bendiokarb).

4. **związków z grupy Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych (TZO):** dioksyny (PCDD/PCDF), polichlorowane bifenyle (PCB), związki perfluorowane (PFAS) oraz polibromowane difenyletery (PBDE).
5. **wskaźników skażenia promieniotwórczego:** izotopy cezu (^{137}Cs i ^{134}Cs).

Granice oznaczalności poszczególnych analitów zostały umieszczone w zakresach akredytacji Zakładu Farmakologii i Toksykologii na stronie internetowej PIWet-PIB <https://www.piwet.pulawy.pl/lims-files/wn.file/wn.file.00003839.d9f028967179bf2293819f1b42f31b0e5e445126.pdf> oraz zakresu akredytacji Zakładu Radiobiologii na stronie Polskiego Centrum Akredytacji <https://www.pca.gov.pl/akredytowane-podmioty/akredytacje-aktywne/laboratoria-badawcze/AB%20957,plik.html>

W przypadku analiz toksyn pleśni i innych związków toksycznych, granice oznaczalności podano w części IV raportu.

Badania do badań objęły próbki ryb dostarczone do PIWet-PIB w Puławach przez organy Powiatowej Inspekcji Weterynaryjnej. W laboratorium ZChR dokonywano oględzin materiału, a następnie dokonywano tzw. pulowania próbek pochodzących z jednego miejsca pobrania w obrębie jednego gatunku ryb. W przypadku niektórych próbek ich stan rozkładu uniemożliwia jednoznaczne określenie gatunku ryb. **łącznie przebadano klinicznie 28 próbek ryb, natomiast badania toksykologiczne objęły: 109 próbek w kierunkach pierwiastki toksyczne, pestycydy, toksyny pleśni i inne związki toksyczne oraz 6 próbek w kierunkach trwałych zanieczyszczeń organicznych i skażeń promieniotwórczych.** Spis próbek przebadanych w ramach badań sekcyjnych oraz badań toksykologicznych został umieszczony w załączniku 1 na końcu rozdziału „Wykaz i lokalizacja próbek ryb dostarczonych do PIWet-PIB”.

Oględziny, badania kliniczne i sekcyjne ryb (dr Marek Matras, dr Jan Żelazny i prof. dr hab. Michał Reichert)

Od dnia od 13.08.2022 r. do 09.09.2022 r. w Zakładzie Chorób Ryb Państwowego Instytutu Weterynaryjnego – Państwowego Instytutu Badawczego przebadano łącznie 8 próbek dostarczonych przez przedstawicieli Inspekcji Weterynaryjnej. Próbkę najczęściej stanowiła jedna ryba, chociaż dostarczano również próbki składające się z kilku lub nawet kilkudziesięciu ryb, często różnych gatunków. Najczęściej dostarczane były ryby karpowate oraz drapieżne w różnym wieku (tabela V.2). Próbki pobierane były z rzeki Odry i kanału Gliwickiego. Miejsca pobranych próbek dotyczą poszczególnych powiatów tego rejonu Polski.

Tabela V.2 Liczba przebadanych próbek według gatunku i sposobu odżywiania

Gatunek	Sposób odżywiania	N
bass słoneczny (<i>Lepomis gibbosus</i>)	drapieżne	1
boleń (<i>Leuciscus aspius</i>)	drapieżne	8
jazgarz (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	bentosożerne	4
Jaź (<i>Leuciscus idus</i>)	bentosożerne	1
jesiotr ostronosy (<i>Acipenser oxyrinchus</i>)	bentosożerne	1
karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	bentosożerne	1
karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	wszystkożerne	9
kleń (<i>Squalius cephalus</i>)	wszystkożerne	10
krąp (<i>Blicca bjoerkna</i>)	wszystkożerne	14
leszcz (<i>Abramis brama</i>)	bentosożerne	21
lin (<i>Tinca tinca</i>)	wszystkożerne	3

miętus pospolity (<i>Lota lota</i>)	drapieżne	2
okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	drapieżne	14
pioł (Rutilus rutilus)	wszystkożerne	5
rozpiór (<i>Ballerus ballerus</i>)	planktonożerne	1
Sandacz (<i>Sander lucioperca</i>)	drapieżne	7
sum pospolity (<i>Silurus glanis</i>)	drapieżne	8
szczupak (<i>Esox lucius</i>)	drapieżne	15
węgorz europejski (<i>Anguilla anguilla</i>)	bentosozerne	1
wzdreża (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	wszystkożerne	2

W przypadku zawansowanego stopnia rozkładu gnilnego dostarczonych próbek przeprowadzono oględziny zewnętrzne, bowiem narządy wewnętrzne oraz tkanki były w stanie całkowitego rozkładu i przeprowadzenie wiarygodnej oceny ewentualnych oznak choroby zakaźnej lub pasożytniczej było w tej sytuacji niemożliwe.

W związku z tym, na podstawie przeprowadzonych badań, nie udało się wskazać możliwej przyczyny masowych śnięć ryb w Odrze i jej dopływach, w przypadku próbek dostarczonych do badań w dniach 12-14.08.2022 r. Natomiast, w przypadku ryb dostarczonych do badań w dniach 24.08 – 05.09.2022 r., które były pobrane w stanie żywym i zostały następnie, zgodnie z procedurami, uśmiercone tuż przed transportem oraz schłodzone (przy użyciu lodu) bądź pobrane jako świeżo śnięte i dostarczone w stanie schłodzenia, nie stwierdzono badaniem klinicznym i sekcyjnym żadnych oznak chorób zakaźnych lub podejrzewanej przez pobierających próbki choroby gazowej, a zatem w przypadku śnięć tych zwierząt wodnych w Kanale Gliwickim i Odrze, przyczyną tych zaburzeń są prawdopodobnie warunki środowiskowe.

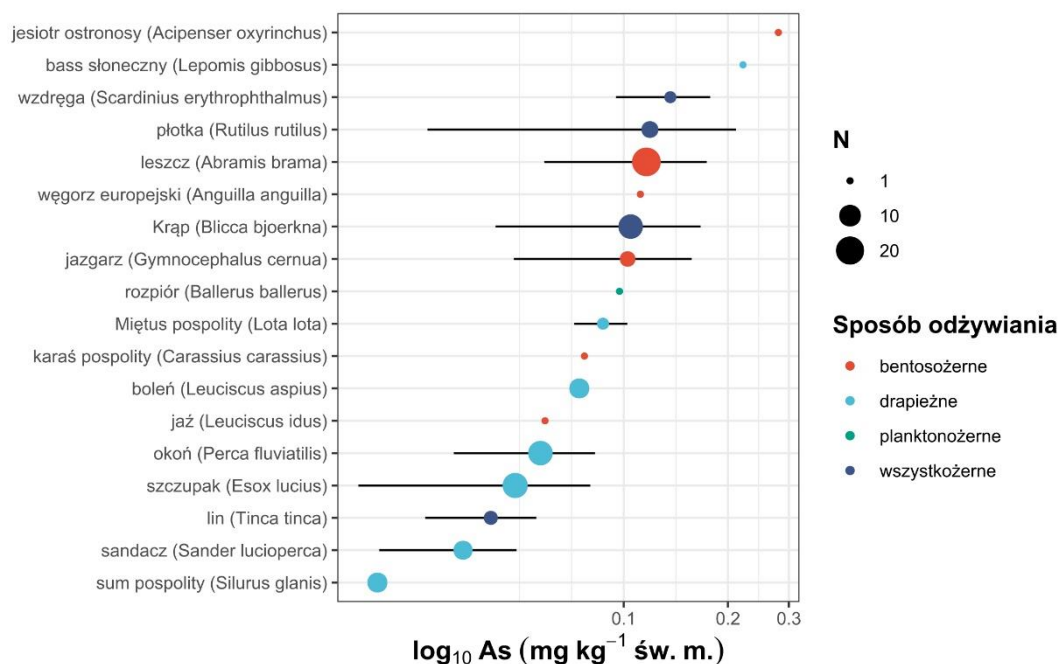
Analiza przebiegu śnięć ryb wskazuje ponadto, że miały one gwałtowny charakter, co sprawiło, że nie zdążyły u tych zwierząt wodnych rozwinąć się objawy kliniczne ani zmiany anatomopatologiczne świadczące o przyczynie tych zaburzeń.

WYNIKI BADAŃ ZAWARTOŚCI PIERWIASTKÓW TOKSYCZNYCH

Przed przystąpieniem do analiz, próbki tkanki mięśniowej ryb oraz tkanek małż zostały zhomogenizowane i następnie zmineralizowane na mokro techniką mikrofalową w mieszaninie stężonego kwasu azotowego (HNO₃) oraz roztworu nadtlenku wodoru (H₂O₂). Analizy zawartości As, Cd, Pb oraz Al, Ba, Co, Cr, Cu, Mg, Mn, Ni, Se, V i Zn wykonano techniką spektrometrii mas z jonizacją w plazmie wzbudzonej indukcyjnie (ICP-MS) przy pomocy spektrometru mas 7700x (Agilent Technologies, Japonia). Zawartość Hg oznaczono bezpośrednio w homogenizowanym materiale techniką absorpcyjnej spektrometrii atomowej (AAS) przy użyciu analizatora rtęci DMA- 80 (Milestone, Włochy). Wiarygodność wyników badań została potwierdzona poprzez analizę certyfikowanych materiałów odniesienia DORM-4 (Fish protein, NRC, Kanada) oraz MODAS-3 (Herring Tissue, IChTJ, Polska). Uzyskane wyniki badań zostały podsumowane przy użyciu oprogramowania R w wersji 4.2.0 (R Core Team 2022).

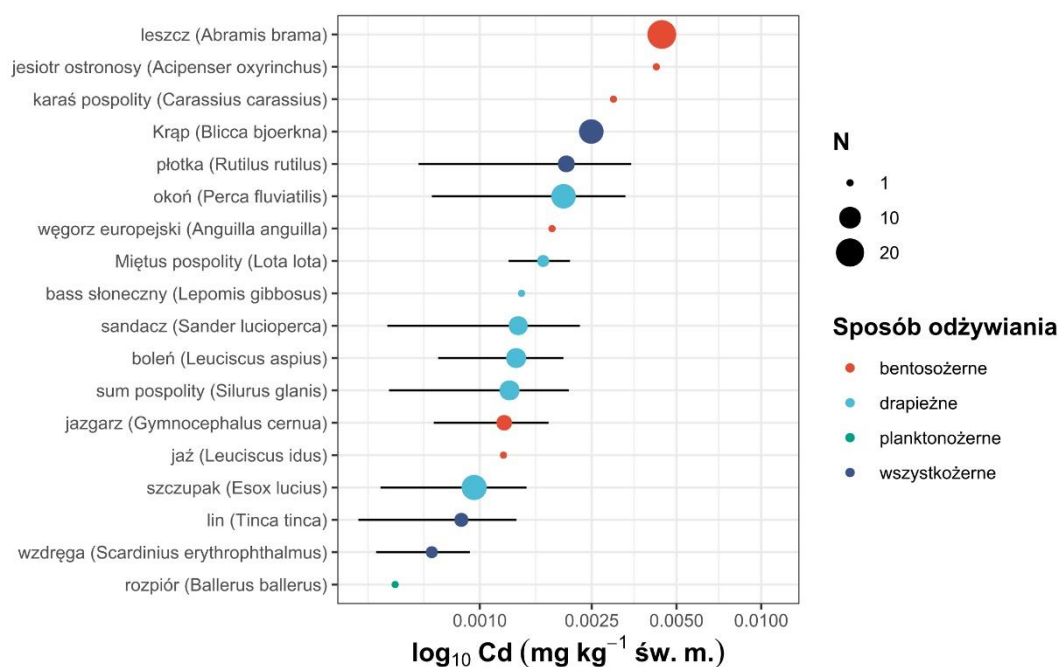
Arsen jest metaloidem, który powszechnie występuje w przyrodzie w postaci wielu form nieorganicznych i organicznych oraz różnych stopni utlenienia, i rozpuszczalności, które warunkują jego toksyczność. Największą toksyczność wykazują nieorganiczne arseniny (As(III)) i arseniany As(V) oraz ich organiczne metabolity (MMA, DMA). W przeszłości As(III) był przyczyną masowego zatrucia ryb w dolinie rzeki Clark Fork w stanie Montana (USA), gdzie na przełomie XIX i XX wieku deponowano odpady z kopalń metali nieżelaznych (Nimick and Moore 1991). Zawartości arsenu w badanych mięśniach ryb słodkowodnych z rzeki Odry były niskie i wynosiły od 0,002 do 0,375 mg kg⁻¹. Średnie zawartości As w zależności od badanego gatunku zostały podsumowane na ryc. V.6.

Uzyskane wyniki analiz As w próbkach mięśni ryb z Odry były typowe dla wartości stwierdzanych u ryb słodkowodnych w Polsce i innych krajach Unii Europejskiej (tabela V.2).



Ryc. V.6 Średnia całkowita zawartość arsenu (As) w próbkach mięśni śniętych ryb słodkowodnych wyłowionych z rzeki Odry (punkt) wraz z odchyleniem standardowym (wąsy) wyrażona w mg kg⁻¹ świeżej masy próbki (św. m.). Kolorami oznaczono sposób odżywiania a wielkością punktu – liczbę przebadanych osobników w obrębie danego gatunku

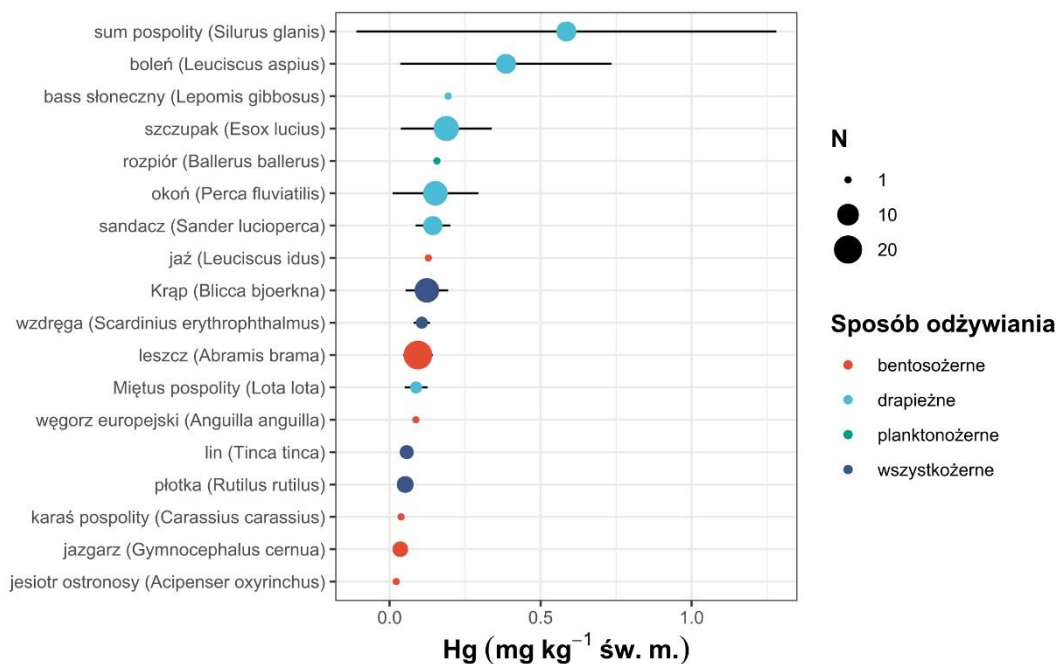
Kadm jest jednym z najbardziej toksycznych metali dla większości organizmów i ulega bioakumulacji w łańcuchu pokarmowym (ATSDR 2002). Występowanie wysokich zawartości Cd w środowisku może być spowodowane emisją pochodzącą z procesów wydobywania i obróbki rud metali nieżelaznych, głównie cynku (Birke i in. 2017). W próbkach mięśni ryb z rzeki Odry stwierdzono niskie zawartości Cd (<0,001 – 0,028 mg kg⁻¹) (ryc. V.7). W 20% analizowanych próbek zawartość Cd była niższa od granicy oznaczalności metody (LOQ). **Otrzymane wyniki były porównywalne z wcześniej uzyskiwanymi wartościami stwierdzanymi w mięśniach ryb na terenie Polski oraz innych krajów (tabela V.3) i były znacznie niższe od wartości stwierdzonych w mięśniach wzdręg (*Scardinius erythrophthalmus*) narażonych eksperymentalnie na siarczan kadmu CdSO₄ (Van Hoof and Van San 1981), co wyklucza zatrucie tym pierwiastkiem jako bezpośrednią przyczynę masowego śnięcia ryb.**



Ryc. V.7 Średnia zawartość kadmu (Cd) w próbkach mięśni śniętych ryb słodkowodnych wyłowionych z rzeki Odry (punkt) wraz z odchyleniem standardowym (wąsy) wyrażona w mg kg⁻¹ świeżej masy próbki (św. m.). Kolorami oznaczono sposób odżywiania a wielkością punktu – liczbę przebadanych osobników w obrębie danego gatunku

Rtęć jest metalem toksycznym, który ma wysoką tendencję do bioakumulacji i biomagnifikacji w łańcuchu troficznym i stanowi zagrożenie dla organizmów (Clarkson and Magos 2006; Driscoll et al. 2013). Jej obecność w powietrzu, glebie i wodzie wynika zarówno z emisji naturalnej, jak i źródeł antropogenicznych. Całkowita zawartość Hg w próbkach mięśni ryb z rzeki Odry wynosiła od 0,005 mg kg⁻¹ u wszystkożernego karpia do 1,100 mg kg⁻¹ u bolenia i 1,603 mg kg⁻¹ u suma pospolitego. Należy zaznaczyć, że oba gatunki, u których wykryto najwyższe zawartości Hg, są drapieżnikami znajdującymi się na szczycie łańcucha troficznego, przez co są szczególnie narażone na kumulację tego pierwiastka. Stwierdzone wysokie zawartości Hg w mięśniach tych dwóch drapieżników są zgodne z wynikami innych badań przeprowadzonych w Polsce (Polechoński and Dobicki 2001; Szkoda et al. 2014), w Niemczech, Czechach (Kenšová et al. 2012), gdzie wykryto zbliżone zawartości tego pierwiastka u boleni. Uzyskane maksymalne zawartości Hg w mięśniach boleni były jednak trzykrotnie niższe od wartości stwierdzonych przez Maršálek et al. (2005) u boleni ze zbiornika Skalka, który był zanieczyszczony rtęcią pochodzącą z odprowadzanych do niego ścieków przemysłowych. Wysokie stężenia Hg, które zostały wykryte w mięśniach suma pospolitego z rzeki Odry, były zbliżone do wartości uzyskanych przez Squadrone et al. (2015) u osobników tego samego gatunku odłowionych w dorzeczu Po we Włoszech oraz od stwierdzonych u sumów z rzeki Ebro w Hiszpanii (Carrasco et al. 2011). Średnie całkowite zawartości Hg w mięśniach wszystkich badanych gatunków ryb zostały zestawione na ryc. V.8. Uzyskane wyniki wykazały, że stężenia Hg w mięśniach ryb z rzeki Odry różniły się pomiędzy poszczególnymi grupami troficznymi i były zbliżone do wartości naturalnie występujących u ryb słodkowodnych z innych akwenów Polski i Europy (tabela V.4). **Należy zaznaczyć, że stwierdzone zawartości Hg w mięśniach ryb z Odry były ponad kilkadziesiąt lub kilkusetkrotnie niższe od wartości sugerujących zatrucie (10-20 mg kg⁻¹), które zostały w ustalone na podstawie badań**

eksperymentalnych oraz badania mięśni ryb podczas katastrofy w zatoce Minamata w Japonii (Niimi i Kissoon 1994).

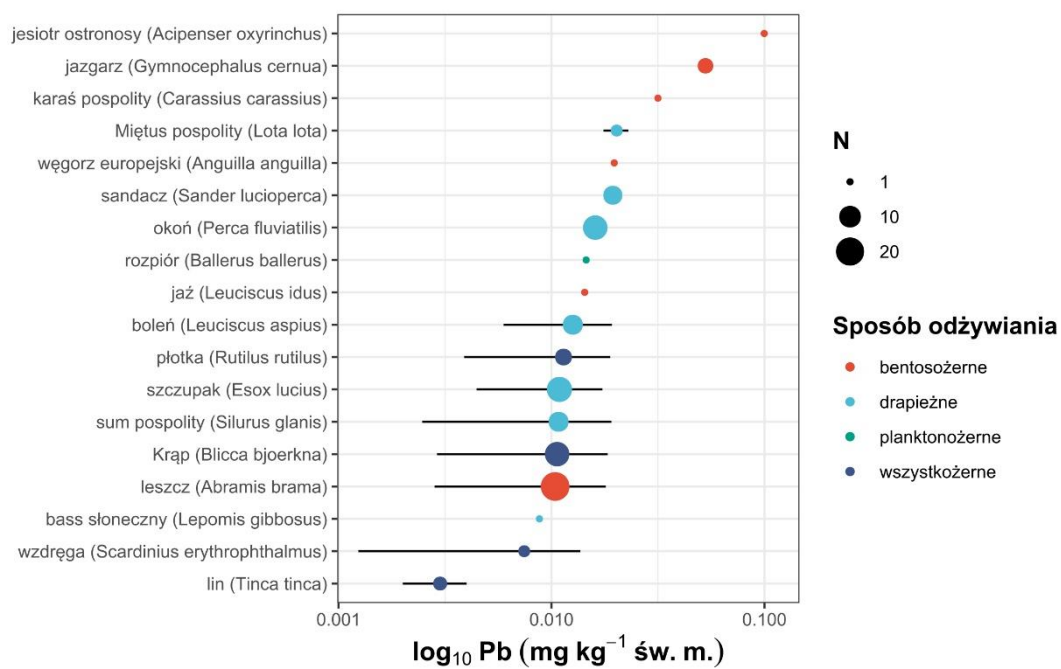


Ryc. V.8 Średnia całkowita zawartość rtęci (Hg) w próbkach mięśni śniętych ryb słodkowodnych wyłowionych z rzeki Odry (punkt) wraz z odchyleniem standardowym (wąsy) wyrażona w mg kg⁻¹ świeżej masy próbki (św. m.). Kolorami oznaczono sposób odżywiania a wielkością punktu – liczbę przebadanych osobników w obrębie danego gatunku

Ołów jest pierwiastkiem należącym do pierwiastków toksycznych i jest szeroko rozpowszechniony w przyrodzie. Metal ten nie pełni żadnej funkcji biologicznej i prowadzi do wielu niekorzystnych zmian w organizmach ludzi i zwierząt (ATSDR 2007; Carocci et al. 2016). Jego obecność w środowisku jest spowodowana w głównej mierze działalnością człowieka, w szczególności spalaniem paliw kopalnych oraz wydobywaniem i obróbką metali nieżelaznych (Pacyna et al. 2007). Zawartości Pb w mięśniach ryb z rzeki Odry wynosiły od <0,001 do 0,146 mg kg⁻¹ (ryc. V.9). **Wyniki uzyskane w przeprowadzonych badaniach były zbliżone do wyników stwierdzanych u tych samych gatunków ryb w innych rzekach oraz wodach stojących w Polsce, oraz w innych krajach (tabela V.5).**

Zakresy stężeń pozostałych badanych pierwiastków w próbkach mięśni pochodzących od poszczególnych gatunków ryb słodkowodnych z rzeki Odry zostały zestawione w tabeli V.6. Uzyskane zawartości tych pierwiastków są zbliżone do wyników badań przeprowadzonych przez innych autorów u ryb słodkowodnych w Polsce i w innych krajach (Canli et al. 1998; Olmedo et al. 2013; Rajkowska and Protasowicki 2013; Szkoda et al. 2016; Cieślik et al. 2018).

Uzyskane wyniki badań zawartości pierwiastków toksycznych oraz innych wybranych pierwiastków śladowych w mięśniach śniętych ryb z rzeki Odry są porównywalne z wartościami uzyskiwanymi w badaniach ryb słodkowodnych dotychczas przeprowadzonych w Polsce i w innych krajach, co wskazuje, że badane pierwiastki nie były przyczyną masowego zatrucia i śnięcia ryb.



Ryc. V.9 Średnia zawartość ołowiu (Pb) w próbkach mięśni śniętych ryb słodkowodnych wyłowionych z rzeki Odry (punkt) wraz z odchyleniem standardowym (wąsy) wyrażona w mg kg⁻¹ świeżej masy próbki (św. m.). Kolorami oznaczono sposób odżywiania a wielkością punktu – liczbę przebadanych osobników w obrębie danego gatunku

Tabela V.3 Średnia zawartość As (\bar{x}) w mięśniach różnych gatunków ryb słodkowodnych według dostępnych danych literaturowych (mg kg⁻¹ św. m.)

Gatunek	Obszar badań	Kraj	n	(\bar{x})	Źródło
karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0.109	Bobrowska-Korczak et al. 2021
karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	zbiornik Zator, Malopolska	Polska	6	0.025	Cieślik et al. 2018
	Neretwa	Chorwacja	12	0.038	Has-Schön et al. 2006
	Dunaj	Serbia	14	0.220 ^a	Subotić et al. 2013
leszcz (<i>Abramis brama</i>)	ryby z rynku lokalnego	Polska	14	0.097	Mielcarek et al. 2022
	zbiornik Bovan	Serbia	10	0.002	Milošković and Simić 2015
	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0.050	Bobrowska-Korczak et al. 2021
	różne rzeki Francji	France	19	0.109	Noël et al. 2013
	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	5	0.088	Szkoda et al. 2014
	Odra (ujście Warty)	Polska	14	0.080	Szkoda et al. 2014
lin (<i>Tinca tinca</i>)	Neretwa	Chorwacja	12	0.057	Has-Schön et al. 2006
miętus pospolity (<i>Lota lota</i>)	Dunaj	Serbia	20	0.310 ^a	Subotić et al. 2013
okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0.488	Mielcarek et al. 2022
	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0.350	Bobrowska-Korczak et al. 2021
płoc (<i>Rutilus rutilus</i>)	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	9	0.117	Szkoda et al. 2014
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0.264	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	57	0.093	Noël et al. 2013
sandacz (<i>Sander lucioperca</i>)	Dunaj	Serbia	10	0.057 ^a	Subotić et al. 2013
	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	8	0.169	Szkoda et al. 2014
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	1.336	Mielcarek et al. 2022
	zbiornik Bovan	Serbia	13	0.003	Milošković and Simić 2015
	różne rzeki Francji	Francja	7	0.119	Noël et al. 2013
sum (<i>Silurus glanis</i>)	Dunaj	Serbia	11	0.073 ^a	Subotić et al. 2013
	Po	Włochy	119	0.060	Squadrone et al. 2013
	zbiornik Bovan	Serbia	10	0.002	Milošković and Simić 2015
szczupak (<i>Esox lucius</i>)	zbiornik Bovan	Serbia	10	0.001	Milošković and Simić 2015
	różne rzeki Francji	Francja	6	0.175	Noël et al. 2013
węgorz atlantycki (<i>Anguilla anguilla</i>)	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0.189	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	53	0.101	Noël et al. 2013
	Neretwa	Chorwacja	12	0.101	Has-Schön et al. 2006

^a – przeliczone z wartości wyrażonych w suchej masie tkanki na podstawie współczynnika 0,3

Tabela V.4 Średnia zawartość Cd (\bar{x}) w mięśniach różnych gatunków ryb słodkowodnych według dostępnych danych literaturowych (mg kg⁻¹ św. m.)

Gatunek	Obszar badań	Kraj	n	\bar{x}	Źródło
boleń (<i>Leuciscus aspius</i>)	jeziorno Wojnowskie	Polska	7	0,012	Polechoński and Dobicki 2001
	zbiornik Věstonice	Czechy	3	0,005 ^b	Kenšová et al. 2010
karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,000	Bobrowska-Korczak et al. 2021
	Dunaj	Serbia	14	0,002 ^a	Subotić et al. 2013
karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	Zator, Malopolska	Polska	6	0,119	Cieślik et al. 2018
	Odra	Polska	70	0,001	Lidwin-Kaźmierkiewicz et al. 2009
	rzeki Serbii	Serbia	1	0,010	Milenkovic et al. 2019
	Neretwa	Chorwacja	12	0,075	Has-Schön et al. 2006
	ryby hodowlane	Słowacja	40	0,030 ^c	Andreji et al. 2006
	zbiornik Věstonice	Czechy	6	0,003 ^b	Kenšová et al. 2010
krąp (<i>Blicca bjoerkna</i>)	jeziorno Wojnowskie	Polska	9	0,026	Polechoński and Dobicki 2001
leszcz (<i>Abramis brama</i>)	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	5	0,004	Szkoda et al. 2014
	Odra (ujście Warty)	Polska	14	0,002	Szkoda et al. 2014
	jeziorno Wojnowskie	Polska	24	0,032	Polechoński and Dobicki 2001
	zalew Zemborzycki	Polska	10	0,005	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	14	0,001	Mielcarek et al. 2022
	rzeki Serbii	Serbia	1	0,010	Milenkovic et al. 2019
	jeziora łańskie i Pluszne	Polska	4	0,006 ^b	Łuczyńska and Paszczyk 2019
	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,000	Bobrowska-Korczak et al. 2021
	różne rzeki Francji	Francja	19	0,004	Noël et al. 2013
	Pojezierze Warmińsko-Mazurskie	Polska	48	0,002	Łuczyńska and Brucka-Jastrzębska 2005
	zbiornik Věstonice	Czechy	16	0,004 ^b	Kenšová et al. 2010
lin (<i>Tinca tinca</i>)	jeziora łańskie i Pluszne	Polska	6	0,001 ^b	Łuczyńska and Paszczyk 2019
	Neretwa	Chorwacja	12	0,067	Has-Schön et al. 2006
miętus (<i>Lota lota</i>)	Dunaj	Serbia	20	0,002 ^a	Subotić et al. 2013
okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	zalew Zemborzycki	Polska	10	0,006	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,006	Mielcarek et al. 2022
	jeziora łańskie i Pluszne	Polska	9	0,010 ^b	Łuczyńska and Paszczyk 2019
	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,000	Bobrowska-Korczak et al. 2021
	Pojezierze Warmińsko-Mazurskie	Polska	48	0,003	Łuczyńska and Brucka-Jastrzębska 2005

^a – przeliczone z wartości wyrażonych w suchej masie tkanki na podstawie współczynnika 0,3

^b - wartości uzyskane z wykresu oryginalnego przy użyciu oprogramowania WebPlotDigitizer

^c – średnia ważona obliczona na podstawie średnich w poszczególnych grupach badawczych

Tabela V.4 (kontynuacja)

Gatunek	Obszar badań	Kraj	n	\bar{x}	Źródło
płoc (Rutilus rutilus)	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	9	0,003	Szkoda et al. 2014
	zalew Zemborzycy	Polska	10	0,004	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,011	Mielcarek et al. 2022
	jeziora łańskie i Pluszne	Polska	6	0,002 ^b	Łuczyńska and Paszczyk 2019
	różne rzeki Francji	Francja	57	0,005	Noël et al. 2013
	Pojezierze Warmińsko-Mazurskie	Polska	48	0,002	Łuczyńska and Brucka-Jastrzębska 2005
sandacz (Sander lucioperca)	Dunaj	Serbia	10	0,002 ^a	Subotić et al. 2013
	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	8	0,001 ^a	Szkoda et al. 2014
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,003	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	7	0,001	Noël et al. 2013
	zbiornik Věstonice	Czechy	7	0,004 ^b	Kenšová et al. 2010
sum (Silurus glanis)	Dunaj	Serbia	11	0,003 ^a	Subotić et al. 2013
	Po	Włochy	119	0,010	Squadrone et al. 2013
szczupak (Esox lucius)	jezioro Wojnowskie	Polska	21	0,011	Polechoński and Dobicki 2001
	Zator, Malopolska	Polska	6	0,032	Cieślik et al. 2018
	jeziora łańskie i Pluszne	Polska	10	0,001 ^b	Łuczyńska and Paszczyk 2019
	różne rzeki Francji	Francja	6	0,001	Noël et al. 2013
	Pojezierze Warmińsko-Mazurskie	Polska	48	0,002	Łuczyńska and Brucka-Jastrzębska 2005
	zbiornik Věstonice	Czechy	3	0,004 ^b	Kenšová et al. 2010
węgorz atlantycki (Anguilla anguilla)	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,003	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	53	0,011	Noël et al. 2013
	Neretwa	Chorwacja	12	0,027	Has-Schön et al. 2006

^a – przeliczone z wartości wyrażonych w suchej masie tkanki na podstawie współczynnika 0,3

^b – wartości uzyskane z wykresu oryginalnego przy użyciu oprogramowania WebPlotDigitizer

Tabela V.5 Średnia zawartość Hg (\bar{x}) w mięśniach różnych gatunków ryb słodkowodnych według dostępnych danych literaturowych (mg kg⁻¹ św. m.)

Gatunek	Obszar badań	Kraj	n	\bar{x}	Źródło
boleń (<i>Leuciscus aspius</i>)	jezioro Wojnowskie	Polska	7	0,190	Polechoński and Dobicki 2001
	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	5	0,043	Rechulicz et al. 2018
	zbiornik Věstonice	Czechy	3	0,460 ^b	Kenšová et al. 2010
	Elba	Niemcy	6	0,672	Arroyo-Abad et al. 2016
	zanieczyszczony zbiornik Skalka	Czechy	4	3,110	Maršálek et al. 2005
karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,007	Bobrowska-Korczak et al. 2021
karaś złocisty (<i>Carassius auratus</i>)	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	7	0,012	Rechulicz et al. 2018
karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	Dunaj	Serbia	14	0,297 ^a	Subotić et al. 2013
	zbiornik Zator	Polska	6	0,055	Cieślik et al. 2018
	Odra	Polska	70	0,010	Lidwin-Kaźmierkiewicz et al. 2009
	rzeki Serbii	Serbia	1	0,160	Milenkovic et al. 2019
	Neretwa	Chorwacja	12	0,190	Has-Schön et al. 2006
	zbiornik Věstonice	Czechy	6	0,022 ^b	Kenšová et al. 2010
krąp (<i>Blicca bjoerkna</i>)	jezioro Wojnowskie	Polska	9	0,067	Polechoński and Dobicki 2001
	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	18	0,030	Rechulicz et al. 2018
leszcz (<i>Abramis brama</i>)	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	5	0,181	Szkoda et al. 2014
	Odra (ujście Warty)	Polska	14	0,133	Szkoda et al. 2014
	jezioro Wojnowskie	Polska	24	0,054	Polechoński and Dobicki 2001
	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	29	0,021	Rechulicz et al. 2018
	zalew Zemborzyci	Polska	10	0,030	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	14	0,031	Mielcarek et al. 2022
	rzeki Serbii	Serbia	1	0,080	Milenkovic et al. 2019
	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,021	Bobrowska-Korczak et al. 2021
	różne rzeki Francji	Francja	19	0,128	Noël et al. 2013
zbiornik Věstonice	Czechy	16	0,090 ^b	Kenšová et al. 2010	
lin (<i>Tinca tinca</i>)	Neretwa	Chorwacja	12	0,121	Has-Schön et al. 2006
miętus (<i>Lota lota</i>)	Dunaj	Serbia	20	0,500 ^a	Subotić et al. 2013

^a – przeliczone z wartości wyrażonych w suchej masie tkanki na podstawie współczynnika 0,3

^b – wartości uzyskane z wykresu oryginalnego przy użyciu oprogramowania WebPlotDigitizer

Tabela V.5 (kontynuacja)

Gatunek	Obszar badań	Kraj	n	\bar{x}	Źródło
okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	26	0,038	Rechulicz et al. 2018
	zalew Zemborzyci	Polska	10	0,042	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,135	Mielcarek et al. 2022
	jezioro Pluszne	Polska	10	0,162	Łuczyńska et al. 2018
	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,068	Bobrowska-Korczak et al. 2021
płoc (<i>Rutilus rutilus</i>)	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	9	0,121	Szkoda et al. 2014
	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	72	0,030	Rechulicz et al. 2018
	zalew Zemborzyci	Polska	10	0,029	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,064	Mielcarek et al. 2022
	jezioro Pluszne	Polska	10	0,072	Łuczyńska et al. 2018
	różne rzeki Francji	Francja	57	0,094	Noël et al. 2013
sandacz (<i>Sander lucioperca</i>)	Dunaj	Serbia	10	0,440 ^a	Subotić et al. 2013
	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	8	0,137	Szkoda et al. 2014
	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	6	0,028	Rechulicz et al. 2018
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,476	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	7	0,187	Noël et al. 2013
	zbiornik Věstonice	Czechy	7	0,191 ^b	Kenšová et al. 2010
sum (<i>Silurus glanis</i>)	Dunaj	Serbia	11	0,543 ^a	Subotić et al. 2013
	Po	Włochy	119	0,340	Squadrone et al. 2013
	dorzecze Po	Włochy	46	0,40-0,74	Squadrone et al. 2015
	Ebro	Hiszpania	32	1,270	Carrasco et al. 2011
szczupak (<i>Esox lucius</i>)	jezioro Wojnowskie	Polska	21	0,145	Polechoński and Dobicki 2001
	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	2	0,026	Rechulicz et al. 2018
	różne rzeki Francji	Francja	6	0,162	Noël et al. 2013
	zbiornik Věstonice	Czechy	3	0,182 ^b	Kenšová et al. 2010
węgorz atlantycki (<i>Anguilla anguilla</i>)	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,234	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	53	0,199	Noël et al. 2013
	zbiornik Koryčany	Czechy	10	0,299	Palíková and Baruš 2003
	Neretwa	Chorwacja	12	0,114	Has-Schön et al. 2006
wzdreğa (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	Polska	6	0,021	Rechulicz et al. 2018

^a – przeliczone z wartości wyrażonych w suchej masie tkanki na podstawie współczynnika 0,3

^b – wartości uzyskane z wykresu oryginalnego przy użyciu oprogramowania WebPlotDigitizer

Tabela V.6 Średnia zawartość Pb (\bar{x}) w mięśniach różnych gatunków ryb słodkowodnych według dostępnych danych literaturowych (mg kg⁻¹ św. m.)

Gatunek	Obszar badań	Kraj	n	\bar{x}	Źródło
boleń (<i>Leuciscus aspius</i>)	jezioro Wojnowskie	Polska	7	0,585	Polechoński and Dobicki 2001
	zbiornik Věstonice	Czechy	3	0,060 ^b	Kenšová et al. 2010
karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,032	Bobrowska-Korczak et al. 2021
karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	zbiornik Zator	Polska	6	0,031	Ciešlik et al. 2018
	Odra	Polska	70	0,010	Lidwin-Kaźmierkiewicz et al. 2009
	rzeki Serbii	Serbia	1	0,500	Milenkovic et al. 2019
	Neretwa	Chorwacja	12	0,317	Has-Schön et al. 2006
	ryby z hodowli	Słowacja	40	0,200 ^c	Andreji et al. 2006
	zbiornik Věstonice	Czechy	6	0,041 ^b	Kenšová et al. 2010
krąp (<i>Blicca bjoerkna</i>)	jezioro Wojnowskie	Polska	9	0,155	Polechoński and Dobicki 2001
leszcz (<i>Abramis brama</i>)	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	5	0,030	Szkoda et al. 2014
	Odra (ujście Warty)	Polska	14	0,050	Szkoda et al. 2014
	jezioro Wojnowskie	Polska	24	0,363	Polechoński and Dobicki 2001
	zalew Zemborzycy	Polska	10	0,017	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	14	0,011	Mielcarek et al. 2022
	rzeki Serbii	Serbia	1	0,170	Milenkovic et al. 2019
	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,022	Bobrowska-Korczak et al. 2021
	różne rzeki Francji	Francja	19	0,017	Noël et al. 2013
	Pojezierze Warmińsko-Mazurskie	Polska	48	0,083	Łuczyńska and Brucka-Jastrzębska 2005
zbiornik Věstonice	Czechy	16	0,024 ^b	Kenšová et al. 2010	
lin (<i>Tinca tinca</i>)	Neretwa	Chorwacja	12	0,134	Has-Schön et al. 2006
okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	zalew Zemborzycy	Polska	10	0,033	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,007	Mielcarek et al. 2022
	ryby z rynku lokalnego (Polska północna)	Polska	6	0,120	Bobrowska-Korczak et al. 2021
	Pojezierze Warmińsko-Mazurskie	Polska	48	0,098	Łuczyńska and Brucka-Jastrzębska 2005

^b – wartości uzyskane z wykresu oryginalnego przy użyciu oprogramowania WebPlotDigitizer

^c – średnia ważona obliczona na podstawie średnich w poszczególnych grupach badawczych

Tabela V.6 (kontynuacja)

Gatunek	Obszar badań	Kraj	n	\bar{x}	Źródło
płóć (<i>Rutilus rutilus</i>)	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	9	0,010	Szkoda et al. 2014
	zalew Zemborzycy	Polska	10	0,027	Dobrowolski and Skowrońska 2001
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,006	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	57	0,059	Noël et al. 2013
	Pojezierze Warmińsko-Mazurskie	Polska	48	0,094	Łuczyńska and Brucka-Jastrzębska 2005
sandacz (<i>Sander lucioperca</i>)	Odra (na wysokości Wrocławia)	Polska	8	0,007	Szkoda et al. 2014
	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,005	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	7	0,008	Noël et al. 2013
	zbiornik Věstonice	Czechy	7	0,010 ^b	Kenšová et al. 2010
sum (<i>Silurus glanis</i>)	Po	Włochy	119	0,040	Squadrone et al. 2013
szczupak (<i>Esox lucius</i>)	jezioro Wojnowskie	Polska	21	0,336	Polechoński and Dobicki 2001
	różne rzeki Francji	Francja	6	0,004	Noël et al. 2013
	Pojezierze Warmińsko-Mazurskie	Polska	48	0,084	Łuczyńska and Brucka-Jastrzębska 2005
	zbiornik Věstonice	Czechy	3	0,019 ^b	Kenšová et al. 2010
węgorz atlantycki (<i>Anguilla anguilla</i>)	ryby z rynku lokalnego	Polska	10	0,011	Mielcarek et al. 2022
	różne rzeki Francji	Francja	53	0,024	Noël et al. 2013
	Neretwa	Chorwacja	12	0,112	Has-Schön et al. 2006

^b – wartości uzyskane z wykresu oryginalnego przy użyciu oprogramowania WebPlotDigitizer

Tabela V.7 Zakres zawartości badanych pierwiastków w mięśniach ryb z rzeki Odry (mg kg⁻¹)

Gatunek	n	Ba	Cr	Zn	Al	Co	Mg
bass słoneczny (<i>Lepomis gibbosus</i>)	1	0.027	0.009	7.175	2.447	0.006	240.5
boleń (<i>Leuciscus aspius</i>)	8	0.003 - 0.137	0.001 - 0.042	0.308 - 9.217	0.028 - 1.514	0.001 - 0.013	6.580 - 280.5
jazgarz (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	4	0.136 - 1.158	0.005 - 0.052	7.577 - 26.094	0.251 - 4.195	0.004 - 0.012	192.4 - 351.7
jaź (<i>Leuciscus idus</i>)	1	0.048	0.027	2.944	0.499	0.001	314.6
jesiotr ostronosy (<i>Acipenser oxyrinchus</i>)	1	1.247	0.105	11.40	59.69	0.035	170.4
karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	1	0.764	0.01	15.47	0.386	0.004	351.0
karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	9	0.005 - 0.013	0.002 - 0.165	2.117 - 34.08	0.122 - 0.638	0.001 - 0.006	217.0 - 328.2
kleń (<i>Squalius cephalus</i>)	10	0.035 - 0.539	0.005 - 0.056	2.796 - 7.336	0.285 - 3.899	0.002 - 0.011	186.6 - 357.8
krąp (<i>Blicca bjoerkna</i>)	14	0.042 - 0.664	0.003 - 0.045	2.725 - 7.430	0.153 - 2.075	0.001 - 0.057	120.1 - 360.9
leszcz (<i>Abramis brama</i>)	21	0.007 - 0.301	0.001 - 0.043	0.198 - 18.46	0.064 - 2.153	0.001 - 0.055	22.83 - 381.0
lin (<i>Tinca tinca</i>)	3	0.023 - 0.106	0.005 - 0.018	3.451 - 4.604	0.219 - 3.382	0.004 - 0.008	198.5 - 279.7
miętus pospolity (<i>Lota lota</i>)	2	0.399 - 0.488	0.014 - 0.016	11.07 - 11.27	1.199 - 5.202	0.005 - 0.008	254.5 - 308.7
okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	14	0.018 - 3.425	0.003 - 0.048	3.475 - 30.09	0.382 - 6.165	0.002 - 0.015	132.3 - 693.0
płoc (<i>Rutilus rutilus</i>)	5	0.012 - 0.381	0.001 - 0.034	0.240 - 10.54	0.037 - 0.935	0.001 - 0.022	18.58 - 296.0
rozpiór (<i>Ballerus ballerus</i>)	1	0.438	0.023	7.101	3.218	0.006	314.0
sandacz (<i>Sander lucioperca</i>)	7	0.002 - 0.220	0.001 - 0.054	0.513 - 7.579	0.086 - 12.86	<0.001 - 0.011	26.96 - 359.8
sum pospolity (<i>Silurus glanis</i>)	8	0.010 - 0.100	0.004 - 0.09	2.658 - 9.871	0.256 - 8.677	0.002 - 0.018	207.0 - 314.4
szczupak (<i>Esox lucius</i>)	15	0.004 - 0.075	0.002 - 1.058	2.330 - 33.797	0.073 - 4.934	0.001 - 0.016	99.60 - 340.5
węgorz europejski (<i>Anguilla anguilla</i>)	1	0.102	0.018	17.32	0.420	0.025	130.75
wzdreğa (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	2	0.048 - 0.104	0.004 - 0.005	3.473 - 4.595	0.492 - 1.704	0.003 - 0.01	177.93 - 342.1

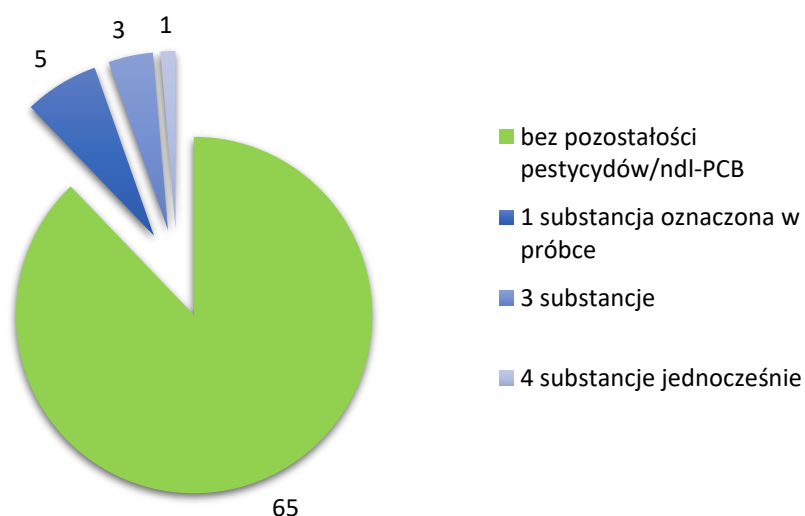
Tabela V.7 (kontynuacja)

Gatunek	n	Mn	Cu	Ni	Se	V
bass słoneczny (<i>Lepomis gibbosus</i>)	1	0.157	0.430	0.010	0.280	0.006
boleń (<i>Leuciscus aspius</i>)	8	0.007 - 0.222	0.016 - 0.695	0.002 - 0.033	0.011 - 0.376	<0.001 - 0.006
jazgarz (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	4	0.519 - 3.153	0.142 - 0.37	0.012 - 0.033	0.314 - 0.450	0.004 - 0.025
jaź (<i>Leuciscus idus</i>)	1	0.147	0.114	0.017	0.801	<0.001
jesiotr ostronosy (<i>Acipenser oxyrinchus</i>)	1	4.542	0.995	0.098	0.532	0.131
karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	1	1.797	0.360	0.013	0.219	0.033
karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	9	0.09 - 0.296	0.091 - 0.426	<0.001 - 0.046	0.024 - 0.259	<0.001 - 0.003
kleń (<i>Squalius cephalus</i>)	10	0.042 - 1.012	0.116 - 0.22	0.006 - 0.054	0.152 - 0.309	<0.001 - 0.010
krąp (<i>Blicca bjoerkna</i>)	14	0.068 - 1.215	0.108 - 0.437	0.007 - 0.051	0.055 - 0.745	<0.001 - 0.013
leszcz (<i>Abramis brama</i>)	21	0.008 - 0.186	0.008 - 0.712	0.002 - 0.061	0.041 - 0.94	<0.001 - 0.006
lin (<i>Tinca tinca</i>)	3	0.06 - 0.434	0.201 - 0.408	0.012 - 0.015	0.213 - 0.418	<0.001 - 0.002
miętus pospolity (<i>Lota lota</i>)	2	1.658 - 2.122	0.169 - 0.219	0.014 - 0.016	0.362 - 0.431	0.011 - 0.028
okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	14	0.049 - 11.48	0.104 - 0.308	0.009 - 0.044	0.250 - 0.549	<0.001 - 0.052
płoc (<i>Rutilus rutilus</i>)	5	0.015 - 0.361	0.01 - 0.53	0.002 - 0.043	0.028 - 0.621	<0.001 - 0.006
rozpiór (<i>Ballerus ballerus</i>)	1	0.464	0.286	0.011	0.229	0.006
sandacz (<i>Sander lucioperca</i>)	7	0.01 - 1.375	0.014 - 0.234	0.001 - 0.037	0.040 - 0.331	<0.001 - 0.023
sum pospolity (<i>Silurus glanis</i>)	8	0.096 - 0.604	0.083 - 0.308	0.002 - 0.096	0.159 - 0.357	<0.001 - 0.017
szczupak (<i>Esox lucius</i>)	15	0.043 - 0.623	0.076 - 0.228	0.005 - 0.467	0.044 - 0.505	<0.001 - 0.007
węgorz europejski (<i>Anguilla anguilla</i>)	1	0.780	0.348	0.013	0.560	0.003
wzdreğa (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	2	0.088 - 0.16	0.152 - 0.159	0.011 - 0.012	0.226 - 0.342	<0.001 - 0.001

WYNIKI BADAŃ ZAWARTOŚCI PESTYCYDÓW

Pestycydy i ndl-PCB ekstrahowano z próbki mięśni ryb roztworem 1% kwasu octowego w acetonitrylu. Ekstrakt poddano oczyszczaniu techniką dyspersyjnej ekstrakcji do fazy stałej (d-SPE). Ekstrakt po przefiltrowaniu analizowano w chromatografii cieczowym sprzężonym z tandemowym spektrometrem mas (LC-MS/MS). Pozostałą część ekstraktu po kolejnym oczyszczaniu techniką d-SPE i zagęszczeniu analizowano w chromatografii gazowym sprzężonym z tandemowym spektrometrem mas (GC-MS/MS).

Jedynie około 11% próbek zbadanych mięśni śniętych ryb z Odry zawierało pozostałości pestycydów lub ndl-PCB w stężeniach powyżej granic oznaczalności metody badawczej (ryc. V.10).



Ryc. V.10 Liczba zbadanych próbek mięśni śniętych ryb słodkowodnych wyłowionych z rzeki Odry, w których nie stwierdzono pozostałości badanych pestycydów/ndl-PCB oraz w których stwierdzono jedną, trzy lub cztery substancje jednocześnie

łącznie w próbkach martwych ryb oznaczono pozostałości 1 pestycydu (*p,p'*-DDE) oraz 3 kongenerów ndl-PCB (PCB 138, PCB 153 i PCB 180), co stanowi zaledwie 2% spośród całego zakresu badanych substancji. Szczegółowe wyniki analiz z informacją o sumarycznej liczbie zbadanych próbek ryb danego gatunku, liczbie próbek, w których oznaczono pozostałości pestycydów i ndl-PCB oraz poziomach oznaczonych stężeń zamieszczono w tabeli V.1.

p,p'-DDE jest końcowym metabolitem DDT, insektycydu chloroorganicznego wycofanego ze stosowania kilkadziesiąt lat temu. Zarówno insektycydy chloroorganiczne, jak i polichlorowane bifenyle to ksenobiotyki charakteryzujące się znaczną trwałością w środowisku, które ze względu na swoją lipofilność wykazują zdolność kumulowania się w tkankach tłuszczowych. Produkty rozpadu DDT wciąż jeszcze obecne są w środowisku, przez co jego pozostałości stwierdzane są u zwierząt dziko żyjących, zwłaszcza u ryb i zwierząt łownych (dziki, sarny i jelenie).

Zawartość *p,p'*-DDE stwierdzono w ośmiu próbkach śniętych ryb z Odry, w mięśniach gatunków tj. boleń, krąp, leszcz i szczupak. Najwyższe stwierdzone stężenie *p,p'*-DDE w mięśniach śniętych ryb wyniosło 0,026 mg/kg. Kongenery PCB 138 oraz PCB 153 oznaczono w trzech próbkach mięśni ryb tj. boleń i krąp, podczas gdy PCB 180 oznaczono dodatkowo w jednej z próbek krąpia. Kongenery ndl-PCB stwierdzono maksymalnie w stężeniu 0,014 mg/kg.

Zarówno stopień, jak i poziom zanieczyszczenia mięśni śniętych ryb z rzeki Odry przez p,p'-DDE jest niski. Badania ryb słodkowodnych z polskich rzek i jezior prowadzone w latach 2011-2012 wykazywały powszechne zanieczyszczenie ryb przez DDT i jego metabolity, wśród których dominujący wkład miał stwierdzany wówczas we wszystkich próbkach mięśni p,p'-DDE (Niewiadowska i in. 2014). Oznaczone w aktualnie prowadzonych badaniach poziomy stężenie p,p'-DDE w próbkach mięśni śniętych ryb z Odry są porównywalne z poziomami stężeń tej samej substancji stwierdzanymi w mięśniach ryb złowionych w Odrze we Wrocławiu w latach 2011-2012 (Niewiadowska i in. 2014).

Analogicznie przedstawia się porównanie aktualnych wyników analiz ndl-PCB z wynikami badań ryb słodkowodnych w Polsce prowadzonymi w latach 2011-2012. Kongenery PCB 138, PCB 153 i PCB 180 były najczęściej stwierdzanymi kongenerami ndl-PCB w próbkach mięśni ryb słodkowodnych z polskich rzek i jezior w latach 2011-2012 (Niewiadowska i in. 2014) a obecnie są już jedynymi oznaczanymi kongenerami ndl-PCB.

Uzyskane wyniki analiz p,p'-DDE i ndl-PCB w próbkach mięśni ryb z Odry należy uznać za typowe dla wartości stwierdzanych u ryb słodkowodnych w Polsce.

Analiza 260 pozostałych badanych pestycydów w przebadanych próbkach mięśni śniętych ryb z Odry wykazała, że ich stężenia nie przekraczają granicy oznaczalności stosowanej metody. Na podstawie tych badań należy wykluczyć również te substancje jako ewentualną przyczynę katastrofy ekologicznej.

Tabela V.8 Zawartość pestycydów oraz ndl-PCB oznaczonych w próbkach mięśni śniętych ryb z Odry

Gatunek ryby	Liczba próbek		Średnie stężenie oznaczonych substancji (min – max), mg kg ⁻¹ św. m.			
	zbadanych	z pozostałymi ościami	PCB 138	PCB 153	PCB 180	p,p'-DDE
Boleń (<i>Leuciscus aspius</i>)	4	2	0,013 (0,012 – 0,014)	0,012 (0,01 – 0,014)	-	0,021 (0,015 – 0,026)
Jesiotr ostroń (<i>Acipenser oxyrinchus</i>)*	1	-	-	-	-	-
Karaś pospolity (<i>Carassius carassius</i>)	2	-	-	-	-	-
Karp (<i>Cyprinus carpio</i>)	6	-	-	-	-	-
Kleń (<i>Squalius cephalus</i>)	6	-	-	-	-	-
Krąp (<i>Blicca bjoerkna</i>)	9	3	0,011	0,012	0,010	0,016 (0,010 – 0,021)
Leszcz (<i>Abramis brama</i>)	20	2	-	-	-	0,015 (0,014 – 0,015)
Lin (<i>Tinca tinca</i>)	1	-	-	-	-	-
Okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	5	-	-	-	-	-
Płoc (<i>Rutilus rutilus</i>)	5	-	-	-	-	-
Rozpiór (<i>Ballerus ballerus</i>)	1	-	-	-	-	-
Sandacz (<i>Sander lucioperca</i>)	4	-	-	-	-	-
Sum pospolity (<i>Silurus glanis</i>)	3	-	-	-	-	-
Szczupak (<i>Esox lucius</i>)	6	1	-	--	-	0,012

* - narybek w całości

WYNIKI BADAŃ ZAWARTOŚCI TOKSYN PLEŚNIOWYCH I INNYCH ZWIĄZKÓW TOKSYCZNYCH

Toksyny pleśniowe oraz inne związki toksyczne były analizowane techniką chromatografii cieczowej z tandemową spektrometrią mas (LC-MS/MS) według metodyki opisanej przez Sella i in. (2018). W przebadanych próbkach nie wykryto analitów powyżej granicy oznaczalności stosowanej metody badawczej (tabela V.9), co prowadzi do wniosku, że przebadane substancje nie były przyczyną zatrucia ryb.

Tabela V.9 Granice oznaczalności dla analizowanych substancji

Grupa Związków	Analit	Granica oznaczalności (µg/kg)
Rodentycydy	Bromadiolon	50
	Brodifakum	50
	Chloraloza	50
	Chlorfacynon	50
	Difacynon	50
	Difenakum	50
	Difetialon	50
	Flokumafen	50
	Kumatetraryl	50
	Kumachlor	50
	Strychnina	50
	Warfaryna	50
	Mykotoksyny	Aflatoksyna B1, B2, G1, G2
Deoksyniwalenol		500
Ochratoksyna A		50
Toksyna T2, HT-2		50
Sterigmatocystyna		50
Pestycydykarbaminianowe	Aldikarb	50
	Dioksakarb	50
	Karbaryl	50
	Karbofuran	50
	Metiokarb	50
	Oksamyl	50
	Piryfikarb	50
	Propoksur	50
	Bendiokarb	250

WYNIKI BADAŃ SKAŻEŃ PROMIENIOTWÓRCZYCH ORAZ DIOKSYN I TRWAŁYCH ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH

Izotopy promieniotwórcze cezu (Cs-134 oraz Cs-137) oznaczono metodą spektrometrii promieniowania gamma. Do oznaczania PCDD, PCDF, dl-PCB i ndl-PCB oraz PBDE zastosowano metodę opartą na technice rozcieńczeń izotopowych (IDMS) z użyciem do detekcji i ilościowego oznaczania wysokorozdzielczej chromatografii gazowej sprzężonej z wysokorozdzielczą spektrometrią mas (HRGC-HRMS). Związki perfluorowane oznaczano z wykorzystaniem chromatografii cieczowej z tandemową spektrometrią mas (LC-MS/MS). Zastosowane metody badawcze objęte są zakresem akredytacji Zakładu Radiobiologii PIWet-PIB nr AB 957 oraz regularnie sprawdzane w badaniach biegłości

organizowanych przez Międzynarodową Agencję Energii Atomowej (MAEA) oraz Europejskie Laboratorium Referencyjne ds. TZO w paszach i żywności (Fryburg, Niemcy).

Skazenia promieniotwórcze

Wartości stężeń promieniotwórczych Cs-137 i Cs-134 w badanych próbkach były niskie (tabela V.10) oraz odpowiadające średniemu poziomowi oznaczanego w próbkach ryb krajowych (Raport PAA, 2021).

Tabela. V.10 Stężenia promieniotwórcze próbek ryb odłowionych z rzeki Odry

Gatunek	Wyniki
Sum	¹³⁴ Cs <0,24 Bq/kg ¹³⁷ Cs 0,27 ± 0,11 Bq/kg
Jesiotr (narybek)	¹³⁴ Cs <0,16 Bq/kg ¹³⁷ Cs <0,19 Bq/kg

Oznaczone aktywności promieniotwórcze były zdecydowanie poniżej ustalonej w prawie krajowym i unijnym wartości 1250 Bq/kg. (Dz.U. 2004 nr 98 poz. 987; OJ L 13/, 20.1.2016) Nie stwarzały więc zagrożenia dla potencjalnych konsumentów.

Dioksyny i PCB

Otrzymane próbki poddano badaniom w kierunku zawartości 35 kongenerów dioksyn (PCDD/PCDF) i PCB. Wynik zawartości dioksyn i dl-PCB stanowi sumę iloczynów stężeń 29 toksycznych kongenerów PCDD, PCDF i dl-PCB i przypisanych im współczynników toksyczności (WHO-TEF₂₀₀₅) ustalonych przez Światową Organizację Zdrowia zaś wyniki dla ndl-PCB podano jako sumę stężeń sześciu kongenerów PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180). Wyniki badań przedstawiono wraz z określeniem niepewności rozszerzonej (U) przy użyciu współczynnika rozszerzenia 2, który daje dokładność wyniku na poziomie około 95% (tabela V.11).

Tabela V.11 Poziomy dioksyn i PCB w próbkach ryb odłowionych z rzeki Odry

Gatunek	PCDD/PCDF	PCDD/PCDF/ dl-PCB	ndl-PCB
	pg WHO-TEQ/g świeżej masy		ng/g świeżej masy
Najwyższy dopuszczalny limit*	3,5	6,5	125
sum	4,98±0,71	26,03 ± 5,73	237,82 ± 53,91
jesiotr	0,12 ± 0,02	0,16 ± 0,04	0,47 ± 0,11
leszcz	0,72 ± 0,10	0,95 ± 0,21	6,53 ± 1,48
boleń	1,90 ± 0,27	4,50 ± 0,99	52,26 ± 11,85
kleń	0,30 ± 0,04	1,10 ± 0,24	12,42 ± 2,82
leszcz	0,25 ± 0,04	0,41 ± 0,09	4,60 ± 1,04
sandacz	0,04 ± 0,01	0,12 ± 0,03	1,47 ± 0,33

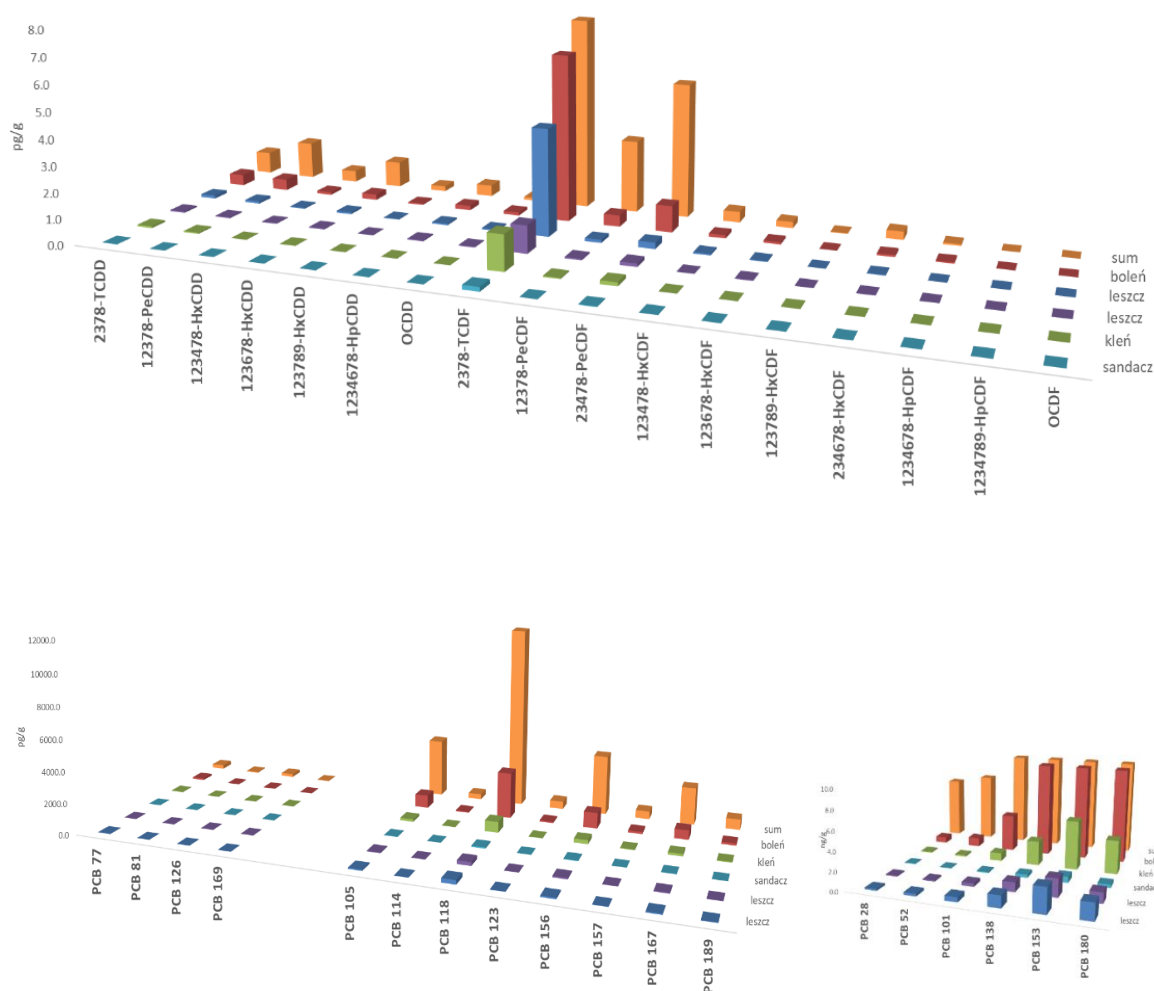
*- Rozporządzenie 1259/2011 KE, OJ L 320, 3.12.2011, p. 18–23

Stwierdzono podwyższone poziomy dioksyn, dl- i ndl-PCB w tkance mięśniowej suma. Oznaczone stężenia przekraczały najwyższe dopuszczalne poziomy wyznaczone w Rozporządzeniu KE nr

1259/2011 (DZ.U. L 320 z 3.12.2011 str. 18-23). Wysokie poziomy dioksyn i związków pokrewnych oznaczone w próbkach pobranych od suma mogły wynikać z zajmowanego przez ten gatunek poziomu w łańcuchu troficznym (ryba drapieżna), długości życia oraz behawioru (bytowanie w głębokich jamach).

W pozostałych badanych próbkach poziomy stanowiły od 1,14% do 54% najwyższego dopuszczalnego poziomu dla dioksyn oraz od 1,2% do 69% dla sumy dioksyn i polichlorowanych bifenyli o właściwościach podobnych do dioksyn oraz (1259/2011/UE). Poziomy niedioksynopodobnych polichlorowanych bifenyli (ndl-PCB) były również niskie i ich stężenie oznaczono zakresie od 1,2% do 42% najwyższego dopuszczalnego limitu (KE nr 1259/2011).

Na rycinie V.11 przedstawiono profil kongenerów dioksyn i PCB oznaczonych w badanych próbkach ryb. Profil kongenerów to graficzne przedstawienie stężenia poszczególnych kongenerów, które umożliwia porównanie i ustalenie potencjalnego źródła zanieczyszczenia.



Ryc. V.11 Profil kongenerów PCDD/PCDF oraz PCB w próbkach ryb z Odry

We wszystkich badanych gatunkach dominującymi kongenerami były 2,3,7,8-TCDF oraz 2,3,4,7,8-PeCDF, które są charakterystyczne dla ryb słodkowodnych wolnożyjących (Mikolajczyk i in., 2021). Źródłem tych kongenerów mogą być procesy spalania (Cleverly i in., 1997). W próbkach ryb stwierdzono również obecność kongenerów PCB 118 i PCB 105, których źródłem mogą być preparaty techniczne zawierające PCB, stosowane w przeszłości (Aloclor 1254, 1248, Clophen A 40, Sovol). Mogą

one również być uwalniane do środowiska w wyniku emisji w procesach metalurgicznych, z piecy cementowych, elektrowni węglowych oraz spalarni odpadów medycznych (Ba i in., 2009, Cleverly i in., 1997. Źródłem kongeneru PCB 156 może być emisja z przemysłu metalurgicznego (produkcja stali). Ryby zgromadziły najwięcej wysokochlorowanych ndl-PCB (PCB-138, PCB-153 i PCB-180), z wyjątkiem suma, w którym stwierdzono wysoką zawartość wszystkich badanych kongenerów ndl-PCB.

PBDE

W próbkach ryb z rzeki Odry oznaczono 11 związków z polibromowanymi difenylesterami (PBDE), należących do bromowanych uniepalniaczy:

1. 2,2',4-tribromodifenylester (BDE-28);
2. 2,2',4,4'-tetrabromodifenylester (BDE-47);
3. 2,2',4,5'-tetrabromodifenylester (BDE-49);
4. **3,3',4,4'-tetrabromodifenylester** (BDE-77);
5. 2,2',4,4',5-pentabromodifenylester (BDE-99);
6. 2,2',4,4',6-pentabromodifenylester (BDE-100);
7. 2,2',3,4,4',5'-heksabromodifenylester (BDE-138);
8. 2,2',4,4',5,5'-heksabromodifenylester (BDE-153);
9. 2,2',4,4',5,6'-heksabromodifenylester (BDE-154);
10. 2,2',3,4,4',5',6-heptabromodifenylester (BDE-183);
11. 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekabromodifenylester (BDE-209).

Komisja Europejska nie wprowadziła do chwili obecnej najwyższych dopuszczalnych limitów dla PBDE w żywności, natomiast zaleca monitorowanie ich obecności w żywności (Zalecenie KE nr 2014/118/UE). W 2011 roku Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności (EFSA) przygotował opinię naukową, w której oszacował narażenie Europejczyków na PBDE; zwraca w niej uwagę, że konsumenci ryb, szczególnie tłustych są, w wyższym stopniu narażeni na toksyczne PBDE (EFSA, 2011).

Tabela V.12 Poziomy PBDE w próbkach ryb odłowionych z rzeki Odry

Gatunek	PBDE										
	BDE-28	BDE-47	BDE-49	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
	<i>ng/g świeżej masy</i>										
sum	0,309	14,432	0,448	0,014	1,315	2,827	0,016	2,208	2,437	0,209	0,074
jesiotr	0,001	0,014	0,004	0,000	0,007	0,004	0,001	0,002	0,003	0,003	0,017
leszcz	0,011	0,257	0,024	0,001	0,003	0,054	0,001	0,022	0,066	0,003	0,032
boleń	0,090	1,633	0,116	0,001	0,004	0,378	0,001	0,119	0,286	0,003	0,043
kleń	0,018	0,128	0,020	0,000	0,003	0,062	0,001	0,033	0,049	0,003	0,127
leszcz	0,004	0,145	0,011	0,000	0,003	0,034	0,001	0,013	0,034	0,003	0,023
sandacz	0,001	0,036	0,004	0,000	0,012	0,010	0,001	0,003	0,007	0,003	0,033

Związki perfluorowane PFAS

Badaniami objęto następujące związki perfluorowane:

1. kwas perfluoroheksanowy (PFHxA);
2. kwas perfluoroheptanowy (PFHpA);
3. kwas perfluorooktanowy (PFOA);
4. kwas perfluorononanowy (PFNA);
5. kwas perfluorodekanowy (PFDA);
6. kwas perfluoroundekanowy (PFUnDA);
7. kwas perfluorododekanowy (PFDoDA);
8. kwas perfluorobutasulfonowy (PFBS);
9. kwas perfluoropentanasulfonowy (PFPeS);
10. kwas perfluoroheksasulfonowy (PFHxS);
11. kwas perfluoroheptasulfonowy (PFHpS);
12. kwas perfluorooktasulfonowy (PFOS).

Oznaczone stężenia były niskie, szczegółowe wyniki oznaczeń przedstawiono w tabeli 4. W dniu 24 sierpnia 2022 roku Komisja Europejska opublikowała Zalecenie obligujące kraje członkowskie do prowadzenia monitoringu PFAS w żywności i paszach (Zalecenie nr 2022/1431, *DZ.U. L 221, 26.8.2022, p. 105–109*). Natomiast trwają prace związane z wprowadzeniem maksymalnych dopuszczalnych limitów dla związków perfluorowanych w żywności, wprowadzone zostaną zmiany do załącznika Rozporządzenia (WE) nr 1881/2006. Limity zostaną wprowadzone dla następujących związków perfluorowanych (PFAS): kwasu perfluorooktanosulfonowego (PFOS), kwasu perfluorooktanowego (PFOA), kwasu perfluorononanowego (PFNA) i kwasu perfluoroheksanosulfonowego (PFHxS), a także sumy ich stężeń. Ma to bezpośredni związek z ustalenia przez EFSA w opinii naukowej z 2020 roku wartości tolerowanego pobrania tygodniowego (TWI) dla sumy ww. związków na poziomie 4,4 ng/kg m.c. (EFSA, 2020). Proponowane limity dla sumy 4 PFAS zawierają się w zakresie 2-45 µg/kg świeżej masy. Odnosząc uzyskane wyniki do proponowanych limitów, nie stwierdzono przekroczeń.

Tabela V.13. Poziomy związków perfluorowanych w próbkach ryb odłowionych z rzeki Odry

L.p.	Gatunek	PFAS												suma upperbound PFHxS, PFOA, PFNA, PFOS	suma lower bound PFHxS, PFOA, PFNA, PFOS	
		PFBS	PFHxA	PFHpA	PFHxS	PFOA	PFNA	L-PFOS	B-PFOS	PFDA	PFPeS	PFHpS	PFUnDA			PFDoDA
		µg/kg świeżej masy														
1	sum	0,005	<0,045	<0,056	<0,020	<0,063	<0,053	0,663	<0,035	0,183	<0,020	<0,014	0,170	0,165	0,83±0,17	0,66±0,13
2	jesiotr (narybek)	0,006	<0,045	<0,056	0,043	0,084	<0,053	0,303	<0,035	<0,054	<0,020	<0,014	0,078	<0,053	0,52±0,10	0,43±0,09
3	leszcz	0,005	<0,045	<0,056	0,0359	<0,063	<0,053	1,812	0,132	0,155	<0,020	<0,014	0,131	0,125	2,10±0,90	1,98±0,85
4	boleń	0,005	<0,045	<0,056	0,0217	<0,063	0,126	4,939	0,191	1,093	<0,020	<0,014	1,49	0,658	5,34±1,07	5,28±1,06
5	kleń	0,004	<0,045	<0,056	<0,020	<0,063	<0,053	0,709	0,046	0,224	<0,020	<0,014	0,367	0,144	0,89±0,18	0,76±0,15
6	leszcz	0,005	<0,045	<0,056	0,0227	<0,063	0,074	1,502	0,099	0,212	<0,020	<0,014	0,283	0,115	1,76±0,76	1,7±0,73
7	sandacz	0,005	<0,045	<0,056	0,0359	<0,063	<0,053	1,812	0,132	0,155	<0,020	<0,014	0,131	0,125	2,59±0,52	2,46±0,49

Wyniki badań wstępnych wskazują na obecność związków z grupy Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych w próbkach ryb z Odry. Niektóre gatunki, ze względu na zajmowane miejsce w łańcuchu troficznym, powinny zostać objęte badaniami monitoringowymi ze względu na podwyższoną zawartość dioksyn i związków pokrewnych (sum, boleń).

Wyniki badań wstępnych pozwalają na stwierdzenie, że badane związki nie były przyczyną śnięcia ryb. Jednak obecność ich w środowisku bytowania oraz narażenie chroniczne na taką mnogość zanieczyszczeń chemicznych może negatywnie wpływać na bytujące w Odrze organizmy.

PODSUMOWANIE

Przeprowadzone na szeroką skalę badania dostarczonych próbek ryb, obejmujące zarówno badanie sekcyjne i kliniczne, jak i badanie skażeń chemicznych, nie wskazały przyczyny śnięcia ryb. Prawdopodobny gwałtowny przebieg śnięcia spowodował, że nie zdążyły się u tych zwierząt wodnych rozwinąć objawy kliniczne ani zmiany anatomopatologiczne, świadczące o przyczynie tych zaburzeń. Przeprowadzone na niespotykaną do tej pory skalę badania toksykologiczne (analiza próbek pod kątem występowania w nich łącznie ponad 300 substancji chemicznych oraz pierwiastków śladowych) wykazały, że stężenia ww. substancji w przesłanych próbkach nie odbiegają od poziomów charakterystycznych dla skażenia środowiska naturalnego w rzekach w Polsce. Na podstawie aktualnej wiedzy toksykologicznej można zatem wykluczyć, że ww. związki były przyczyną zatrucia i śnięcia ryb. Powyższe wnioski można wysnuć zarówno na podstawie wieloletnich badań oraz doświadczenia ekspertów PIWet-PIB, jak również dokonanego przeglądu dostępnego piśmiennictwa naukowego.

Należy jednak podkreślić, że nie można wykluczyć innej okoliczności lub działania innej substancji spoza zakresu zastosowanych metod badawczych, która mogła przyczynić się do śmierci ryb.

WYNIKI BADAŃ PRÓBEK PRZEKAZANYCH UCZELNIOM WYŻSZYM

Gatunki ryb: leszcz (*Abramis brama*), kleń (*Squalius cephalus*)

Podsumowanie:

Badaniem sekcyjnym i histopatologicznym przesłanych ryb stwierdzono obecność zaburzeń w krążeniu z uogólnioną wybroczynowością, z towarzyszącą niekiedy wielonarządową reakcją zapalną, co może wskazywać na obecność wstrząsu. Przyczyna wstrząsu jest trudna do określenia, jednak z uwagi na stwierdzone zmiany, pod uwagę wziąć należy przede wszystkim wstrząs osmotyczny z towarzyszącą hipoksją. Wstrząs osmotyczny mógł wynikać ze zmiany parametrów fizykochemicznych środowiska wodnego, wynikających np. ze zmiany pH, temperatury, stężenia tlenu rozpuszczonego, czy zasolenia. Natomiast stwierdzone badaniem makroskopowym i mikroskopowym zmiany w skrzelach u wszystkich ryb miały bezpośredni wpływ na zaburzenia wymiany tlenu w nabłonku oddechowym z następową hipoksją. Z uwagi na obecność w skrzelach stadiów rozwojowych alg należy przypuszczać, że zmiany patomorfologiczne stwierdzone w skrzelach mogły być następstwem działania toksyn wytwarzanych przez algi, co spowodowało hipoksję. Stwierdzone w centralnym i obwodowym układzie nerwowym zmiany mogły być następstwem rozwijającego się wstrząsu osmotycznego, hipoksji lub być wynikiem działania innych czynników (czynniki infekcyjne, toksyny np. wytwarzane przez algi). Stwierdzona infestacja pasożytnicza ma natomiast charakter niezależny.

Gatunki ryb: sandacz (*Sander lucioperca*), boleń (*Leuciscus aspius*), sum (*Silurus glanis*), leszcz (*Abramis brama*)

Podsumowanie:

Przyczyną stwierdzonych zmian sekcyjnych ryb było nagłe pogorszenie parametrów fizyczno-chemicznych wody. Stwierdzone zmiany powinny być rozpatrywane w kontekście uzyskanych w tym okresie wyników badań parametrów wody.

Zmiany patologiczne w narządach mięsżowych oraz zmiany zaobserwowane w skrzelach i na powłokach ciała można interpretować jako zespół zmian postresowych, które doprowadziły wtórnych zakażeń bakteryjnych o charakterze ogólnym.

Wszystkie opisane zmiany histopatologiczne w narządach ryb wskazują na toczące się w organizmie procesy chorobowe, nie dając jednoznacznej informacji, co do pierwotnej ich przyczyny.

Rozpoznanie:

Skład gatunkowy próby oraz stwierdzony obraz sekcyjny badanych ryb wskazują na wcześniejsze nagłe pogorszenie parametrów fizyczno-chemicznych wody. Należy zauważyć, iż wszystkie badane ryby były w bardzo dobrej kondycji i wykazywały nadmierną produkcję śluzu na powierzchni skóry, płetw i w skrzelach. Nadmierna produkcja śluzu nie jest objawem patognomicznym i może występować zarówno w przypadku występowania zanieczyszczeń w wodzie, pogorszonych parametrów fizyczno-chemicznych wody, jak również towarzyszy wielu infekcyjnym i pasożytniczym jednostkom chorobowym. W badaniu parazytologicznym wykluczono infekcje pasożytnicze jako przyczynę nadmiernej produkcji śluzu.

U wszystkich badanych ryb stwierdzono obfity wzrost drobnoustrojów z rodzaju *Aeromonas veronii/sobria*, *Aeromonas hydrophila* w narządach wewnętrznych w skrzelach i na skórze.

W obrazie sekcyjnym u wszystkich badanych ryb stwierdzono występowanie licznych wybroczyn na powłokach ciała i w narządach wewnętrznych. W przypadku leszczy stwierdzono ogólne przekrwienie skóry oraz krwawy płyn w torebkach łusek. Zmiany te występują w przypadku ogólnych zakażeń bakteryjnych ryb.

Na podstawie zmian sekcyjnych i histopatologicznych nie można jednoznacznie określić czynnika pierwotnego, który przyczyniły się do zwiększonej śmiertelności ryb.

Badanie wykonano dla potrzeb Zleceniodawcy. Wyniki dotyczą prób ryb dostarczonych do badań i muszą być kopiowane jedynie w całości.

Gatunki ryb: węgorz (*Anguilla anguilla*), sandacz (*Sander lucioperca*), karaś (*Carassius carassius*), sum (*Silurus glanis*), lin (*Tinca tinca*), jazgarz (*Gymnocephalus cernua*)

Podsumowanie:

W trakcie badań parazytologicznych w skórze, skrzelach i przewodzie pokarmowym badanych ryb nie stwierdzono obecności pasożytów, w jednej próbce znaleziono larwę *Eustrongyloides* sp. w pęcherzu pławnym. W 5 przypadkach badana ryba była chora na angwinikozę - w pęcherzu pławnym stwierdzono obecność licznych nicieni *Anguillicola crassus* a w wątrobie stwierdzono obecność licznych bakterii *Aeromonas veronii* oraz obecność licznych ognisk martwiczych, których przyczynę powstania trudno jednoznacznie określić. W jednym przypadku w śledzionie ryby stwierdzono obecność licznych bakterii *Plesiomonas shigelloides* a w nerce stwierdzono obecność *Aeromonas veronii* oraz *Vibrio albensis*. W związku z powyższym na podstawie przeprowadzonych badań ryb w Zakładzie Biologii i Chorób Ryb Wydziału Medycyny Weterynaryjnej Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie

dostarczonych do badania w stanie nieżywym trudno jednoznacznie stwierdzić przyczynę umieralności chorych ryb.

Rozpoznanie:

Na podstawie przeprowadzonych badań ryb dostarczonych do badania trudno jednoznacznie stwierdzić przyczynę umieralności ryb w rzece Odra.

WYNIKI BADAŃ INSTYTUTU RYBACTWA ŚRÓDLĄDOWEGO

W związku z wystąpieniem skażenia środowiska rzeki Odry niezidentyfikowanymi substancjami i w konsekwencji śnięciem ryb, w Zakładzie Ichtiopatologii i Ochrony Zdrowia Ryb w Żabieńcu Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza wykonane zostały badania ichtiopatologiczne ryb. Celem przeprowadzonych badań klinicznych, anatomopatologicznych, parazytologicznych, bakteriologicznych, mikologicznych i histopatologicznych było rozpoznanie potencjalnej przyczyny śnięcia ryb w Odrze w sierpniu 2022 r.

W dniach 11-13.08. i 16-19.08.2022 r. pracownicy Zakładu Ichtiopatologii i Ochrony Zdrowia Ryb IRŚ przeprowadzili wizję lokalną wybranych odcinków Odry w celu obserwacji zachowania ryb i wykonania wstępnych badań ichtiopatologicznych oraz pobrania materiału do badań laboratoryjnych. W zależności od wyboru miejsca przeprowadzania obserwacji i poboru prób do badań stwierdzono obecność zarówno ryb wykazujących zły stan kondycyjny i zdrowotny, jak również ryb niewykazujących żadnych objawów pogorszenia stanu zdrowotnego.

łącznie badania przeprowadzono u **116 szt.** ryb różnych gatunków (boleń, jazgarz, jaź, karaś srebrzysty, karp, krąp, kleń, leszcz, okoń, płoć, różanka, sandacz, sum europejski, ukleja, świnka, wzdręga) oraz **7 szt.** mały (szczeżuja) pochodzących z wybranych odcinków Odry (tabela V.14).

Tabela V.14 Punkty poboru i skład gatunkowy zwierząt

Data	Punkt pobrania	Gatunek (długość ciała, masa)	Liczba os.
12.08.2022	Port PG Wody Polskie w Słubicach	różanka, 4,0-4,5 cm	2 szt.
17.08.2022	Port PG Wody Polskie w Słubicach	kleń, 10-15 cm	2 szt.
		ukleja, 8-10 cm	10 szt.
		krąp, 5-27 cm	5 szt.
17.08.2022	Zbiornik Bajkał, Kamieniec Wrocławski	leszcz, 50 g i 900 g	2 szt.
		okoń, 10-30 g	15 szt.
		sum europejski, ok. 40 g	2 szt.
		karp, 1500 g	1 szt.
		karaś srebrzysty, 200 g	1 szt.
		jazgarz, 10 cm	2 szt.
		sandacz, 9 cm	1 szt.
		kleń, 6 cm	1 szt.
		boleń, 6 cm	1 szt.
		świnka, 6 cm	1 szt.
jaź, 7 cm	1 szt.		
18.08.2022	starorzecze, Stary Kostrzynek	lin, 5 cm	2 szt.
		ukleja, 4-5 cm	3 szt.
		okoń, 9 cm	1 szt.
		płoć, 4-12 cm	3 szt.
		boleń, 8 cm	1 szt.
18.08.2022	kanal Klucki, Szczecin-Klucz	szczeżuja	7 szt.

19.08.2022	kanał Klucki, Szczecin-Klucz	szczupak, 40-55 g	6 szt.
21.08.2022	kanał Klucki, Szczecin-Klucz	węgorz, 50-87 cm	2 szt.
		płóć, 3-5cm	15 szt.
		lin, 3-5cm	4 szt.
		leszcz, 3-5cm	2 szt.
		szczupak, 17-35 cm	2 szt.
31.08.2022	śluza Sławięcice na Kanale Gliwickim, Kędzierzyn-Koźle	ukleja, 13,9±1,7 cm	12 szt.
		płóć, 13,1±2,3 cm	10 szt.
		wzdreğa, 15,8±0,6 cm	2 szt.
		okoń, 7,2±0,4 cm	3 szt.

Badania Ichtopatologiczne wykonano wg wymogów dobrej praktyki lekarsko-weterynaryjnej i dobrej praktyki laboratoryjnej oraz procedur przyjętych w Zakładzie Ichtopatologii i Ochrony Zdrowia Ryb w Żabieńcu. Badania ichtopatologiczne obejmowały:

- **Badania kliniczne** obejmowały określenie zachowania się ryb w środowisku bytowania, obserwacji makroskopowej zmian na powierzchni ciała (ubytki łusek, uszkodzenia powłok skórnych i elementów czaszki, deformacje), płetwach oraz na skrzelach (obecność ciał obcych, uszkodzenia bądź nieprawidłowości w budowie łuków i listków skrzelowych).
- **Badania anatomopatologiczne** obejmowały określenie występowania i nasilenia zmian patologicznych w narządach wewnętrznych (wątroba, śledziona, nerki, pęcherz pławny, serce i przewód pokarmowy) oraz w skrzelach.
- **Badania parazytologiczne** obejmowały stwierdzenie obecności pasożytów zewnętrznych i wewnętrznych u ryb. Analizowano zeszkrobiny z powłok skórnych i listków skrzelowych, preparaty gniecione z narządów mięsnych i przewodu pokarmowego.
- **Badania bakteriologiczne** zostały wykonane zgodnie z kodeksem OIE Fish Diseases Commission, 2019. Materiał do badań bakteriologicznych pobrano aseptycznie, od żywych ryb, z zewnętrznych tkanek (powierzchnia ciała, jama gębowa, skrzel) oraz z nerek. Wyizolowane bakterie zidentyfikowano na podstawie właściwości hodowlanych i biochemicznych z wykorzystaniem wybiórczo-różnicujących podłoży mikrobiologicznych: agar TSA, podłoże Kinga B, podłoże MacConkeya, agar Ryan (BTL) oraz testów API 20E i API Strep (bioMérieux) wykonanych zgodnie z zaleceniami producenta oraz wykorzystaniem komputerowego systemu analizy Apiweb (bioMérieux).
- **Badania mikologiczne** obejmowały mikroskopową ocenę preparatów bezpośrednich z powierzchni ciała, jamy gębowej i skrzel oraz analizę metodami hodowlanymi na podłożu Sabourauda z dodatkiem antybiotyków (BTL). Identyfikację grzybów przeprowadzono na podstawie oceny morfologicznej kolonii grzybów oraz właściwości biochemicznych z użyciem testów API 20C AUX i API ZYM (bioMérieux) wykonanych zgodnie z zaleceniami producenta oraz wykorzystaniem komputerowego systemu analizy Apiweb (bioMérieux).
- **Badania histopatologiczne** obejmowały określenie zmian histologicznych - strukturalnych komórek pochodzących ze skrzel i wszystkich narządów wewnętrznych z **równoczesnym określeniem występowania alg *Prymnesium parvum* oraz form przetrwalnikowych – cyst i ewentualnych miceli** we wszystkich badanych narządach oraz zmian w narządach i tkankach spowodowanych przez toksyny – **prymnezyny**. Badanie miało również na celu uwidocznienie lub wykluczenie ewentualnych zmian toksykopatologicznych występujących w intoksykacjach metalami ciężkimi, pestycydami i ksenobiotykami.

1. W przypadku ryb obserwowanych i odłowionych do badań w porcie PG Wody Polskie w Słubicach (próby z dnia 12.08. i 17.08.2022 r.) stwierdzono znaczne osłabienie kondycji, osłabienie reakcji obronnych oraz trudności z zachowaniem prawidłowej pozycji w wodzie, a także objawy apatii i asfiksji. Nie stwierdzono zmian w pokroju ciała ryb ani zewnętrznych zmian patologicznych (wrzodowych i wybroczynowych na powierzchni ciała oraz zaburzeń budowy skrzeli) wskazujących na rozwój chorób zakaźnych, stwierdzono ubytki pojedynczych łusek oraz zwiększenie sekrecji śluzu w skrzelach.

W obrazie mikroskopowym zeszkrobiny z powierzchni ciała nie stwierdzono obecności pasożytów. W obrazie mikroskopowym skrzeli stwierdzono nacieki leukocytarne, zmiany patologiczne o podłożu środowiskowym połączone z rozplemem nabłonka oddechowego (branchionekroza, 2 st.) oraz obecność pojedynczych saprofitycznych wiciowców, a także znaczną sekrecję śluzu.

Zanotowano znaczne powiększenie woreczka żółciowego, nie zaobserwowano zmian anatomopatologicznych w pozostałych analizowanych narządach wewnętrznych (wątroba, śledziona, nerka). Przewód pokarmowy pusty, nie stwierdzono zmian patologicznych ani obecności pasożytów.

W próbach pobranych w dniu 12.08. w posiewie z powłok skórnych stwierdzono wzrost bakterii *Enterobacter cloacae* i *Cedecea davisae*. Z prób pobranych w dniu 17.08. wyizolowano bakterie *Pseudomonas fluorescens*, *Aeromonas hydrophila*, *Chryseobacterium indologenes*, *Citrobacter koseri*. U żadnej badanej ryby nie stwierdzono obecności bakterii w nerkach.

W badaniach mikologicznych nie stwierdzono obecności chorobotwórczych grzybów.

Rozpoznanie: przyczyną osłabienia stanu zdrowotnego i śnięć ryb było prawdopodobnie znaczne pogorszenie warunków środowiskowych (zanieczyszczenie chemiczne i mikrobiologiczne), o czym świadczą zmiany stwierdzone w skrzelach i wzrost bakterii bytujących normalnie w środowisku wodnym, potencjalnie patogennych dla ryb. Brak objawów wskazujących na działanie czynnika ksenobiotycznego.

2. U dostarczonych do badań laboratoryjnych w dniu 17.08.2022 r. ryb ze zbiornika Bajkał, Kamieniec Wrocławski, nie stwierdzono zmian w pokroju ciała ani zewnętrznych zmian patologicznych wskazujących na pogorszenie stanu zdrowotnego. Obserwowane ryby były w dobrej kondycji i wykazywały prawidłowe, naturalne odruchy i zachowanie.

Nie zaobserwowano zmian anatomopatologicznych w narządach wewnętrznych. Przewód pokarmowy wypełniony, nie stwierdzono zmian patologicznych.

W posiewie bakteriologicznym z powłok skórnych stwierdzono wzrost bakterii *Pseudomonas fluorescens*, *Aeromonas hydrophila*, *Chryseobacterium indologenes*. U żadnej badanej ryby nie stwierdzono obecności bakterii w nerkach.

W badaniach mikologicznych nie stwierdzono obecności chorobotwórczych grzybów.

Rozpoznanie: Badanie wykonano zgodnie z treścią zlecenia (PIW we Wrocławiu, nr 0223/01/17082022). Nie stwierdzono zmian patologicznych wskazujących na choroby zakaźne. Ryby klinicznie zdrowe i nie wykazują objawów chorobowych. Wzrost bakterii bytujących normalnie w środowisku wodnym, potencjalnie patogennych dla ryb. Brak objawów wskazujących na działanie czynnika ksenobiotycznego.

3. U ryb pozyskanych w dniu 18.08.2022 r. w starorzeczu, Stary Kostrzynek, nie stwierdzono zmian w pokroju ciała ani zewnętrznych zmian patologicznych wskazujących na pogorszenie stanu

zdrowotnego. Obserwowane ryby były w dobrej kondycji i wykazywały prawidłowe, naturalne odruchy i zachowanie.

W obrazie mikroskopowym zeszkrobiny z powierzchni ciała nie stwierdzono obecności pasożytów. W obrazie mikroskopowym skrzeli nie stwierdzono zmian anatomopatologicznych ani obecności pasożytów.

Nie zaobserwowano zmian anatomopatologicznych w narządach wewnętrznych. Przewód pokarmowy wypełniony, nie stwierdzono zmian patologicznych ani obecności pasożytów.

Rozpoznanie: Nie stwierdzono ekto- i endopasożytów w ilościach inwazyjnych ani zmian patologicznych wskazujących na choroby zakaźne. Ryby klinicznie zdrowe i nie wykazują objawów chorobowych. Brak objawów wskazujących na działanie czynnika ksenobiotycznego.

4. U małży dostarczonych 18.08.2022 r. przez RDOŚ w Szczecinie, nie stwierdzono zmian w pokroju ciała ani zewnętrznych zmian patologicznych wskazujących na pogorszenie stanu zdrowotnego.

W posiewie bakteriologicznym stwierdzono wzrost bakterii *Aeromonas veronii*, *Citrobacter spp.*, *Pseudomonas fluorescens*.

W badaniu histopatologicznym skrzeli stwierdzono znaczne uszkodzenie struktury narządu, silne zmiany hemolityczne oraz obecność orzęsków *Trichodinella spp.*, sporowców *Microsporidium spp.* oraz pojedyncze pasożytnicze przywry monogeniczne. Rozpoznanie: toksyczna martwica skrzeli.

Rozpoznanie: Zwierzęta klinicznie zdrowe, bez objawów chorobowych. Nie stwierdzono zmian patologicznych wskazujących na bakteryjne i wirusowe choroby zakaźne. Nie stwierdzono ekto- i endopasożytów w ilościach inwazyjnych. Wzrost bakterii bytujących normalnie w środowisku wodnym, potencjalnie patogennych dla małży. Przyczyną śnięć zwierząt było prawdopodobnie znaczne pogorszenie warunków środowiskowych (zmiany fizykochemiczne wody, zanieczyszczenie mikrobiologiczne), o czym świadczą zmiany stwierdzone w skrzelach wszystkich badanych zwierząt. Brak objawów wskazujących na działanie czynnika ksenobiotycznego.

5. U ryb pozyskanych w dniu 19.08.2022 r. w kanale Kluckim, Szczecin-Klucz, nie stwierdzono zmian w pokroju ciała ani zewnętrznych zmian patologicznych wskazujących na pogorszenie stanu zdrowotnego. Obserwowane ryby były w dobrej kondycji i wykazywały prawidłowe, naturalne odruchy i zachowanie.

W obrazie mikroskopowym zeszkrobiny z powierzchni ciała nie stwierdzono obecności pasożytów. W obrazie mikroskopowym skrzeli stwierdzono obecność pojedynczych orzęsków *Trichodina sp.*, nie stwierdzono zmian anatomopatologicznych.

Nie zaobserwowano zmian anatomopatologicznych w narządach wewnętrznych. Przewód pokarmowy pusty, nie stwierdzono zmian patologicznych ani obecności pasożytów.

W posiewie bakteriologicznym z powłok skórnych stwierdzono wzrost bakterii *Citrobacter koseri*. U żadnej badanej ryby nie stwierdzono obecności bakterii w nerkach.

W badaniach mikologicznych nie stwierdzono obecności chorobotwórczych grzybów.

W badaniu histopatologicznym zaobserwowano zmiany wskazujące na początkowy etap uszkodzenia narządów związany z działaniem toksyny hemolitycznej (mimo braku widocznych zmian w badaniu makroskopowym). W skrzelach widoczne objawy ostrego zapalenia i rozsianej martwicy skrzeli, obecne pojedyncze pasożyty z rodzaju *Trichodinella spp.* W wątrobach widoczne objawy niespecyficznego

odczynowego zapalenia wątroby w stopniu minimalnym. We wszystkich badanych wycinkach śledzion stwierdzono rozproszone ogniska martwicy miazgi białej i czerwonej. W nerkach widoczna rozsiana martwica śródmiąższu nerki z minimalną glomerulopatią i nasilenie hematopoezy. Zmiany w części hematopoetycznej nerki i śledzionie wskazujące na silną reakcję związaną z działaniem toksyny hemolitycznej. Jelita, nerka (część wydalnicza), serce bez zmian na tle toksycznym.

Rozpoznanie: Nie stwierdzono ekto- i endopasożytów w ilościach inwazyjnych ani zmian patologicznych wskazujących na choroby zakaźne. Ryby klinicznie zdrowe i nie wykazują objawów chorobowych. Wzrost bakterii bytujących normalnie w środowisku wodnym, potencjalnie patogennych dla ryb. Brak objawów wskazujących na działanie czynnika ksenobiotycznego.

6. Ryby pozyskane w dniu 21.08.2022 r. w okolicach w kanale Kluckim, Szczecin-Klucz i dostarczone do badań laboratoryjnych były w dobrym stanie ogólnym, o prawidłowym pokroju ciała, nie wykazywały zmian w zachowaniu ani zewnętrznych zmian patologicznych wskazujących na choroby zakaźne.

W obrazie mikroskopowym zeszkrobiny z powierzchni ciała nie stwierdzono obecności pasożytów. W obrazie mikroskopowym skrzeli nie stwierdzono zmian anatomopatologicznych ani obecności pasożytów.

W badaniu anatomopatologicznym u większości badanych zwierząt nie zaobserwowano zmian anatomopatologicznych ani obecności pasożytów w narządach wewnętrznych. U dwóch sztuk guzowate zmiany na powierzchni jelita. Jelito tylne u większości osobników było wypełnione treścią pokarmową, z zaobserwowanym niewielkim przekrwieniem.

W badaniu bakteriologicznym odnotowano wzrost bakterii *Pseudomonas putida*, *Aeromonas sobria*, *Pseudomonas fluorescens*.

W badaniu histopatologicznym zaobserwowano zmiany wskazujące na początkowy etap uszkodzenia narządów związany z działaniem toksyny hemolitycznej (mimo braku widocznych zmian w badaniu makroskopowym). W skrzelach widoczne objawy ostrego zapalenia i rozsianej martwicy skrzeli. U większości badanych osobników w skrzelach widoczny osad organiczny, zawierający w składzie liczne orzęski pasożytnicze, głównie *Capriniana piscium* i *Trichodinella* spp. oraz sporowce *Microsporidium* spp. W wątrobach widoczne objawy niespecyficznego odczynowego zapalenia wątroby w stopniu minimalnym. We wszystkich badanych wycinkach śledzion stwierdzono rozproszone ogniska martwicy miazgi białej i czerwonej. W nerkach widoczna rozsiana martwica śródmiąższu nerki z minimalną glomerulopatią i nasilenie hematopoezy. Zmiany w części hematopoetycznej nerki i śledzionie wskazujące na silną reakcję związaną z działaniem toksyny hemolitycznej. Jelita, nerka (część wydalnicza), serce bez zmian na tle toksycznym.

Rozpoznanie: Zwierzęta klinicznie zdrowe, bez objawów chorobowych. Nie stwierdzono zmian patologicznych wskazujących na bakteryjne i wirusowe choroby zakaźne. Nie stwierdzono ekto- i endopasożytów w ilościach inwazyjnych. Wzrost bakterii bytujących normalnie w środowisku wodnym, potencjalnie patogennych dla ryb. Przyczyną śnięć ryb było prawdopodobnie znaczne pogorszenie warunków środowiskowych (zmiany fizykochemiczne wody, zanieczyszczenie mikrobiologiczne), o czym świadczą zmiany stwierdzone w skrzelach wszystkich badanych ryb. Brak objawów wskazujących na działanie czynnika ksenobiotycznego.

7. Ryby pozyskane w dniu 31.08.2022 r. w okolicach śluży Sławięcice na Kanale Gliwickim, Kędzierzyn-Koźle i dostarczone do badań laboratoryjnych były w dobrym stanie ogólnym, o prawidłowym pokroju

ciała, nie wykazywały zmian w zachowaniu ani zewnętrznych zmian patologicznych wskazujących na choroby zakaźne.

W obrazie mikroskopowym świeżych preparatów niebarwionych zeszkobin z powierzchni skóry oraz ze skrzelu wykazano infestację nieznacznego stopnia pojedynczymi przywrami pasożytniczymi z gromady skrzelowców Monogenea, z rodzaju *Diplozoon* spp. W obrazie mikroskopowym świeżych preparatów niebarwionych skrzelu stwierdzono zmiany o podłożu środowiskowym, obrzęk, przekrwienie i znaczne zwiększenie ilości śluzu. Ponadto stwierdzono licznie występujące składniki planktonu: okrzemki z rodzaju *Cyclotella*, zielenice z rodzajów *Pediastrum* i *Oocystis*. Stwierdzono również pojedyncze bruzdnice z rodzaju *Gymnodinium*. Podobny skład fitoplanktonu zaobserwowano jednocześnie w wodzie, w tym odnotowano liczne występowanie *Prymnesium parvum*.

W badaniu anatomopatologicznym u większości badanych zwierząt zaobserwowano krwotoki w oku (jednym lub obu), silne przekrwienie skrzelu w kolorze brunatnym, zmiany niedokrwienne nerki i śledziony, ogólne odbarwienie wątroby. Jelito tylne u większości osobników było wypełnione treścią pokarmową, z zaobserwowanym niewielkim przekrwieniem. U 8 osobników występowały kuliste czarne zmiany widoczne śródskórnio, śródmięśniowo i w płetwach, objaw tzw. czerniaczki (metacerkariozy wywoływanej przez przywry *Posthodiplostomum cuticola*). U jednego osobnika narządy wewnętrzne pokryte licznymi otorbionymi metacerkariami *Posthodiplostomum cuticola*.

W badaniu bakteriologicznym odnotowano wzrost bakterii *Aeromonas hydrophila*, *Pseudomonas fluorescens*, *Stenotrophomonas maltophilia*, *Cedecea davisae*.

W badaniu histopatologicznym zaobserwowano zmiany wskazujące na początkowy etap uszkodzenia narządów związany z działaniem toksyny hemolitycznej (mimo braku widocznych zmian w badaniu makroskopowym). W skrzelach widoczne objawy ostrego zapalenia i rozsianej martwicy skrzelu. U większości badanych osobników w skrzelach widoczny osad organiczny, zawierający w składzie m.in. liczne organizmy z rodz. *Cyclotella* spp. oraz pojedyncze przywry skrzelowe. W wątrobach widoczne objawy niespecyficznego odczynowego zapalenia wątroby w stopniu minimalnym. W wątrobie jednego osobnika i we wszystkich preparatach zmian skórnych, liczne otorbione metacerkarie przywry *Posthodiplostomum cuticola* z koncentrycznie ułożonymi warstwami melanocytów i melanomakrofagami, naciekającymi mięśnie warstwy podskórnej. We wszystkich badanych wycinkach śledzion stwierdzono rozproszone ogniska martwicy miążgi białej i czerwonej. W nerkach widoczna rozsiana martwica śródmiąższu nerki z minimalną glomerulopatią i nasilenie hematopoezy. Zmiany w części hematopoetycznej nerki i śledzionie wskazujące na silną reakcję związaną z działaniem toksyny hemolitycznej. Jelita, nerka (część wydalnicza), serce bez zmian na tle toksycznym.

Rozpoznanie: 70% badanych ryb klinicznie zdrowych, bez objawów chorobowych. U pozostałych 30% ekto- i endopasożyty w ilościach nieinwazyjnych. Nie stwierdzono zmian patologicznych wskazujących na bakteryjne i wirusowe choroby zakaźne. Wzrost bakterii bytujących normalnie w środowisku wodnym, potencjalnie patogennych dla ryb. Przyczyną śnięć ryb było prawdopodobnie znaczne pogorszenie warunków środowiskowych (zmiany fizykochemiczne wody, zanieczyszczenie mikrobiologiczne), o czym świadczą zmiany stwierdzone w skrzelach wszystkich badanych ryb. Brak objawów wskazujących na działanie czynnika ksenobiotycznego.

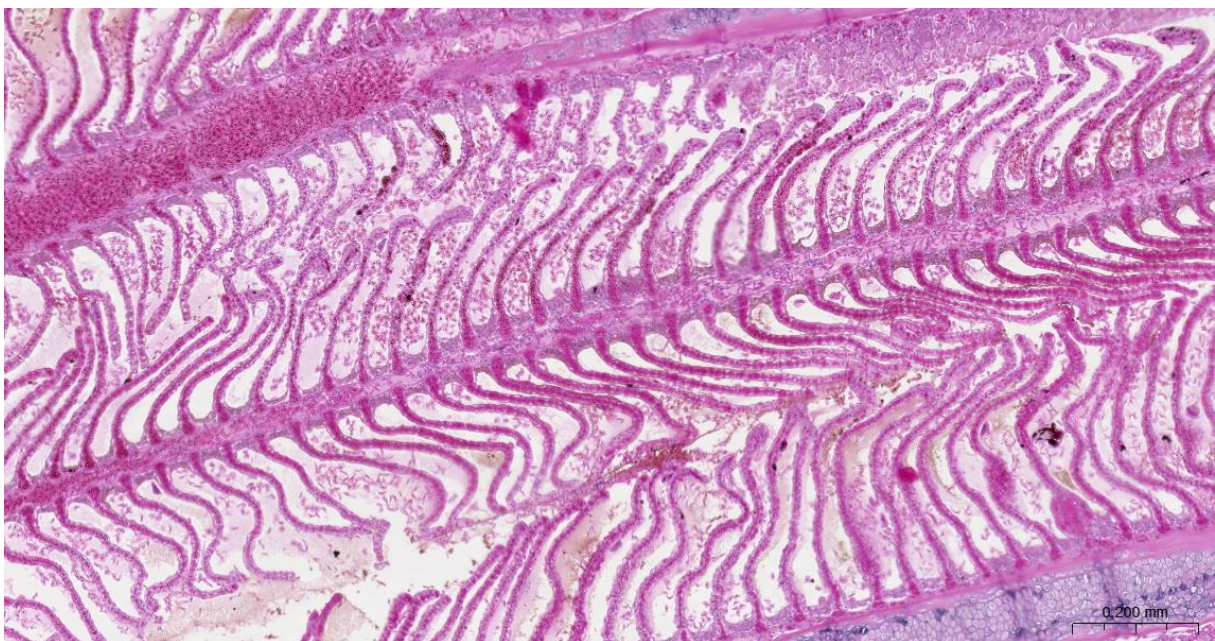
PODSUMOWANIE

Badania ichtiopatologiczne wykonane u ryb i mały dostarczonych do Zakładu Ichtiopatologii i Ochrony Zdrowia Ryb w Żabieńcu Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego

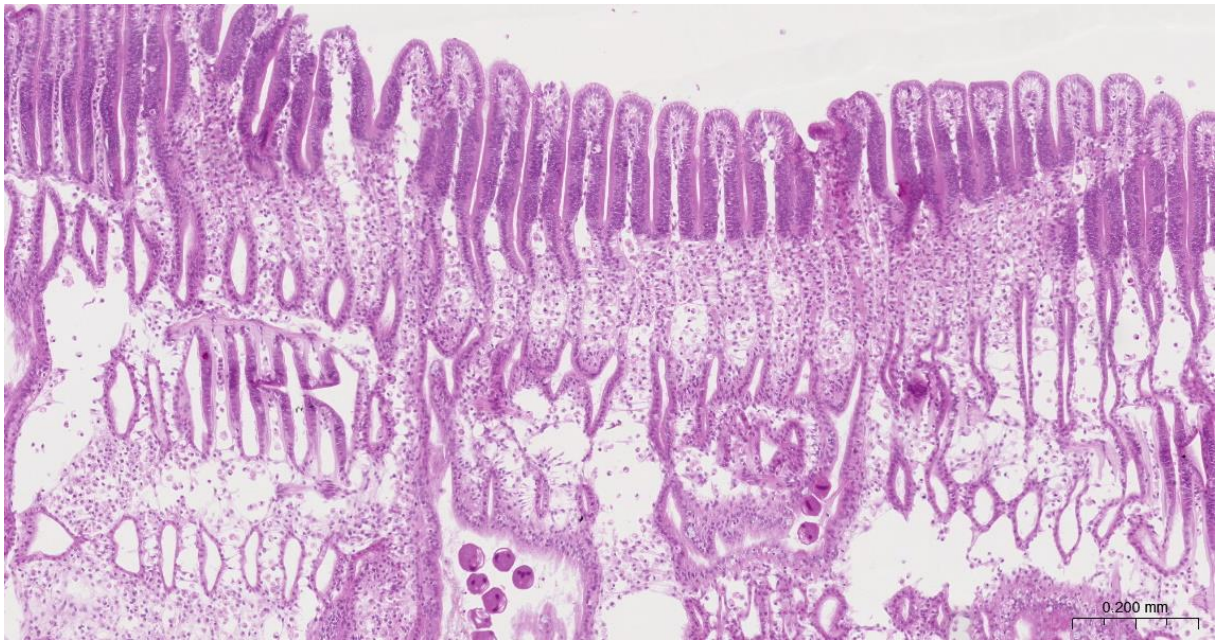
Instytutu Badawczego obejmowały kompleksową diagnostykę kliniczną, anatomopatologiczną, parazytologiczną, bakteriologiczną, mykologiczną i histopatologiczną.

Większość zbadanych zwierząt była klinicznie zdrowa i nie wykazywała objawów chorobowych. U części badanych zwierząt stwierdzono ekto- i endopasożyty w ilościach nieinwazyjnych. Obserwowane w badaniu organizmy pasożytnicze są organizmami atakującymi osłabione zwierzęta, które są poddane działaniu czynnika obniżającego kondycję skrzeli (Benito i in., 2022; Charles i in., 2020; Feist i Longshaw, 2008). Ponadto w badaniach nie stwierdzono makroskopowych zmian patologicznych wskazujących na bakteryjne i wirusowe choroby zakaźne, a bakterie, których wzrost odnotowano w badaniach mikrobiologicznych, należą do organizmów bytujących normalnie w środowisku wodnym, jedynie potencjalnie patogennych dla ryb.

Mimo braku zmian klinicznych obraz histopatologiczny wszystkich badanych zwierząt wskazywał na ostre uszkodzenia narządów najsilniej ukrwionych (skrzela – ryc. 1 i 2, śledziona, cz. hematopoetyczna nerki). Zaburzenia procesów hematopoetycznych i uszkodzenie skrzeli (narządu odpowiedzialnego nie tylko za wymianę gazową, ale również za regulację osmotyczną oraz odporność) **najprawdopodobniej są związane z działaniem toksyn hemolitycznych, do których należą m.in. prymnezyny wydzielane przez *Prymnesium parvum*** (Johnsen i in., 2010; Manning i La Claire, 2010; Southard i in., 2010; Ulitzur i Shilo, 1966; Wagstaff i in., 2021).

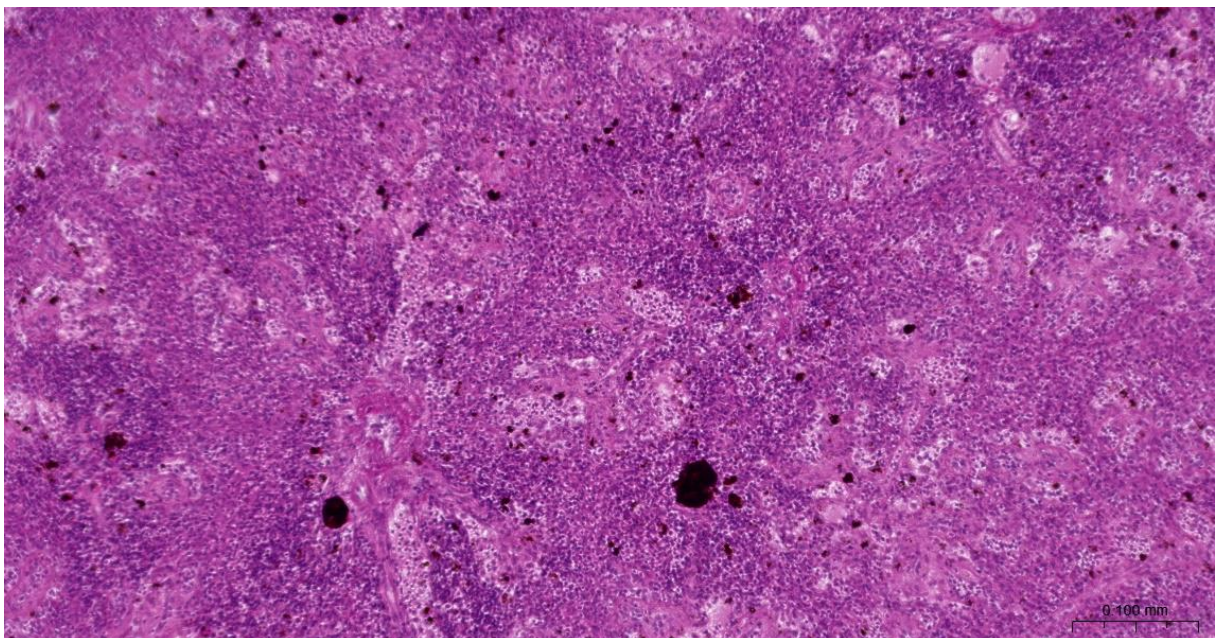


Rycina V.12 Węgorz, skrzela. Przekrwienie blaszek skrzelowych, silny wysięk zapalny z pojedynczymi melanomakarofagami. Barwienie HE

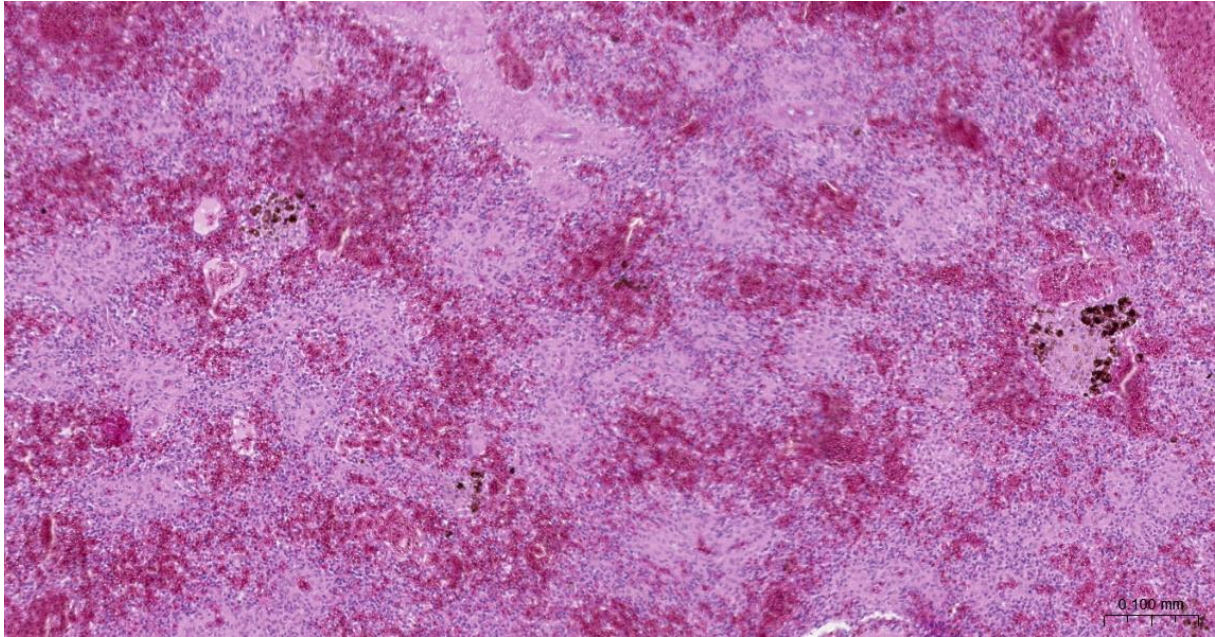


Rycina V.13 Szczężuja, skrzela. Widoczne uszkodzenie skrzeli i orzęski *Trichodinella* spp. Barwienie HE

Zmiany martwicze w śledzionie (ryc. V.14 i V.15), obejmujące zarówno miążgę białą, jak i czerwoną oraz aktywacja centrów melanomakrofagowych śledziony i śródmiąższa nerki, skłaniają ku hemolitycznemu działaniu toksyny, które prowadzi do destabilizacji błon komórkowych i nadmiernego rozpadu erytrocytów (Alesci i in., 2022).

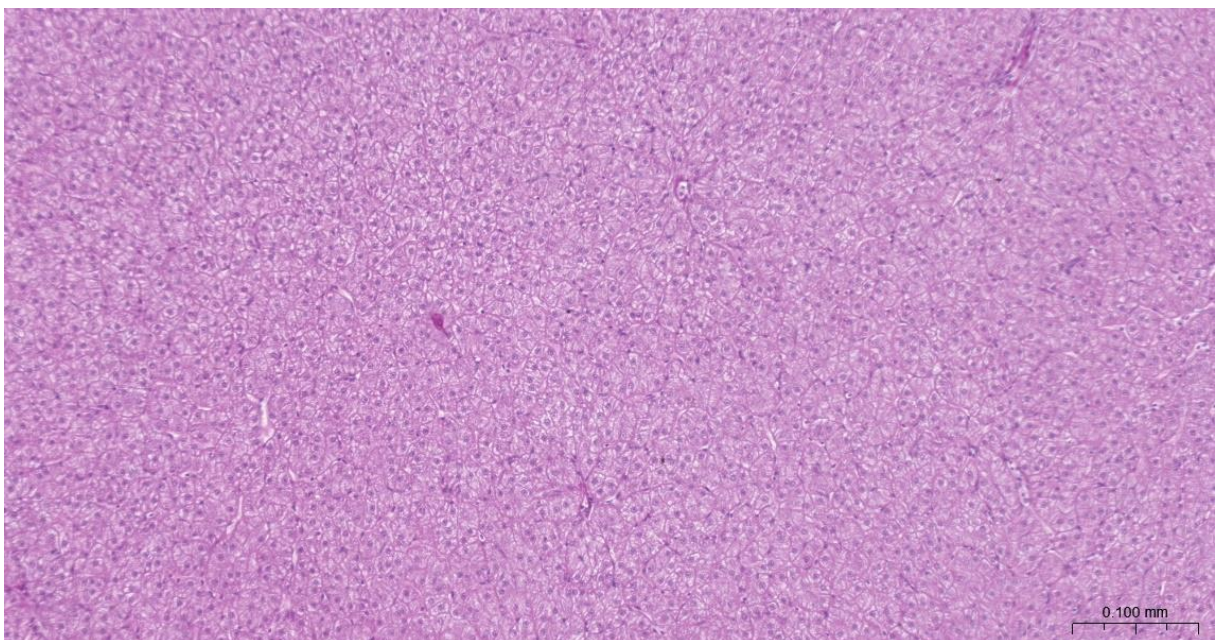


Rycina V.14 Szczupak, śledziona. Rozsiana martwica śledziony. Barwienie HE



Rycina V.15 Węgorz, śledziona. Rozsiana martwica śledziony. Silna aktywacja podścieliska narządu. Barwienie HE

Zmiany w wątrobie występowały w stopniu minimalnym i wskazywały na słaby, początkowy proces odnaczyniowy. Należy podkreślić jednoczesny brak zmian w morfologii hepatocytów i wzorcach odkładania materiałów zapasowych w postaci glikogenu i tłuszczu (ryc. V.16). U żadnego zwierzęcia nie wystąpiło zwyrodnienie tłuszczowe lub silne zwyrodnienie wodniczkowe hepatocytów, nie obserwowano również zmian martwiczych, które zwykle towarzyszą zatruciom ryb metalami ciężkimi (Braunbeck, 1998; Delahaut i in., 2020; Garai i in., 2021; Javed i Usmani, 2013; Kaur i in., 2018; Mustafa, 2020; Poleksić i in., 2010; Tchounwou i in., 2012; Yancheva i in., 2016).



Rycina V.16 Szczupak, wątroba. Hepatocyty o prawidłowej morfologii i depozycji materiałów zapasowych. Barwienie HE.

Dodatkowo nie odnotowano zmian zwyrodnieniowych i uszkodzeń toksycznych komórek nabłonka kanalików nerkowych - łącznie **wyklucza to zatrucie metalami ciężkimi**. Zmiany odnotowane w pozostałych narządach wykazują minimalny wpływ na ogólną kondycję zwierząt i nie są związane bezpośrednio ze śnięciem.

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że **przyczyną śnięć ryb i małży było najprawdopodobniej gwałtowne pogorszenie warunków środowiskowych**, w postaci zmian fizykochemicznych wody oraz/lub zanieczyszczenia biologicznego.

PIŚMIENNICTWO

Andreji J, Stranai I, Kacániová M, et al (2006) Heavy metals content and microbiological quality of carp (*Cyprinus carpio*, L.) muscle from two southwestern Slovak fish farms. *J Environ Sci Heal - Part A Toxic/Hazardous Subst Environ Eng* 41:1071–1088. <https://doi.org/10.1080/10934520600620295>

Arroyo-Abad U, Pfeifer M, Mothes S, et al (2016) Determination of moderately polar arsenolipids and mercury speciation in freshwater fish of the River Elbe (Saxony, Germany). *Environ Pollut* 208:458–466. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.015>

ATSDR (2002) Toxicological profile for cadmium. Atlanta, GA

ATSDR (2007) Toxicological profile for lead. CRC Press, Atlanta, GA

Birke M, Reimann C, Rauch U, et al (2017) GEMAS: Cadmium distribution and its sources in agricultural and grazing land soil of Europe — Original data versus clr-transformed data. *J Geochemical Explor* 173:13–30. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.007>

Bobrowska-Korczak B, Stawarska A, Szterk A, et al (2021) Determination of pharmaceuticals, heavy metals, and oxysterols in fish muscle. *Molecules* 26:1–16. <https://doi.org/10.3390/molecules26051229>

Canli M, AY O, Kalay M (1998) Levels of Heavy Metals (Cd, Pb, Cu, Cr and Ni) in Tissue of *Cyprinus carpio*, *Barbus capito* and *Chondrostoma regium* from the Seyhan River, Turkey. *Turkish J Zool* 22:149–157

Carocci A, Catalano A, Lauria G, et al (2016) Lead Toxicity, Antioxidant Defense and Environment. In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. pp 45–67

Carrasco L, Barata C, García-Berthou E, et al (2011) Patterns of mercury and methylmercury bioaccumulation in fish species downstream of a long-term mercury-contaminated site in the lower Ebro River (NE Spain). *Chemosphere* 84:1642–1649. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.022>

Cieślik I, Migdał W, Topolska K, et al (2018) Changes in the content of heavy metals (Pb, Cd, Hg, As, Ni, Cr) in freshwater fish after processing – The consumer's exposure. *J Elem* 23:247–259. <https://doi.org/10.5601/jelem.2017.22.2.1436>

Clarkson TW, Magos L (2006) The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Crit Rev Toxicol* 36:609–662. <https://doi.org/10.1080/10408440600845619>

Dobrowolski R, Skowrońska M (2001) Distribution and Environmental Mobility of Selected Trace Metals in the Zemborzycze Reservoir. *Polish J Environ Stud* 10:383–388

Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, et al (2013) Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environ Sci Technol* 47:4967–4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>

Has-Schön E, Bogut I, Strelec I (2006) Heavy metal profile in five fish species included in human diet,

- domiciled in the end flow of river Neretva (Croatia). *Arch Environ Contam Toxicol* 50:545–551. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0047-2>
- Kenšová R, Čelechovská O, Doubravová J, Svobodová Z (2010) Concentrations of metals in tissues of fish from the Věstonice reservoir. *Acta Vet Brno* 79:335–345. <https://doi.org/10.2754/avb201079020335>
- Kenšová R, Kružíková K, Svobodová Z (2012) Mercury speciation and safety of fish from important fishing locations in the Czech Republic. *Czech J Food Sci* 30:276–284. <https://doi.org/10.17221/239/2011-cjfs>
- Lidwin-Kaźmierkiewicz M, Pokorska K, Protasowicki M, et al (2009) Content of selected essential and toxic metals in meat of freshwater fish from West Pomerania, Poland. *Polish J Food Nutr Sci* 59:219–224
- Łuczyńska J, Brucka-Jastrzębska E (2005) The relationship between the content of lead and cadmium in muscle tissue and the size of fish from lakes in the Olsztyn Lake District of Northeast Poland. *Arch Polish Fish* 13:147–155
- Łuczyńska J, Paszczyk B (2019) Health risk assessment of heavy metals and lipid quality indexes in freshwater fish from lakes of Warmia and Mazury region, Poland. *Int J Environ Res Public Health* 16:3780. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193780>
- Łuczyńska J, Paszczyk B, Łuczyński MJ (2018) Fish as a bioindicator of heavy metals pollution in aquatic ecosystem of Pluszne Lake, Poland, and risk assessment for consumer's health. *Ecotoxicol Environ Saf* 153:60–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.057>
- Maršálek P, Svobodová Z, Randák T, Švehla (2005) Mercury and methylmercury contamination of fish from the Skalka reservoir: A case study. *Acta Vet Brno* 74:427–434. <https://doi.org/10.2754/avb200574030427>
- Mielcarek K, Nowakowski P, Puścion-Jakubik A, et al (2022) Arsenic, cadmium, lead and mercury content and health risk assessment of consuming freshwater fish with elements of chemometric analysis. *Food Chem* 379:.. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.132167>
- Milenkovic B, Stajic JM, Stojic N, et al (2019) Evaluation of heavy metals and radionuclides in fish and seafood products. *Chemosphere* 229:324–331. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.189>
- Milošković A, Simić V (2015) Arsenic and other trace elements in five edible fish species in relation to fish size and weight and potential health risks for human consumption. *Polish J Environ Stud* 24:199–206. <https://doi.org/10.15244/pjoes/24929>
- Niimi AJ, Kisson GP (1994) Evaluation of the critical body burden concept based on inorganic and organic mercury toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Arch Environ Contam Toxicol* 26:169–178. <https://doi.org/10.1007/BF00224801>
- Nimick DA, Moore JN (1991) Prediction of water-soluble metal concentrations in fluvially deposited tailings sediments, upper Clark Fork Valley, Montana, U.S.A. *Appl Geochemistry* 6:635–646. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(91\)90074-Y](https://doi.org/10.1016/0883-2927(91)90074-Y)
- Noël L, Chekri R, Millour S, et al (2013) Distribution and relationships of As, Cd, Pb and Hg in freshwater fish from five French fishing areas. *Chemosphere* 90:1900–1910. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.015>
- Olmedo P, Hernández AF, Pla A, et al (2013) Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury-selenium balance. *Food Chem Toxicol* 62:299–307. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.08.076>
- Pacyna EG, Pacyna JM, Fudala J, et al (2007) Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe. *Atmos Environ* 41:8557–8566.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.040>

Palíková M, Baruš V (2003) Mercury content in *Anguillicola crassus* (Nematoda) and its host *Anguilla anguilla*. *Acta Vet Brno* 72:289–294. <https://doi.org/10.2754/avb200372020289>

Polechoński R, Dobicki W (2001) Accumulation of Heavy Metals (Pb, Hg, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn) in Fish Tissues of Predominant Species in Ichthyofauna from Wojnowskie Lakes. *Polish J Environ Stud* 11:5–9

R Core Team (2022) R: A language and environment for statistical computing. Found. Stat. Comput. Vienna, Austria

Rajkowska M, Protasowicki M (2013) Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophy in Northwestern Poland. *Environ Monit Assess* 185:3493–3502. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2805-8>

Rechulicz J, Chałabis-Mazurek A, Piedra J, Mieczan T (2018) Hg Concentrations in Muscles and Gills of Fish from Shallow Lakes of Different Trophic Status (Eastern Poland). *Polish J Environ Stud* 28:311–320. <https://doi.org/10.15244/pjoes/84773>

Squadrone S, Benedetto A, Brizio P, et al (2015) Mercury and selenium in European catfish (*Silurus glanis*) from Northern Italian Rivers: Can molar ratio be a predictive factor for mercury toxicity in a top predator? *Chemosphere* 119:24–30. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.052>

Squadrone S, Prearo M, Brizio P, et al (2013) Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere* 90:358–365. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.07.028>

Subotić SS, Spasić SS, Višnjić-Jeftić Ž, et al (2013) Heavy metal and trace element bioaccumulation in target tissues of four edible fish species from the Danube River (Serbia). *Ecotoxicol Environ Saf* 98:196–202. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.020>

Szkoda J, Zmudzki J, Nawrocka A (2016) Zawartość chromu, niklu, cynku i miedzi w tkankach słodkowodnych ryb wszystkożernych i drapieżnych oraz w wodzie i osadach dennych. *Med Weter* 72:180–185

Szkoda JJ, Zmudzki J, Nawrocka A, et al (2014) Toxic elements in free-living freshwater fish, water and sediments in Poland. *Bull Vet Inst Pulawy* 58:589–595. <https://doi.org/10.2478/bvip-2014-0091>

Van Hoof F, Van San M (1981) Analysis of copper, zinc, cadmium and chromium in fish tissues. A tool for detecting metal caused fish kills. *Chemosphere* 10:1127–1135. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(81\)90183-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(81)90183-1)

Cleverly D., Schaum J., Schweer G., Becker J., Winters D.: The congener profiles of anthropogenic sources of chlorinated dibenzo-p-dioxins and chlorinated dibenzofurans in the United States. *Organohalogen Compounds*, 1997, 32, 430-435.

Ba T., Zheng M.H., Zhang B., Liu W.B., Xiao K., Zhang L.F.: Estimation and characterization of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs from secondary copper and aluminum metallurgies in China. *Chemosphere* 2009, 75, 1173-1178

RAPORT ROCZNY Działalność Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki oraz ocena stanu bezpieczeństwa jądrowego i ochrony radiologicznej w Polsce w 2021 roku. Państwowa Agencja Atomistyki (PAA).

Mikołajczyk S., Warenik-Bany M., Maszewski S., Pajurek M.: Dioxins and PCBs - Environment impact on freshwater fish contamination and risk to consumers. *Environ. Pollut.* 2020, 263, 1-12.

EFSA 2020, CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), Schrenk D, Bignami M, Bodin L, Chipman JK, del Mazo J, Grasl-Kraupp B, Hogstrand C, Hoogenboom LR, Leblanc J-C, Nebbia CS, Nielsen E, Ntzani E, Petersen A, Sand S, Vleminckx C, Wallace H, Barregard L, Ceccatelli S, Cravedi J-P, Halldorsson TI, Haug LS, Johansson N, Knutsen HK, Rose M, Roudot A-C, Van Loveren H, Vollmer G,

Mackay K, Riolo F and Schwerdtle T, 2020. Scientific Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 2020;18(9):6223, 391pp.<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223>

Niewiadowska A, Kiljanek T, Semeniuk S, Żmudzki J (2014) Contamination of omnivorous freshwater fish species and sediments by chlorinated hydrocarbons in Poland. *Bull Vet Inst Pulawy* 58:405-411. <https://doi.org/10.2478/bvip-2014-0063>

Sell B, Śniegocki T, Żmudzki J, Posytniak A (2018) Development of an analytical procedure for the determination of multiclass compounds for forensic veterinary toxicology. *J Anal Toxicol* 42:183–191. <https://doi.org/10.1093/jat/bkx093>

Załącznik V.1 Wykaz i lokalizacja próbek ryb dostarczonych do PIWet-PIB

L.p.	Data przyjęcie	Zlecający	Kod próbki	Miejsce pobrania próbek – lokalizacja (GPS – jeśli podano)	liczba próbek	Rodzaj próbek	Kierunki badań - zrealizowane
1.	2022-08-13	PIW Krosno Odrz.	P/22/27905	Krosno Odrz, gm. Krosno Odrz.	3	ryby	M, Pest, Tox, Dioks, PBDE, Perfluor,
2.	„	PIW Gryfino	P/22/27906	na wysokości miejscowości Bielinek, gm. Cedynia 52.940098,14.144890	1	boleń	M, Pest, Tox, Dioks, PBDE, Perfluor,
3.	„	PIW Gryfino	P/22/27907	j.w. 52.940426,14.144646	1	kleń	M, Pest, Tox, Dioks, PBDE, Perfluor, sekcja
4.	„	PIW Gryfino	P/22/27908	j.w. 52.940414,14.144709	1	leszcz	M, Pest, Tox, Dioks, PBDE, Perfluor, sekcja
5.	„	PIW Gryfino	P/22/27909	j.w. 52.940411,14.144753	1	sandacz	M, Pest, Tox, Dioks, PBDE, Perfluor, sekcja
6.	„	PIW Gryfino	P/22/27910	Hodowla na rzece Odrze – reintrodukcja 53.132542,14.384616	1	narybek jesiotra	M, Pest, Skaż. prom, Tox, PBDE, Perfluor, Dioks, sekcja
7.	„	PIW Gorzów Wlkp.	P/22/27911	Kostrzyn n/O, słupki 620 na wys. Szumiłowa	1	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
8.	„	PIW Krosno Odrz.	P/22/27912	Krosno Odrz. Ul. Nadodrzańska	1	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
9.	„	PIW Słubice zs Ośno Lubuskie	P/22/27913	Rzeka Odra	2	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
10.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27914	Sulechów – 52.036106,15.595822	1	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
11.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27915	j.w. 52.036106,15.595822	1	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
12.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27916	j.w. 52.036106,15.595822	1	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
13.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27917	j.w. 52.036106,15.595822	1	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
14.	2022-08-14	PIW Myślibórz	P/22/27918	Boleszkowice 52.633656,14.542282	5	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
15.	„	PIW Gryfino	P/22/27919	na wys. M. Widuchowa 53.131252,14.384420	1	lin	M, Pest, Tox, sekcja
16.	„	PIW Gryfino	P/22/27920	j.w.	1	jazgarz	M, Pest, Tox, sekcja

L.p.	Data przyjęcie	Zlecający	Kod próbki	Miejsce pobrania próbek – lokalizacja (GPS – jeśli podano)	liczba próbek	Rodzaj próbek	Kierunki badań - zrealizowane
				3.131233,14.384472			
17.	„	PIW Gryfino	P/22/27921	na wys. M. Krajnik Dolny, gm. Chojna 53.033638,14.312508	1	sum	M, Pest, Tox, sekcja
18.	„	PIW Gryfino	P/22/27922	na wys. M. Widuchowa 53.143452,14.391040	1	rozpiór	M, Pest, Tox, sekcja
19.	„	PIW Gryfino	P/22/27923	j.w. 53.143486,14.390917	1	leszcz	M, Pest, Tox, sekcja
20.	„	PIW Wrocław	P/22/27926	Przystań Czernica 51.045799,17.256800	1	ryby	M, Pest, Tox,
21.	„	PIW Wrocław	P/22/27927	j.w. 51.045799,17.256800	1	ryby	M, Pest, Tox,
22.	„	PIW Wrocław	P/22/27928	Zbiornik w Parku szczytnickim 51.110901,17.078501	1	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
23.	„	PIW Wrocław	P/22/27929	j.w. 1.110901,17.078501	2	ryby	M, Pest, Tox, sekcja
24.	„	PIW Oława	P/22/27930	Rezerwat Łacha – Jelcz Laskowice 51.012550,17.304924	1	leszcz	M, Pest, Tox,
25.	„	PIW Oława	P/22/27931	j.w. 51.012550,17.304924	1	leszcz	M, Pest, Tox,
26.	„	PIW Środa Śląska	P/22/27932	Ciek Prężyce, gm. Miękinia 51.244690,16.840399	2	ryby	M, Pest, Tox,
27.	„	PIW Środa Śląska	P/22/27933	j.w. 51.244690,16.840399	2	ryby	M, Pest, Tox,
28.	„	PIW Nowa Sól	P/22/27934	Bytom Odrz. 51.733189,15.830291	1	boleń	M, Pest, Tox,
29.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27935	Cigacice, gm. Sulechów 52.027908,15.608474	1	sum	M, Pest, Tox,
30.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27936	j.w. 52.027908,15.608474	1	sum	M, Pest, Tox,
31.	„	PIW Krosno Odrz.	P/22/27937	Krosno ul. Nadodrzańska	2	ryby	M, Pest, Tox,
32.	„	PIW Gorzów Wlkp.	P/22/27938	Kostrzyń n/O, na wys. 618 km	1	ryby	M, Pest, Tox,
33.	„	PIW Słubice zs Ośno Lubuskie	P/22/27939	Nowy Lubusz – Wiata	3	ryby	M, Pest, Tox,

L.p.	Data przyjęcie	Zlecający	Kod próbki	Miejsce pobrania próbek – lokalizacja (GPS – jeśli podano)	liczba próbek	Rodzaj próbek	Kierunki badań - zrealizowane
34.	„	PIW Myślibórz	P/22/27941	gospodarstwo rybackie 32100000 gm. Boleszkowice 52.633801,14.540000	2	ryby	M, Pest, Tox,
35.	„	PIW Kołobrzeg	P/22/27942	zakład przetwórczy 32081803 54.177719,15.554686	1	karp	M, Pest, Tox,
36.	„	PIW Kołobrzeg	P/22/27943	j.w. 54.177719,15.554686	1	płóć	M, Pest, Tox,
37.	„	PIW Gryfino	P/22/27944	hodowla ryb w gospodarstwie 32066202 53.210098,14.46363	1	karp koi	M, Pest, Tox,
38.	„	PIW Gryfino	P/22/27945	j.w. 53.210140,14.463545	1	karp koi	M, Pest, Tox,
39.	„	PIW Gryfino	P/22/27946	j.w. 53.210144,14.463613	1	karp	M, Pest, Tox,
40.	„	PIW Gryfino	P/22/27947	na wys. wlotu do zimnego kanału na wys. M. Nowe Czarnowo 53.216614,14.439320	1	sum	M, Pest, Tox,
41.	„	PIW Gryfino	P/22/27948	na wys. M. Krajnik, gm. Nowe Czarnowo 53.204151,14.427314	1	leszcz	M, Pest, Tox,
42.	„	PIW Gryfino	P/22/27949	na wys. wlotu do ciepłego kanału na wys. M. Gryfino 53.241367,14.481804	1	sum	M, Pest, Tox,
43.	2022-08-15	PIW Słubice zs Ośno Lubuskie	P/22/27950	Wody Polskie, m. Górzycza, Stara Wieża Strażnicza	2	ryby	M, Pest i PCB, Tox,
44.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27951	m. Pomorsko 52.043697,15.472152	1	ryby	M,, Pest i PCB
45.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27952	j.w. 52.043697,15.472152	1	ryby	M, Tox, pest i PCB
46.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27953	j.w. 52.043697,15.472152	1	ryby	M, Tox, pest i PCB
47.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27954	j.w. 52.043697,15.472152	1	ryby	M, Tox, pest i PCB

L.p.	Data przyjęcie	Zlecający	Kod próbki	Miejsce pobrania próbek – lokalizacja (GPS – jeśli podano)	liczba próbek	Rodzaj próbek	Kierunki badań - zrealizowane
48.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27955	m. Brody 52.055954,15.431070	1	ryby	M, Tox, pest i PCB
49.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27956	j.w. 52.055954,15.431070	1	ryby	M, Tox, pest i PCB
50.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27957	j.w. 52.055954,15.431070	1	ryby	M, Tox, pest i PCB
51.	„	PIW Zielona Góra	P/22/27958	j.w. 52.055954,15.431070	1	ryby	M, Tox, pest i PCB
52.	„	PIW Gorzów Wlkp.	P/22/27959	Odra 615 km 52.578960,14.662351	2	leszcz, płoć	M, Tox, pest
53.	„	PIW Krosno Odrz.	P/22/27960	Ciek Radnica, gm. Krosno Odrz. 52.078430,15.216507	1	ryby	M, Tox, pest i PCB
54.	„	PIW Krosno Odrz.	P/22/27961	j.w. 52.078430,15.216507	2	ryby	M, Tox, pest i PCB
55.	„	PIW Gryfino	P/22/27962	na wys. M. Bielinek, gm. Nowe Czarnowo 52.940430,14.144732	1	szczupak	M, Tox, pest i PCB
56.	„	PIW Gryfino	P/22/27963	na wys. M. Krajnik Dolny, gm. Chojna 53.033764,14.313072	1	karp	M, Tox, pest i PCB
57.	„	PIW Gryfino	P/22/27964	na wys. M. Bielinek, gm. Nowe Czarnowo 53.131207,14.384276	1	krąp	M, Tox, pest i PCB,
58.	„	PIW Gryfino	P/22/27965	j.w. 53.133717,14.384758	1	sandacz	M, Tox, pest i PCB
59.	„	PIW Gryfino	P/22/27966	na wys. M. Nowe Czarnowo 53.208248,14.463136	1	leszcz	M, Tox, pest i PCB
60.	„	PIW Gryfino	P/22/27967	na wys. M. Gryfino 53.241398,14.482097	1	krąp	M, Tox, pest i PCB
61.	„	PIW Gryfino	P/22/27968	na wys. M. Żabnica 53.285461,14.494667	1	leszcz	M, Tox, pest i PCB
62.	„	PIW Gryfino	P/22/28264	Nowe Czarnowo	4	jazgarz okoń węgorz karaś	M, Tox, sekcja, pest i PCB

L.p.	Data przyjęcie	Zlecający	Kod próbki	Miejsce pobrania próbek – lokalizacja (GPS – jeśli podano)	liczba próbek	Rodzaj próbek	Kierunki badań - zrealizowane
63.	2022-08-18	PIW Myślibórz	P/22/28266	Ciek, gosp. Ryb 32100001 52.669792,14.461386	2	leszcz	M, Tox, pest i PCB
64.	„	PIW Gryfino	P/22/28267	gosp. ryb. 32062717 53.226791,14.476520	1	karp	M, Tox, pest i PCB
65.	„	PIW Gryfino	P/22/28268	j.w. 53.226482,14.476513	1	karp	M, Tox, pest i PCB
66.	„	PIW Gryfino	P/22/28269	gosp. ryb. 32062716 53.230228,14.477292	1	karp	M, Tox, pest i PCB
67.	„	PIW Gryfino	P/22/28270	j.w. 53.230282,14.477336	1	karp	M, Tox, pest i PCB
68.	„	PIW Gryfino	P/22/28271	na wys. M. Żabnica 53.285561,14.494587	1	małże	M, Tox, pest
69.	„	PIW Szczecin	P/22/28272	Przystań 3262 53.355652,14.554500	1	szczupak	M, Tox, pest i PCB
70.	„	PIW Nowa Sól	P/22/28275	j.w. 51.801044,15.732827	1	małże	M, Tox, pest
71.	„	PIW Słubice zs Ośno Lubuskie	P/22/28276	m. Górzycza, Stara Wieża Strażnicza	3	leszcz płoć szczupak	M, Tox, pest i PCB
72.	„	PIW Słubice zs Ośno Lubuskie	P/22/28277	j.w.	2	krąp leszcz	M, Tox, pest i PCB
73.	2022-08-19	PIW Zielona Góra	P/22/28520	Nietków 52.046867,15.348168	1	sum	M, Tox, pest i PCB
74.	„	PIW Zielona Góra	P/22/28521	Nietków 52.046867,15.348168	1	ryby	
75.	„	PIW Zielona Góra	P/22/28522	m. Nietków 52.046867,15.348168	1	sum	M, Tox, pest i PCB
76.	„	PIW Krosno Odrz.	P/22/28523	Ciek Maszewo – Biała Góra, gm. Krosno Odrz. 52.068668,15.012560	2	Sum, boleń	M, Tox, pest i PCB
77.	„	PIW Słubice zs Ośno Lubuskie	P/22/28524	Wody Polskie, m. Górzycza, Stara Wiata Strażnicza	2	kleń	M, Tox, pest i PCB
78.	„	PIW Gorzów Wlkp.	P/22/28525	Odra 617 km 52.584442,14.621718	2	leszcz szczupak	M, Tox, pest i PCB
79.	„	PIW Gorzów Wlkp.	P/22/28526	j.w.	2	kleń szczupak	M, Tox, pest i PCB

L.p.	Data przyjęcie	Zlecający	Kod próbki	Miejsce pobrania próbek – lokalizacja (GPS – jeśli podano)	liczba próbek	Rodzaj próbek	Kierunki badań - zrealizowane
				52.584042,14.621999			
80.	„	PIW Szczecin	P/22/28538	Ciek 3262 53.371189,14.595280	1	boleń	M, Tox, pest i PCB
81.	„	PIW Szczecin	P/22/28539	j.w. 53.371189,14.595280	1	boleń	M, Tox, pest i PCB
82.	„	PIW Szczecin	P/22/28540	j.w. 53.371189,14.595280	1	boleń	M, Tox, pest i PCB
83.	„	PIW Szczecin	P/22/28541	j.w. 53.359360,14.559620	1	leszcz	M, Tox, pest i PCB
84.	„	PIW Szczecin	P/22/28542	j.w. 53.359360,14.559620	1	sandacz	M, Tox, pest i PCB
85.	„	PIW Szczecin	P/22/28543	j.w. 53.369560,14.594350	1	małże	M, Tox, pest
86.	„	PIW Szczecin	P/22/28544	j.w. 53.36956,1459435	1	wzdreğa	Sekcja, bakteriologia
87.	„	PIW Gryfino	P/22/28545	Gryfino 53.255993,14.484129	1	szczupak	M, Tox, pest i PCB
88.	„	PIW Gryfino	P/22/28546	Czarnowo gm. Gryfino 53.36956,14.59435	4	bass słoneczny jazgarz, okoń, krąp	Sekcja, M, Tox, pest i PCB
89.	2022-08-20	PIW Szczecin	P/22/28695	ptak znaleziony na wyspie W28 Wielki Zalew	1	mewa	Grypa, M, Tox, pest i PCB
90.	„	PIW Szczecin	P/22/28696	Ciek 3262 53.369560,14.594350	1	wzdreğa	M, Tox, pest i PCB
91.	2022-08-20	PIW Kędzierzyn-Koźle	P/22/28697	na Kanale Gliwickim w m. Kędzierzyn – Koźle 50.35357,1823957	1	leszcz	sekcja
92.	2022-08-22	PIW Zielona Góra	P/22/28701	Port Cigacice 52.032124,15.610378	2	Okoń, jaź	M, Tox, pest i PCB
93.	„	PIW Międzyrzecz	P/22/28702	52.518589,15.423780	2	szczupak, krąp	M, Tox, pest i PCB
94.	„	PIW Szczecin	P/22/28703	Ciek 3262 53.346081,14.497872	3	jazgarz okoń sandacz	M, Tox, pest i PCB

L.p.	Data przyjęcie	Zlecający	Kod próbki	Miejsce pobrania próbek – lokalizacja (GPS – jeśli podano)	liczba próbek	Rodzaj próbek	Kierunki badań - zrealizowane
95.	„	PIW Szczecin	P/22/28704	j.w. 53.346081,14.497872	5	kleń szczupak okoń, krąp miętus	M, Tox
96.	„	PIW Szczecin	P/22/28705	j.w. 53.321808,14.473218	4	sum, okoń jazgarz miętus	M, Tox, pest i PCB
97.	„	PIW Szczecin	P/22/28706	j.w. 53.321808,14.473218	2	szczupak sandacz	M, Tox, pest i PCB
98.	„	PIW Szczecin	P/22/28707	j.w. 53.321808,14.473218	1	szczupak	M, Tox, pest i PCB
99.	„	PIW Szczecin	P/22/28708	j.w. 53.321808,14.473218	1	szczupak	M, Tox, pest i PCB
100.	2022-08-23	ZHW Katowice	P/22/28944	Rzeka Ner, m. Zbylczyce, gm. Świnice Warckie (PIW Kutno) 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
101.	„	ZHW Katowice	P/22/28945	j.w. 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
102.	„	ZHW Katowice	P/22/28946	j.w. 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
103.	„	ZHW Katowice	P/22/28947	j.w. 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
104.	„	ZHW Katowice	P/22/28948	j.w. 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
105.	„	ZHW Katowice	P/22/28949	j.w. 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
106.	„	ZHW Katowice	P/22/28950	j.w. 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
107.	„	ZHW Katowice	P/22/28951	j.w. 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
108.	„	ZHW Katowice	P/22/28952	j.w. 52.081181,18.922880	1	ryby	PCB
109.	2022-08-24	PIW Szczecin	P/22/29090	Ciek 3211 53.345657,14.407104	3	okoń wzdręga krąp	M, Tox, pest i PCB
110.	„	PIW Szczecin	P/22/29091	Ciek	2	lin	pest i PCB

L.p.	Data przyjęcie	Zlecający	Kod próbki	Miejsce pobrania próbek – lokalizacja (GPS – jeśli podano)	liczba próbek	Rodzaj próbek	Kierunki badań - zrealizowane
				53.321315,14472958			
111.	„	PIW Szczecin	P/22/29092	Ciek 53.321315,14472958;	1	sum wzdrga	sekcja
112.	„	PIW Szczecin	P/22/29093	Ciek 53.345699,14.497104	1	szczupak	sekcja
113.	„	PIW Szczecin	P/22/29094	Ciek 53.345699,14.497104	2	okoń jazgarz	pest i PCB
114.	2022-09-01	PIW Kędzierzyn-Koźle	P/22/30271	Śluza Sławęcice na Kanale Gliwickim m. Kędzierzyn-Koźle 50.363764,18.287568	1	płóć	sekcja
115.	2022-09-05	PIW Strzelce Opolskie	P/22/30699	Marina Ujazd, ul. Chrobrego 7 nad Kanałem Gliwickim 50,38178,18.34736	1	leszcze, płocie, sandacz	sekcja

LEGENDA:

M – metale toksyczne

Tox – badanie toksykologiczne ogólne

Pest – pestycydy

Skaż.prom – radioizotopy cezu

PBDE – polibromowane difenyletery

Dioks – dioksyny

Perfluor – związki perfluorowane

PCB – polichlorowane bifenyle

Pest i PCB – pestycydy i polichlorowane bifenyle



**VI. TŁO FAKTOGRAFICZNE
SFORMUŁOWANIA
I WERYFIKACJI HIPOTEZY
O ZWIĄZKU ŚNIĘCIA RYB
Z AKTYWNOŚCIĄ
GLONÓW W ODRZE**

VI. TŁO FAKTOGRAFICZNE SFORMUŁOWANIA I WERYFIKACJI HIPOTEZY O ZWIĄZKU ŚNIĘCIA RYB Z AKTYWNOŚCIĄ GLONÓW W ODRZE

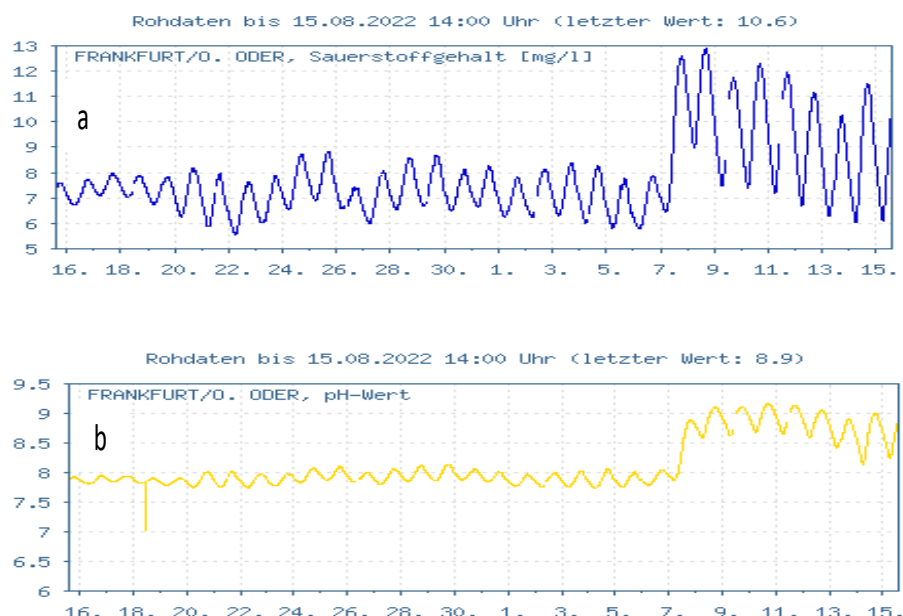
Ryszard Szetela

WPROWADZENIE

Interpretacja sukcesywnie uzyskiwanych danych hydrologicznych, meteorologicznych, biologicznych i fizykochemicznych obserwowanego przestrzenno-czasowego przebiegu „katastrofy” pozwoliła na sformułowanie, a następnie na weryfikację, hipotezy o bezpośrednim związku obserwowanego śnięcia ryb z obecnością zakwitów glonów w Odrze. W kontekście trafnie formułowanego już publicznie pytania *‘dlaczego „hipoteza glonowa” nie pojawiła się wcześniej?’*, wydaje się ważne przedstawienie chronologii czasowej wypracowania tej hipotezy.

VI.1. WPŁYW ZAKWITU FITOPLANKTONU NA WYBRANE PARAMETRY CHEMICZNE WODY

W zlewni górnej i środkowej Odry zlokalizowane są zbiorniki wodne, pełniące różne funkcje, o łącznej pojemności całkowitej ponad 550 mln m³. W wielu z nich sezonowo występują zakwitki fitoplanktonu, który z przepływem wody trafia do Odry. Podczas zakwitów glonów intensywność fotosyntezy jest bardzo duża, więc przebiegi czasowe stężenia tlenu rozpuszczonego i pH charakteryzują się zarówno wysokimi wartościami średnimi, jak i znaczną amplitudą wahań. Jeśli dodatkowo nie występują zakłócenia dobowej cykliczności nasłonecznienia przez zmienne zachmurzenie, to graficzny obraz zjawiska nie pozostawia wątpliwości, że mamy do czynienia z zakwitami. Obraz zarejestrowany na stacji pomiarowej jakości wody Odry we Frankfurcie nad Odrą, a szczególnie skokowa zmiana obrazu zjawiska w okresie 7-8 sierpnia może wskazywać na wystąpienie takiej sytuacji (ryc. VI.1).

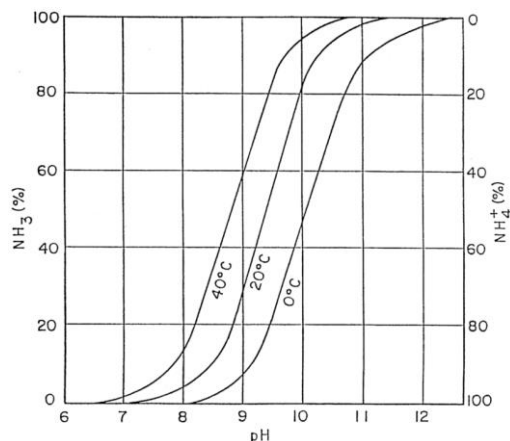


Rycina VI.1 Przebiegi czasowe zarejestrowane na stacji pomiarowej we Frankfurcie nad Odrą (sporządzono na bazie obrazów pobranych ze strony internetowej [2]). (a) Stężenia tlenu rozpuszczonego, (b) pH

Wzrost pH wody w wyniku zakwitów prowadzi do przekształcenia zawartego w niej azotu amonowego w formie zjonizowanej - NH_4^+ (stosunkowo nietoksycznej dla ryb) do formy niezjonizowanej - NH_3 (silnie toksycznej dla ryb już w bardzo małych stężeniach) zgodnie z reakcją:



Udział formy NH_3 w sumie obu form, stanowiących analityczne stężenie azotu amonowego, jest rosnącą funkcją pH i temperatury (ryc.VI.2.).



Rycina VI.2 Zależność udziałów form azotu amonowego od pH i temperatury (USEPA,1999)

W temperaturach rzędu $25^\circ C$ i pH rzędu 9.0 udział bardzo toksycznej formy NH_3 jest bardzo duży, zatem nawet przy dopuszczalnych normami stężeniach azotu amonowego (np. $0.5 \text{ g N-NH}_4/\text{m}^3$) może mieć miejsce toksyczny wpływ NH_3 na ryby (USEPA,1999).

Niezależnie od toksyczności amoniaku, w warunkach polskich regularnie odnotowuje się występującą toksyczność wywołaną toksynami organicznymi, wydzielanymi do wody przez kwitnący fitoplankton (np. sinice). Obecność wydzielonych toksyn znajduje odzwierciedlenie we wzroście absorpcji promieniowania UV w zakresie 256 nm, będącej miarą stężenia rozpuszczonych związków organicznych w wodzie.

VI.2. FORMUŁOWANIE „HIPOTEZY GLONOWEJ”

Istotny walor diagnostyczny we wstępnym formułowaniu tzw. „hipotezy glonowej” miały informacje o wysokich stężeniach tlenu rozpuszczonego i wartościach pH wody. W tabeli VI.1 przedstawiono dane wskazujące na istnienie informacji o wysokich wartościach stężenia tlenu rozpuszczonego i pH już na przełomie lipca i sierpnia. Zasadniczo, na podstawie takich danych można było wstępnie sformułować hipotezę, objaśniającą przyczynę podwyższonych wartości pH i stężenia tlenu rozpuszczonego.

Tabela VI.1 Stężenie tlenu rozpuszczonego i pH wody w Odrze na przetomie lipca i sierpnia oraz w sierpniu 2022 r.

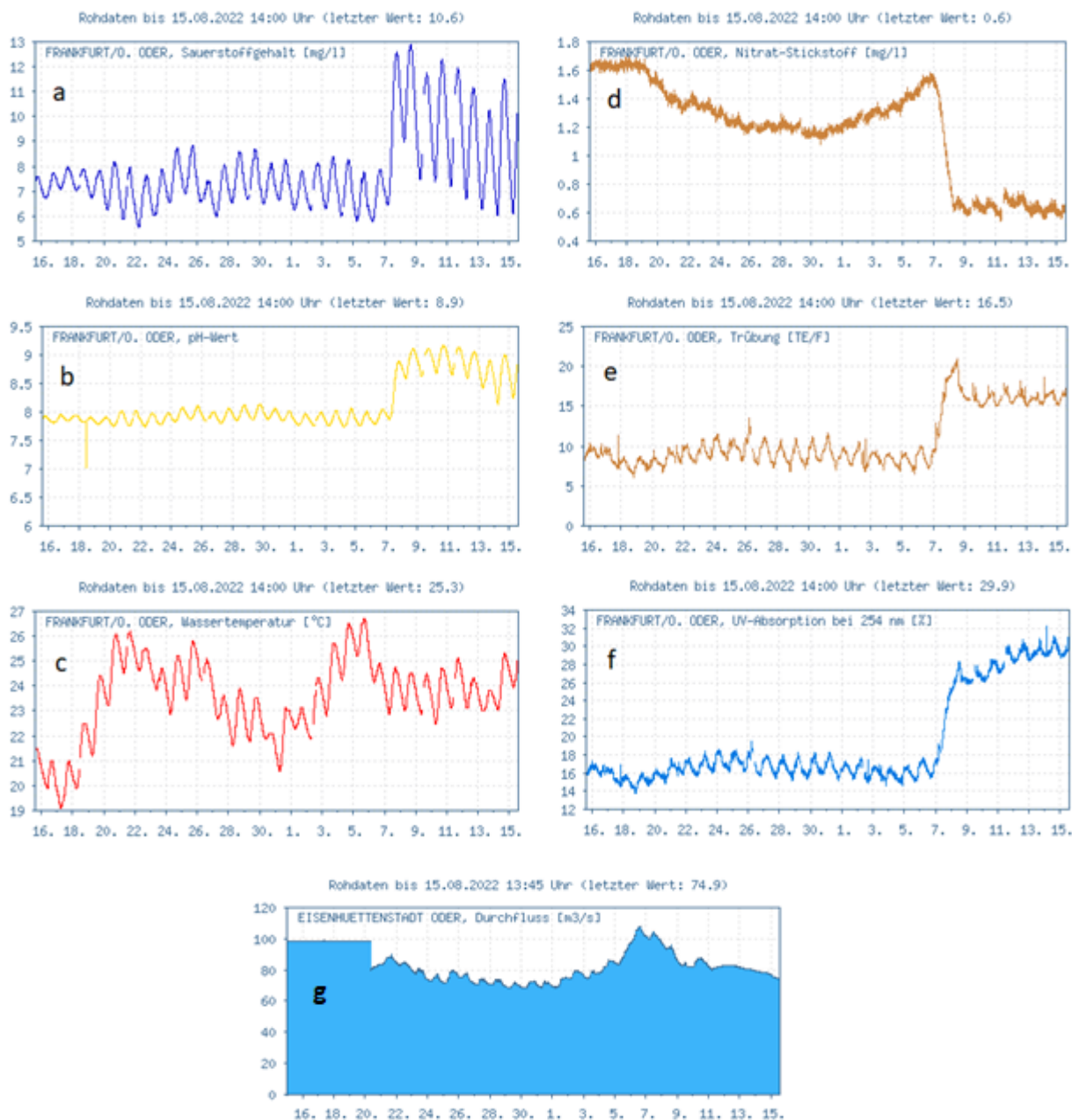
Miejsce poboru próby	Data poboru	Godzina poboru	Tlen rozpuszczony [g O ₂ /m ³]	pH	Temp. [°C]
Kanał Gliwicki - Marina	03.08.2022	?	16.0	8.9	28.4
	04.08.2022	?	15.0	8.4	23.1
	05.08.2022	?	17.6	8.1	26.2
Kanał Gliwicki - Pyskowice	03.08.2022	?	14.1	8,6	26.9
	04.08.2022	?	13.6	8.2	23.2
	05.08.2022	?	13.1	8.5	26.3
Kanał Gliwicki – Ujazd	05.08.2022	?	23.0	8.3	30.3
	11.08.2022	?	21.4	7.5	24.0
	12.08.2022	?	15.5	8.7	22.9
	13.08.2022	?	13.0	8.6	23.2
	14.08.2022	?	11.7	8.6	22.8
15.08.2022	?	13.8	8.7	23.6	
Kanał Gliwicki - Pławniowice	05.08.2022	?	13.2	8,5	29.0
Kanał Kędzierzyński – Kędzierzyn Koźle	05.08.2022	?	16.7	9.6	27.4
	11.08.2022	?	22.1	9.3	22.4
	12.08.2022	?	18.7	9.1	21.8
	13.08.2022	?	13.7	8.9	21.5
15.08.2022	?	13.8	8.9	22.1	
Odra – miasto Oława	28.07.2022	11:10	12.4	9.1	23.7
	11.08.2022	?	10.4	8.3	22.9
Kanał Odry – powyżej śluzy w Oławie	03.08.2022	?	11.2	8.6	25.7
Odra - jaz Lipki	05.08.2022	?	10.5	8.3	25.8
Odra poniżej jazu Lipki	28.07.2022	10:20	11.9	9.1	23.6
	05.08.2022	?	10.2	8.6	24.3
	03.08.2022	?	10.9	8.4	23.6
Odra powyżej Wrocławia - Łany	28.07.2022	11:40	10.9	9.0	24.2
	01.08.2022	12:00	10.4	8.9	-
	05.08.2022	?	10.9	8.4	24.4
	05.08.2022	?	12.4	8.5	26.0
Odra – miasto Klucze	04.08.2022	?	15.2	9.3	25.3
Odra - Widziszów	05.08.2022	?	19.4	9.3	26.9
Odra – Brzeg Głogowski	04.08.2022	?	14.3	9.1	25.2
Odra – Bytom Odrzański	05.08.2022	?	14.7	9.2	26.2
	10.08.2022	?	12.5	8.8	23.4
	11.08.2022	?	12.2	8.9	23.8
	12.08.2022	?	11.4	8.6	22.8
	13.08.2022	?	9.8	8.3	22.1
	14.08.2022	?	10.0	8.2	22.4
15.08.2022	?	10.0	8.2	22.8	
Odra –Ratowice	08.08.2022	?	12.7	8.6	23.9
Zakole Odry – „Bajkał”	11.08.2022	?	13.4	9.3	24.7
	13.08.2022	?	12.3	9.3	23.2
Odra –Ciechanów	13.08.2022	?	9.5	8.5	22.7
Odra - Wietszyce	10.08.2022	?	13.5	8.9	22.7
	12.08.2022	?	11.3	8.8	23.3
Odra - Głogów	13.08.2022	?	9.9	8.3	22.2
Odra – Krosno Odrzańskie	06.08.2022	?	10.4	8.8	23.4
	07.08.2022	?	10.5	9.0	23.1
	09.08.2022	?	9.7	9.0	22.4
	10.08.2022	?	11.3	9.2	23.1
	11.08.2022	?	10.5	9.0	22.4
	12.08.2022	?	10.7	9.0	23.3
	13.08.2022	?	10.1	8.8	23.0
	14.08.2022	?	10.9	8.7	24.3
15.08.2022	?	9.3	8.7	23.3	
Odra – Słubice	09.08.2022	?	9.9	9.1	23.2
	10.08.2022	?	9.7	9.1	23.4
	11.08.2022	?	9.9	9.1	24.0
	12.08.2022	?	9.1	8.9	23.8

Miejsce poboru próby	Data poboru	Godzina poboru	Tlen rozpuszczony [g O ₂ /m ³]	pH	Temp. [°C]
	14.08.2022	?	9.3	8.9	24.2
	15.08.2022	?	9.1	8.8	24.0
Odra – Kostrzyn	06.08.2022	?	9.4	8.5	24.5
	07.08.2022	?	9.6	8.4	23.3
	10.08.2022	?	9.4	9.2	22.8
	11.08.2022	?	9.5	9.2	22.6
	12.08.2022	?	9.2	9.1	23.2
	13.08.2022	?	8.9	9.1	23.0
	14.08.2022	?	9.1	9.0	23.2
	15.08.2022	?	8.6	9.0	23.8
Odra – Ognice	11.08.2022	?	9.4	8.7	23.5
	12.08.2022	?	9.2	8.7	23.5

? – Brak godziny poboru próby (według informacji ustnej GIOŚ próby są rutynowo pobierane w godzinach od 8:00 do 12:00). Należy więc sądzić, że odnośne wyniki są poniżej wartości maksymalnych w dobie.

Wstępnie sformułowana „hipoteza glonowa”, zakładała zrzut dużego ładunku glonów (np. ze zbiornika, w którym wystąpił masowy zakwit) w górnym biegu Odry i jego sukcesywne przenoszenie (oraz ciągłe namnażanie) z przepływem wody w kierunku dolnych odcinków rzeki. Spływająca chmura glonów powoduje nasilenie objawów fotosyntezy (wzrost stężenie tlenu rozpuszczonego i wysokie pH), co mogło skutkować śnięciem ryb.

Do weryfikacji sformułowanej wcześniej „hipotezy glonowej” posłużyły m.in. wyniki ciągłych pomiarów jakości wody Odry na stacji Frankfurt nad Odrą, w okresie miesiąca przed 15.08.2022 r. Na przełomie 7 i 8 sierpnia br. nastąpiła **skokowa** zmiana wszystkich parametrów bezpośrednio związanych z procesem fotosyntezy. Średnie dobowe stężenie tlenu rozpuszczonego wzrosło z około 7 g O₂/m³ do około 10 g O₂/m³ (czyli istotnie powyżej wartości nasycenia), przy jednoczesnym wzroście pH z około 7,9 do około 8,9. Dobowe amplitudy wahań obu parametrów wzrosły około dwukrotnie. Obrazy dobowego cyklu zmian stężenia tlenu rozpuszczonego i wartości pH stanowią **jednoznaczny** dowód aktywnej fotosyntezy. Ewentualna możliwość wywołania przebiegów o takim charakterze doprowadzaniem jakiegoś chemicznego prekursora tlenu cząsteczkowego (O₂) jest w praktyce całkowicie nierealna. Skokowi stężenia tlenu i pH towarzyszył adekwatny skokowy spadek stężenia azotanów, będących źródłem azotu dla organizmów fotosyntetyzujących, co stanowi kolejny, logiczny element dowodzący wzrostu szybkości fotosyntezy. Należy nadmienić, że w interesującym okresie intensywność promieniowania słonecznego (niepokazana na ryc.VI. 3.) pozostawała na mniej więcej podobnym, wysokim poziomie.



Rycina VI.3 Przebiegi czasowe parametrów wody zarejestrowane na stacji pomiarowej we Frankfurcie nad Odrą (sporządzono na podstawie obrazów pobranych ze strony internetowej[2]): (a) tlen rozpuszczony, (b) pH, (c) temperatura wody, (d) azot azotanowy, (e) mętność, (f) absorpcja UV 254 nm, (g) natężenie przepływu.

Wzrost szybkości fotosyntezy można było tłumaczyć alternatywnie na dwa sposoby.

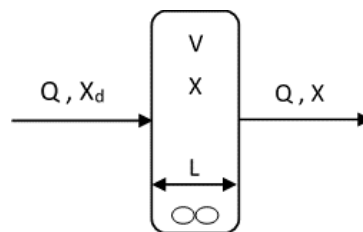
1. Wzrost stężenia organizmów fotosyntezujących w przekroju pomiarowym, przy braku wzrostu (lub nawet pewnym spadku) szybkości fotosyntezy na jednostkę masy organizmów.
2. Wzrost szybkości fotosyntezy na jednostkę masy organizmów, przy niezmiennym stężeniu organizmów fotosyntezujących w przekroju pomiarowym.

Druga opcja mogłaby być wykluczona (lub potwierdzona) bezpośrednio, gdyby obok (lub zamiast) zapisu mętności wody (będącej miarą stężenia zawiesiny) był dostępny zapis stężenia chlorofilu⁹.

⁹ Dopiero ponad miesiąc później (19.09.2022 r.) znalazłem (dość przypadkowo) stronę internetową [3] z 30-to dobowym zapisem stężenia chlorofilu na stacji pomiarowej Frankfurt nad Odrą. Niestety, nie obejmował on już najbardziej

Z braku takiego zapisu [2], opcję tę wykluczono na podstawie następujących przesłanek pośrednich. W okresie przed 7/8 sierpnia kluczowe czynniki, mające wpływ na jednostkową szybkość fotosyntezy, były korzystniejsze (wyższa temperatura wody i wyższe stężenie azotanów) lub analogiczne (intensywność promieniowania słonecznego) jak w okresie późniejszym. Na tej podstawie można było jednoznacznie stwierdzić, że przyczyną zaobserwowanego skoku szybkości fotosyntezy w przekroju pomiarowym był istotny wzrost ilości organizmów fotosyntezujących. Bezpośrednim potwierdzeniem tego są wyniki pomiarów mętności, wody (ryc. VI.3c). Także wzrost absorpcji UV (ryc. VI.3f), będący miarą stężenia rozpuszczonych związków organicznych (w tym ewentualnie toksyn wydzielanych przez fitoplankton) pozostaje w logicznej zgodności ze wzrostem stężenia organizmów fotosyntezujących.

Rozstrzygnięcia wymagała również wątpliwość, czy te dodatkowe organizmy **błyskawicznie** namnożyły się w przekroju pomiarowym wskutek wyjątkowo sprzyjających okoliczności, czy też dopłynęły z góry rzeki. Pierwsza opcja wymaga założenia, że w pobliżu lokalizacji sondy pomiarowej znajduje się nisza („matecznik”) o sporej objętości (V), w której błyskawicznie zaczął się namnażać fitoplankton. Poniżej wykazano, że przy rozsądnych objętościach takiego potencjalnego matecznika, opcja ta jest całkowicie nierealistyczna. Wychodząc z prawa zachowania masy, można zapisać bilans ładunków glonów dla przekroju pomiarowego, którego schemat przedstawiono na ryc. VI.4.



Rycina VI.4 Schemat do równania bilansu masy w przekroju pomiarowym, przy założeniu dobrze wymieszanej niszy („matecznika”) wokół sondy pomiarowej.

Przyjmując, że przekrój pomiarowy jest zasilany jedynie wodą z odcinka rzeki bezpośrednio powyżej (w ilości $Q(t)$ [m^3/d]), a dopływ boczny jest nieistotny (tak jak w przekroju Frankfurtu nad Odrą), równanie bilansu masy fitoplanktonu w niszy o objętości V ma postać:

$$\frac{d[V(t) \cdot X(t)]}{dt} = Q(t) \cdot X_d(t) - Q(t) \cdot X(t) + \mu_X(t) \cdot V(t) \cdot X(t) \quad (1)$$

gdzie:

- V – objętość hipotetycznej niszy [m^3]
- X_d – stężenie fitoplanktonu na dopływie do odcinka pomiarowego [g/m^3]
- X – stężenie fitoplanktonu na odcinka pomiarowym [g/m^3]
- μ_X – stała szybkości przyrostu fitoplanktonu [d^{-1}]

W równaniu (1) wszystkie człony są zasadniczo funkcjami czasu. Gdy te funkcje są znane (wystarczą dyskretne ciągi czasowe) to równanie (1) można rozwiązać numerycznie (przeprowadzić symulację), uzyskując przebieg czasowy stężenia fitoplanktonu - $X(t)$ w przekroju pomiarowym. W sytuacji braku

interesującego przedziału w sąsiedztwie skoku na przełomie 7/8 sierpnia. Niemniej jednak, zapis ten stanowi przesłankę do uzasadnionego przypuszczenia, że nastąpił wtedy około 5-cio krotny skok stężenia chlorofilu.

wystarczających danych, można jedynie przeprowadzić uproszczoną (ale w pełni wystarczającą do wyciągnięcia miarodajnych wniosków) analizę stanu pseudo-ustalonego.

Wykorzystując fakt mniej więcej stałych w czasie od 9.08.2022 r. wartości średnich (\bar{v}_{sr}) poszczególnych wielkości (patrz ryc. 3.) oraz zakładając najkorzystniejsze dla opcji błyskawicznego namnażania się fitoplanktonu w przekroju pomiarowym, czyli przyjmując, że fitoplankton mnoży się ciągle z szybkością maksymalną $\mu_X(t) = \mu_{X,max} \approx const$, równanie (1) przyjmuje postać dla stanu pseudo-ustalonego:

$$0 \approx Q_{\bar{v}_{sr}} \cdot X_{d,\bar{v}_{sr}} - Q_{\bar{v}_{sr}} \cdot X_{\bar{v}_{sr}} + \mu_{X,max} \cdot V_{\bar{v}_{sr}} \cdot X_{\bar{v}_{sr}} \quad (2)$$

Oznaczając średni czas przebywania cząstek wody (i glonów w niej niesionych) w przestrzeni oddziaływania na punkt lokalizacji sond pomiarowych $T_{\bar{v}_{sr}} \stackrel{def}{=} \frac{V_{\bar{v}_{sr}}}{Q_{\bar{v}_{sr}}}$ (tzw. hydrauliczny czas przetrzymania), po przekształceniach równania (2) otrzymujemy równanie (3), opisujące stopień wzrostu stężenia fitoplanktonu w przekroju pomiarowym, względem wartości w dopływie z górnego odcinka rzeki.

$$\frac{X_{\bar{v}_{sr}}}{X_{d,\bar{v}_{sr}}} \approx \frac{1}{1 - \mu_{X,max} \cdot T_{\bar{v}_{sr}}} \quad (3)$$

Z uwagi na wyjściowe założenia upraszczające opis fizyki transportu, równanie (2) dobrze odpowiada tylko sytuacjom, w których spełnione jest założenie dobrego wymieszania wzdłużnego na odcinku rzeki pełniącym funkcję hipotetycznej niszy, w której miałyby następować to błyskawiczne namnażanie fitoplanktonu. Wydaje się, że skrajnie optymistyczny, górny szacunek zasięgu takiej niszy w nurcie rzeki to nie więcej niż kilkaset metrów.

Wartość $X_{\bar{v}_{sr}}/X_{d,\bar{v}_{sr}}$ należy interpretować jako miarę stopnia przyrostu stężenia glonów w przekroju pomiarowym ponad wartość w dopływie do tego przekroju. Wartości zbliżone do jedności **świadczą o dominacji dopływu nad przyrostem, co stanowi dowód falowego spływu fitoplanktonu z góry rzeki.**

W tabeli VI.2 przedstawiono wartości liczbowe $X_{\bar{v}_{sr}}/X_{d,\bar{v}_{sr}}$ obliczone ze wzoru (3) dla różnych prawdopodobnych wartości $\mu_{X,max}$ i $T_{\bar{v}_{sr}}$. Obok wartości $T_{\bar{v}_{sr}}$ podano wynikającą z niej długość zasięgu odcinka oddziaływania (L [m]) na punkt lokalizacji sond pomiarowych, przy założeniu średniej prędkości przepływu wody w rzece ($v_{\bar{v}_{sr}}$) 1 m/s.

Tabela VI.2 Wyniki symulacji stopnia przyrostu stężenia fitoplanktonu w przekroju pomiarowym.

$v_{\bar{v}_{sr}} = 1 \text{ m/s}$	$T_{\bar{v}_{sr}}$	L	$T_{\bar{v}_{sr}}$	L	$T_{\bar{v}_{sr}}$	L	$T_{\bar{v}_{sr}}$	L	$T_{\bar{v}_{sr}}$	L	$T_{\bar{v}_{sr}}$	L	$T_{\bar{v}_{sr}}$	L
	[min]	[m]	[min]	[m]	[min]	[m]	[min]	[m]	[min]	[m]	[min]	[m]	[min]	[m]
	1	60	2	120	3	180	6	360	12	720	24	1440	48	2880
$\mu_{X,max}$ d^{-1}	$X_{\bar{v}_{sr}}/X_{d,\bar{v}_{sr}}$													
0.2	1,0001		1,0003		1,0004		1,0008		1,0017		1,0033		1,0067	
0.5	1,0003		1,0007		1,0010		1,0021		1,0042		1,0084		1,0169	
1.0	1,0007		1,0014		1,0021		1,0042		1,0084		1,0169		1,0345	

2.0	1,0014	1,0028	1,0042	1,0084	1,0169	1,0345	1,0714
-----	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

Wartości $X_{\dot{s}r}/X_{d,\dot{s}r}$ są praktycznie równe jedności, co jednoznacznie świadczy, że skok stężenia widoczny na ryc. VI.3e jest wynikiem dopłynięcia do przekroju pomiarowego chmury fitoplanktonu. Można zatem stwierdzić, że:

1. 7.08.2022 r. do przekroju pomiarowego we Frankfurcie nad Odrą dopłynęła woda niosąca chmurę fitoplanktonu.
2. Można wykluczyć możliwość wytworzenia się takiej chmury na odcinkach rzeki w niedużej odległości powyżej przekroju pomiarowego.
3. Pokazany na ryc. VI.3e przebieg czasowy stężenia fitoplanktonu od 7.08.2022 r. odzwierciedla kształt „zatrzymanego w kadrze” obrazu przestrzennego rozkładu stężenia fitoplanktonu w chmurze. Wystarczy przekształcić oś czasu na ryc. VI.3e w oś położenia na kierunku przepływu, mnożąc upływ czasu od 7.08.2022 r. przez średnią prędkość przepływu wody.
4. Samoistne wytworzenie się w nurcie rzeki tak charakterystycznej chmury fitoplanktonu wydaje się niemożliwe bez wprowadzenia/wprowadzania do niej relatywnie dużego ładunku fitoplanktonu, nagromadzonego wcześniej w miejscu silnego zakwitu.

Przedstawiona powyżej analiza stała się podstawą do zaproponowanego (15.08.2022) hipotetycznego scenariusza przestrzenno-czasowego przebiegu „katastrofy”, której „mechanizmem spustowym” był dopływ fitoplanktonu do rzeki, najprawdopodobniej z któregoś ze zbiorników w zlewni górnej Odry.

Mimo jednoznacznych dowodów, wskazujących na zasadniczą słuszność „hipotezy glonowej”, w tej fazie prac brak było danych, wystarczających do sformułowania twardego sądu o bezpośrednich przyczynach obserwowanego śnięcia ryb.

W dniu 19.08.2022 r. Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie udostępnił informację, że w próbce wody z Odry (pobranej 12.08.2022 r. na wysokości Słubic, czyli blisko przekroju pomiarowego we Frankfurcie nad Odrą) stwierdzono bardzo wysokie stężenie glonów *Prymnesium parvum* (ponad 83 mln kom. L⁻¹), potencjalnie bardzo toksycznych dla organizmów skrzelowych. Tym samym sformułowana wcześniej „hipoteza glonowa” została potwierdzona bezpośrednimi dowodami empirycznymi. Następnie potwierdzona została obecność w wodzie Odry ichtiotoksyn produkowanych przez *Prymnesium parvum*, a potem zgromadzone zostały dowody naukowe na ich bezpośredni związek z obserwowanym śnięciem ryb (opisane w następujących rozdziałach raportu).

Naukowe potwierdzenie prawdziwości „hipotezy glonowej” w zakresie stwierdzenia, a następnie udokumentowania wynikami badań bezpośredniego związku śnięcia ryb (oraz innych organizmów skrzelowych) z aktywnością glonów *Prymnesium parvum* jest krokiem kluczowym. Zgromadzone dotychczas dane pozwalają na jakościową rozbudowę zaproponowanego 15.08.2022 hipotetycznego scenariusza przestrzenno-czasowego przebiegu „katastrofy”. Przedstawione w raporcie dane pomiarowe przemawiają za hipotezą zrzutu zaszczepiającego ładunku *Prymnesium parvum* w zlewni górnej Odry i przemieszczaniem się uformowanej chmury glonów w dół rzeki.

Przedstawiona w rozdziale 5. raportu analiza zdjęć satelitarnych oraz bezpośrednie analizy ilościowości *Prymnesium parvum* (rozdział 7) i ilości względnej prymnezyn (rozdział 9) wskazują, że spływający rzeką fitoplankton jest tamowany na przeszkodach w rzece (np. w przestrzeniach międzyostrogowych) oraz gromadzi się w przyrzecznych zalewach. Mnoży się tam i stopniowo (z opóźnieniem) zasila główny

nurt rzeki. W tabeli 3 przedstawiono wyniki pomiarów stężenia *Prymnesium parvum* w trzech zbiornikach przyrzecznych Odry oraz w nurcie rzeki między Oławą a Wrocławiem. Pomiarzy były wykonane 19.08.2022 r. Stężenia *Prymnesium parvum* zanotowane wówczas w Odrze były wielokrotnie niższe niż w zalewach (z wyjątkiem punktu zlokalizowanego w zasięgu strumienia wymiany wody z rzeką).

Tabela VI.3 Stężenia *Prymnesium parvum* w przyrzecznych zbiornikach i nurcie Odry (dane z dnia 19.08.2022 r.)

Nazwa zalewu		Stężenie w zalewie [kom./dm ³]	Stężenie w Odrze w okolicach zalewów [kom./dm ³]	
Łacha Jelcz		198 783 022	Lipki	138 621
Czernica	Punkt w zasięgu strumienia wymiany wody z Odrą	49 700 000		
	Punkty w zakolu oddzielonym półwyspem od strumienia wymiany wody z Odrą	160 939 392	Oława	693 107
Bajkał	Punkt w zasięgu strumienia wymiany wody z Odrą	1 030 000	Powyżej wlotu do zalewu Bajkał	1 524 835
	Punkty w zakolach oddzielonych półwyspami od strumienia wymiany wody z Odrą	77 350 716		
		126 422 675		

Zdjęcia satelitarne, obrazujące przestrzenno-czasowy przebieg zmian stężenia chlorofilu wzdłuż rzeki Odry w okresie od 19.07.2022 r. do 26.08.2022 r. przedstawione w rozdziale 5. znacząco uprawdopodobniają hipotezę lokalizacji pierwotnego źródła *Prymnesium parvum* w górnym biegu Odry oraz sukcesywnego przemieszczania się chmury glonów w dół rzeki.

WNIOSKI

Bezpośredni związek śnięcia ryb w Odrze z aktywnością glonów *Prymnesium parvum* został wykazany ponad wszelką racjonalną wątpliwość.

Istnieją bardzo mocne przesłanki do stwierdzenia, że „katastrofa” śnięcia ryb w została zapoczątkowana w górnej Odrze, od przedostania się do rzeki znacznego ładunku namnożonych miejscowo glonów *Prymnesium parvum*.

Na podstawie aktualnie posiadanych danych nie udało się ustalić ewidentnego scenariusza przestrzenno-czasowego przebiegu zjawisk i wskazać niewątpliwego miejsca (miejsc), pierwotnego zrzutu ładunku *Prymnesium parvum*.

PIŚMIENNICTWO

USEPA (1999). *Update of ambient water quality criteria for ammonia – Technical version – 1999*. EPA-823-F99024. USE-PA, Washington DC, USA.

Strony internetowe:

[1] <http://www.mkoo.pl>

[2] https://undine.bafg.de/vorschau/oder/guetemesstellen/oder_mst_frankfurt.html

[3] <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/wasser/fliessgewaesser-und-seen/gewaesserueberwachung/wasserguetemessnetz/frankfurt-oder>



VII. IDENTYFIKACJA OBECNOŚCI I ZAKWITU PRYMNESIUM PARVUM

VII. IDENTYFIKACJA OBECNOŚCI I ZAKWITU *PRYMNESIUM PARVUM*

Agnieszka Napiórkowska-Krzebietke, Krystyna Kalinowska

WPROWADZENIE

Gatunek *Prymnesium parvum* N.Carter należy do jednokomórkowych glonów wiciowych z gromady Haptophyta. Po raz pierwszy został zidentyfikowany w fitoplanktonie słonawowodnego stawu w Bembridge na Wyspie Wight w Anglii i opisany w 1937 roku (Carter 1937). Jest organizmem mikсотroficznym, czyli odżywiającym się autotroficznie (fotosynteza) lub heterotroficznie (martwa materia organiczna). Jest zdolny do produkcji toksyn, tzw. ichtiotoksyn, które działają neurotoksycznie na organizmy skrzelodyszne (Manning i La Claire II 2010, Wagstaff i in. 2021).

Zgodnie z systematyczną klasyfikacją (<https://www.algaebase.org>, <https://www.marinespecies.org>, Guiry 2018) przynależność taksonomiczna tego glonu obejmuje:

Cesarstwo: Eukariota
Królestwo: Chromista
Podkrólestwo: Hacrobia
Gromada: Haptophyta
Klasa: Coccolithophyceae
Podklasa: Prymnesiophycidae
Rząd: Prymnesiales
Rodzina: Prymnesiaceae
Rodzaj: *Prymnesium*
Gatunek: *Prymnesium parvum*

Szkodliwość *Prymnesium parvum* w stosunku do ichtiofauny najczęściej obserwowana była przy liczebnościach tego gatunku na poziomie powyżej 50-100 mln komórek/L, kiedy notowano masowe śnięcia ryb (Aquatic Invasive Species Control Plan Division of Environmental Services, Golden Alga 2021).

VII.1. MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Pierwsze próbki wody do badań fitoplanktonu, w tym *Prymnesium parvum*, pobrano w dniu 12 sierpnia 2022 roku z rzeki Odry na wysokości miasta Słubice w miejscach, w których obserwowano śnięcia ryb. Było to jednocześnie pierwsze stanowisko poboru żywych ryb do badań ichtiopatologicznych. Kolejne pobory próbek wody na obecność *Prymnesium* odbywały się w dniach: 17, 18, 19, 21, 23, 25, 26, 30 i 31 sierpnia oraz 5, 6, 7 i 8 września 2022 roku z miejsc zlokalizowanych w rzece Odrze oraz w zbiornikach wodnych, kanałach i rzekach związanych z Odrą (tabela VII.1 ze względu na swoją obszerność zamieszczona na końcu rozdziału). Kontrolne próbki wody do analiz były pobierane również w kolejnych dniach września w celu monitorowania aktualnego stanu rzeki, kanałów i zbiorników wodnych.

Próbki wody o objętości 1,5 litra (ryc. VII.1) pobierano w warstwy powierzchniowej wody, z głębokości od 0 do 0,5 m w różnych odcinkach rzeki Odry (na długości od górnego do dolnego biegu rzeki) oraz w kanałach, rzekach i zbiornikach wodnych, ściśle związanych z Odrą. Przygotowano

podpróbki wody do analizy żywego materiału pod kątem identyfikacji gatunkowej oraz analizy jakościowej fitoplanktonu, oraz podpróbki wody zakonserwowane płynem Lugola do analizy ilościowej.

Identyfikację taksonomiczną haptofitu *Prymnesium parvum* przeprowadzono metodą mikroskopową przy wykorzystaniu mikroskopu świetlnego Nikon 80i i powiększenia 1000x (okular 10x, obiektyw 100x z użyciem olejku immersyjnego i kontrastu Nomarskiego). Analizy obrazu dokonano przy wykorzystaniu oprogramowania MultiScan. Wykonano dokumentację zdjęciową i filmową oraz każdorazowo dokonano pomiarów komórek.

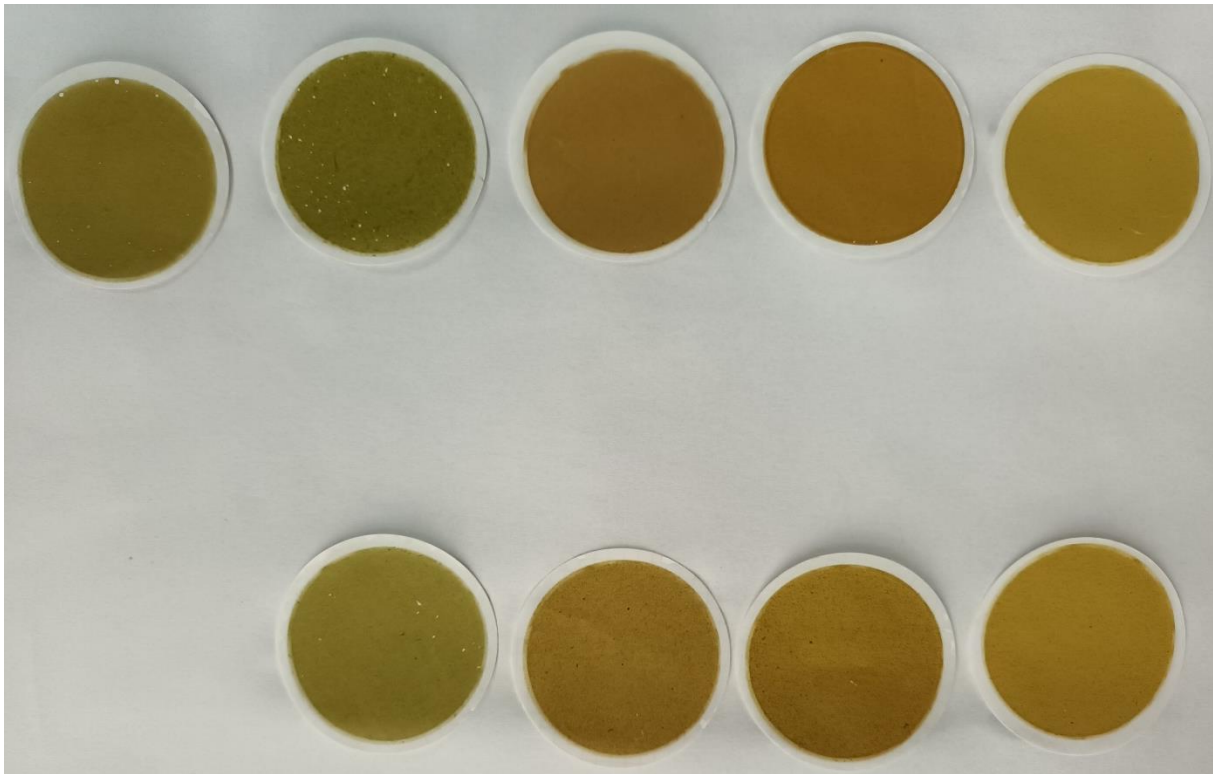
Następnie wykonano analizę jakościową żywego materiału przy użyciu mikroskopu świetlnego (powiększenie 400x i 1000x, kontrast Nomarskiego, program do analizy obrazu) pod kątem obecności *Prymnesium parvum* w zbiorowiskach fitoplanktonu w każdej badanej próbce wody.

Przeprowadzono również analizę ilościową w oparciu o materiał zakonserwowany, obejmującą liczebność komórek *Prymnesium parvum* w 1 litrze wody, tzw. zagęszczenie, przy użyciu standardowej metody do analizy fitoplanktonu (metoda Utermöhl) (Utermöhl 1958, CEN EN 15204, 2006). W tym celu zastosowano mikroskop odwrócony i powiększenie 400x oraz program do analizy obrazu, za pomocą którego wykonywano też pomiary komórek. Zakonserwowane próbki wody podlegały sedymentacji. Ilość komórek liczono w komorach sedymentacyjnych w 50-100 polach widzenia, o określonej wyskalowanej powierzchni.

Łącznie przebadano 210 próbek wody, pochodzących w różnych odcinków rzeki Odry oraz ze zbiorników wodnych, kanałów i rzek, ściśle związanych z rzeką Odrą.

Badania wykonano w Zakładzie Ichtologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód, przy wsparciu laboratoryjno-technicznym Zakładu Rybactwa Jeziorowego Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie.

Z dostarczonych przez pracowników Instytutu Rybactwa Śródlądowego oraz przez Regionalną Dyрекcję Ochrony Środowiska w Opolu, Wrocławiu, Gorzowie Wielkopolskim i Katowicach, próbek wody każdorazowo przygotowano podpróbki tzw. przesącze planktonu na sączkach GF/C (ryc. VII.1) w celu dalszych analiz na zawartość toksyn – prymnezyn w komórkach *P. parvum*. Tak przygotowany i zamrożony materiał (sączki) przesłano w warunkach zamrożenia do Zakładu Biotechnologii Morskiej, Wydziału Oceanografii i Geografii Uniwersytetu Gdańskiego. Część sączków (28 sączków) po uprzednim procesie ekstrakcji (Binzer i in. 2019) i odpowiednim przygotowaniu próbki przesłano do laboratorium Zakładu Chemii Żywności i Toksykologii, Wydziału Chemii, Uniwersytetu w Wiedniu do Pani dr Elisabeth Varga celem przeprowadzenia analiz zawartości toksyn.



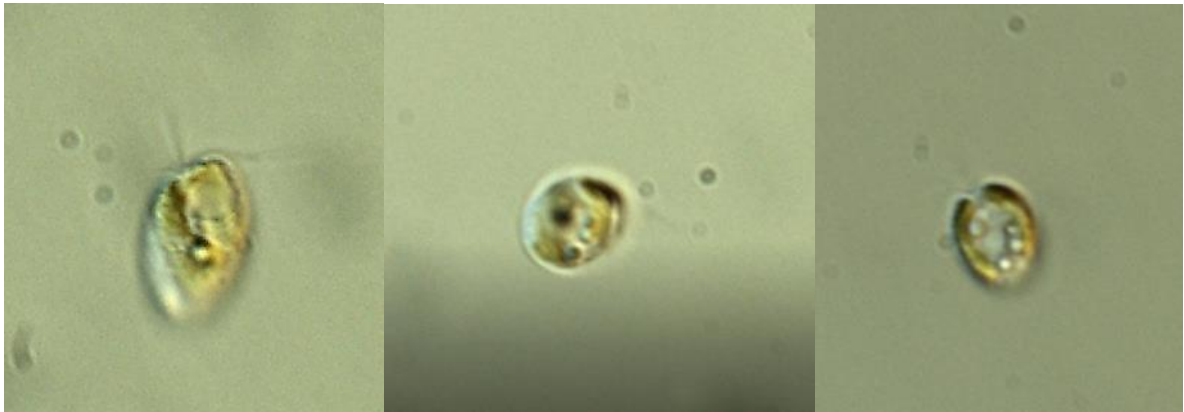
Rycina VII.1 Sączki przygotowane do dalszych analiz na zawartość toksyn w komórkach *Prymnesium parvum*

VII.2. WYNIKI ANALIZ ALGOLOGICZNYCH

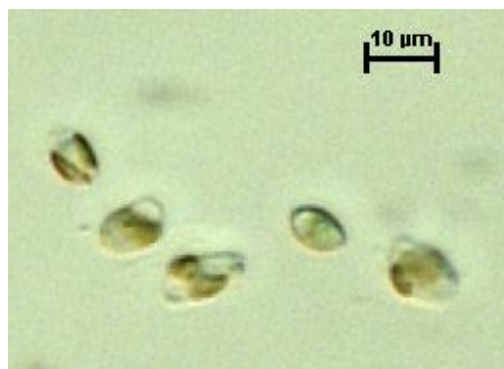
Pierwsza w Polsce identyfikacja mikroskopowa wiciowego haptofitu *Prymnesium parvum* w próbkach wody rzeki Odry z okolic Słubic w dniu 12 sierpnia 2022 roku została wykonana w Instytucie Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie. Na podstawie ogólnych cech komórki (ryc. VII.2) potwierdzono:

1. jednokomórkowy organizm wiciowy, posiadający dwie równej wielkości wici (zazwyczaj dłuższe niż długość komórki), usytuowane na szczycie komórki i służące do poruszania się oraz sztywną haptonemę, usytuowaną pomiędzy tymi nićmi o długości około 1/3 komórki, służącą głównie do przyczepiania się do podłoża i pobierania pokarmu;
2. kształt komórki wydłużony lub obły, na szczycie ścięty;
3. długość komórek o najczęściej notowanych rozmiarach: 10,6-14,4 (max. 15,0) μm ; szerokość komórek o najczęściej notowanych rozmiarach: 6,9-8,9 (max. 10,0) μm oraz grubość komórek o najczęściej notowanych rozmiarach: 4,5-5,5 (max. 6,0) μm ;
4. komórki posiadające dwa chloroplasty w kolorze złotobrazowym;
5. płytki celulozowe, okrywające komórkę.

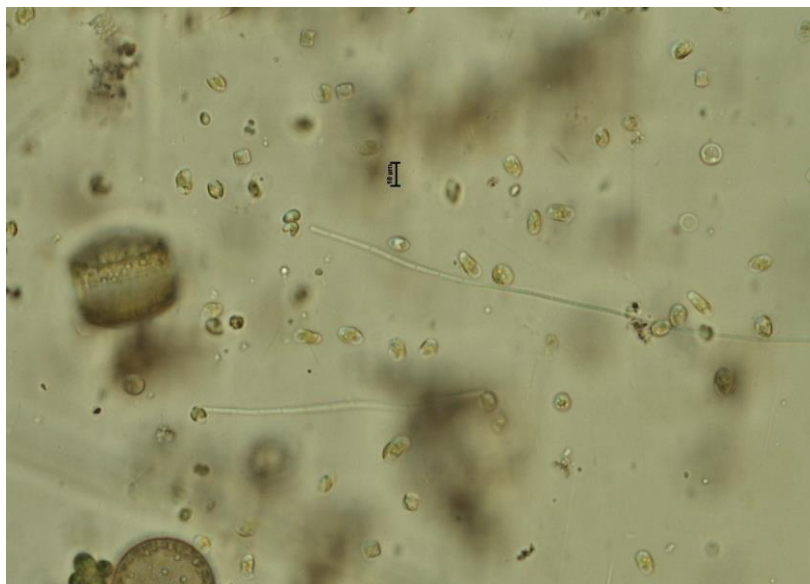
A)



B)



C)



Rycina VII. 2 Haptofit *Prymnesium parvum* (tzw. złota alga), widok spod mikroskopu: powiększenia (A) 1000x, (B) 400x i (C) 200x

Powyższe cechy są zbieżne z opisami, dotyczącymi cech gatunkowych *Prymnesium parvum*, podawanymi w kluczach do oznaczenia gatunków (Thronsen 1996, Preisig 2011) oraz w opublikowanych pracach naukowych (np. Manning i La Claire II 2010).

Pierwsza analiza jakościowa fitoplanktonu z próbek wody rzeki Odry, pobranych w dniu 12.08.2022 r. z okolicy Słubic, wskazywała na obecność *Prymnesium parvum*. Ich liczebność wynosiła wówczas od 4,6 do 160,8 mln komórek/L (tab. VII.1 na końcu rozdziału). Weryfikację obecności *P. parvum* wykonywano w kolejnych próbkach wody, systematycznie pobieranych w różnych lokalizacjach rzeki Odry oraz w zbiornikach wodnych, kanałach i rzekach związanych z Odrą. W próbkach z dnia 17 sierpnia 2022r., pobranych w okolicach miejscowości: Słubice i Kostrzyn nad Odrą, badania potwierdziły bardzo liczne występowanie glonu, około 79,6-96,2 mln komórek/L. Następnie, w próbkach wody pobranych w dniu 19 sierpnia, największe liczebności *P. parvum* odnotowano w zbiornikach wodnych: Łacha Jelcz (do ok. 199 mln komórek/L), Czernica (do 161 mln komórek/L) i Bajkał (do 126 mln komórek/L) oraz w Kanale Gliwickim (do 157 mln komórek/L). Wysokie wartości liczebności w ww. zbiornikach wodnych wykazano również w próbkach kontrolnych kolejnych poborów, tj. w dniu 26 sierpnia oraz w Kanale Gliwickim - w dniach 30 sierpnia, 5 i 8 września 2022 roku. Kanał ten charakteryzował się szczególnie wysokim zagęszczeniem *P. parvum*, którego liczebność wzrosła maksymalnie do około 414 mln komórek/L na stanowisku Marina Gliwice, następnie 383 mln komórek/L na stanowisku Pyskowice. W pozostałych przypadkach stwierdzone liczebności glonu były mniejsze. Szczegółowe zestawienie podano w tabeli VII.1. Z danych literaturowych wynika, że przy liczebności powyżej 50-100 mln komórek/L najczęściej notowano śnięcia ryb (Aquatic Invasive Species Control Plan Division of Environmental Services, Golden Alga 2021).

W 165 (79% ogółu próbek) spośród 210 przeanalizowanych próbek wody zanotowano obecność *Prymnesium parvum*. Wartości liczebności >50 mln komórek *P. parvum* w 1 litrze wody stwierdzono w ok. 35% próbek, z czego >100 mln komórek/L w niemal połowie tych próbek, tj. 22% całej puli przebadanych próbek (tabela VII.1).

PIŚMIENNICTWO

Aquatic Invasive Species Control Plan Division of Environmental Services, Golden Alga 2021. <https://www.fishandboat.com/Resource/AquaticInvasiveSpecies/Documents/ais-control-plan-golden-alga.pdf>

Binzer S.B., Svenssen D.K., Daugbjerg N., Alves-de-Souza C., Pinto E., Hansen P.J., Larsen T.O., Varga E., 2019. A-, B- and C-type prymnesins are clade specific compounds and chemotaxonomic markers in *Prymnesium parvum*. Harmful Algae 81: 10-17; doi: 10.1016/j.hal.2018.11.010.
Carter N., 1937. New or interesting algae from brackish water. Arch. Protistenk. 90: 1-68.

CEN EN 15204, 2006. Water quality – Guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique).

Guiry M.D., w: Guiry M.D., Guiry G.M. 30 November 2018. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>; searched on 17 September 2022

Manning S.R., La Claire II J.W., 2010. Prymnesins: Toxic Metabolites of the Golden Algae, *Prymnesium parvum* Carter (Haptophyta). Mar. Drugs 8, 678-704.

Medić N., Varga E., Van de Waal D.B., Larsen T.O., Hansen P.J., 2022. The coupling between irradiance, growth, photosynthesis and prymnesin cell quota and production in two strains of the bloom-forming haptophyte, *Prymnesium parvum*. Harmful Algae 112: 102173; doi: 10.1016/j.hal.2022.102173.

Preisig H.R., 2011. Phylum Haptophyta (Prymnesiophyta). In: The freshwater algal flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Second edition. (John, D.M., Whitton, B.A. & Brook, A.J. Eds), pp. 277-279. Cambridge: Cambridge University Press.

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; 10.3390/toxins11050251.

Thronsen J., 1996. The planktonic marine flagellates. In: Identifying marine phytoplankton. (Tomas, C.R. Eds), pp. 591-730. San Diego: Academic Press.

Utermöhl H., 1958. Guidance on the quantitative analysis of phytoplankton—Methods. *Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische Angewandte Limnologie*, 9, 1–38 (in German).

Wagstaff B.A., Pratscher J., Rivera P.P.L., Hems E.S., Brooks E., Rejzek M., Todd J.D., Murrell J.C., Field R.A. 2021. Assessing the Toxicity and Mitigating the Impact of Harmful *Prymnesium* Blooms in Eutrophic Waters of the Norfolk Broads. *Environ. Sci. Technol.* 55: 16538-16551.

Tabela VII.1 Terminy, opis i lokalizacja stanowisk poboru próbek wody z rzeki Odra, zbiorników, kanałów i rzek związanych z rzeką oraz liczebność komórek *Prymnesium parvum* w próbkach wody, pobranej z rzeki Odry, zbiorników wodnych, kanałów i rzek związanych z Odrą

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
19.08.2022	1 Odra p Katowice	Odra - Chałupki, przystań kajakowa - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	49°55'18.5"	18°19'41.1"	0
19.08.2022	1 Odra ś Katowice	Odra - Chałupki, przystań kajakowa - środek nurtu	RDOŚ Katowice	śląskie	49°55'18.5"	18°19'41.1"	609 934
19.08.2022	1 Odra l Katowice	Odra - Chałupki, przystań kajakowa - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	49°55'18.5"	18°19'41.1"	23 000
19.08.2022	1 Olza p Katowice	Olza - w miejscowości Olza, koniec ul. Wałowej - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	49°56'40.3"	18°21'08.6"	0
19.08.2022	1 Olza ś Katowice	Olza - w miejscowości Olza, koniec ul. Wałowej - środek nurtu	RDOŚ Katowice	śląskie	49°56'40.3"	18°21'08.6"	55 449
19.08.2022	1 Olza l Katowice	Olza - w miejscowości Olza, koniec ul. Wałowej - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	49°56'40.3"	18°21'08.6"	0
19.08.2022	2 Odra p	Odra - most Kolejowy za ujściem rz. Olzy - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	49°57'19.3"	18°19'30.6"	0
19.08.2022	2 Odra ś Katowice	Odra - most Kolejowy za ujściem rz. Olzy - środkowy nurt	RDOŚ Katowice	śląskie	49°57'19.3"	18°19'30.6"	221 794
19.08.2022	2 Odra l Katowice	Odra - most Kolejowy za ujściem rz. Olzy - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	49°57'19.3"	18°19'30.6"	0
08.09.2022	Kłodnica 1	Rz. Kłodnica ul. Portowa Gliwice	RDOŚ Katowice	śląskie	50.331273431	791410644473	1 386 214
08.09.2022	7-KG_Ś	Kanał Gliwicki – granica z opolskim woj.	RDOŚ Katowice	śląskie	50.378221013	157221806977	155 533 159
08.09.2022	Kłodnica 2	Rz. Kłodnica ul. Kanałowa	RDOŚ Katowice	śląskie	50.378594764	109430490963	25 783 572
08.09.2022	4-KG-Ś	Kanał Gliwicki – Most ul. Gliwicka w Taciszowie	RDOŚ Katowice	śląskie	50.379312912	729451319855	3 049 670
19.08.2022	W 1-ś	Lipki, 7 ostroga od jazu w dół rzeki, czyli w stronę Oławy - środek nurtu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50° 54' 49	17° 24' 12.8	138 621
19.08.2022	W 1-l	Lipki, 7 ostroga od jazu w dół rzeki, czyli w stronę Oławy - lewy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50° 54' 51	17° 24' 13.3	0
19.08.2022	W 1-p	Lipki, 7 ostroga od jazu w dół rzeki, czyli w stronę Oławy - prawy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50° 54' 51	17° 24' 10.5	0
19.08.2022	W 2-p	Oława, przed rozdzielaniem na Kanał i Odrę, na wysokości mariny w Ścinawie Polskiej (na granicy z Oławą - prawy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50° 55' 59	17° 20' 22.7	0

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
19.08.2022	W 2-ś	Oława, przed rozdzielaniem na Kanał i Odrę, na wysokości mariny w Ścinawie Polskiej (na granicy z Oławą - środek nurtu)	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50° 56' 01	17 20' 26.2	693 107
26.08.2022	B POW	Bystrzyca przy Zbiorniku Mietkowskim - powyżej zbiornika	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50° 56'8.31"	6° 34'98.9"	0
26.08.2022	B PON	Bystrzyca przy Zbiorniku Mietkowskim poniżej zbiornika	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50° 58'17.0"	6° 39'22.0"	0
19.08.2022	3 Odra p	Odra - w miejscowości Turze, za ujściem rz. Rudy - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°11'38.5"	18°15'14.4"	0
19.08.2022	3 Odra ś	Odra - w miejscowości Turze, za ujściem rz. Rudy - środek nurtu	RDOŚ Katowice	śląskie	50°11'38.5"	18°15'14.4"	332 691
19.08.2022	3 Odra l	Odra - w miejscowości Turze, za ujściem rz. Rudy - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°11'38.5"	18°15'14.4"	0
19.08.2022	O 3-p	Odra m. Przewóz - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°13'39.8"	18°15'52.3"	10 000
19.08.2022	O 3-ś	Odra m. Przewóz - środek nurtu	RDOŚ Opole	opolskie	50°13'39.8"	18°15'52.3"	14 005
19.08.2022	O 3-l	Odra m. Przewóz - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°13'39.8"	18°15'52.3"	5 000
19.08.2022	O 1-p	Odra, Brzeg - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°13'39.8"	18°15'52.8"	7 000
19.08.2022	O 1-ś	Odra, Brzeg - środek nurtu	RDOŚ Opole	opolskie	50°13'39.8"	18°15'52.8"	5 000
19.08.2022	O 1-l	Odra, Brzeg - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°13'39.8"	18°15'52.8"	7 000
06.09.2022	O16L	Most na Kanale Kędzierzyńskim - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°19'16.9"	18°15'22.7"	18 298 019
06.09.2022	O16Ś	Most na Kanale Kędzierzyńskim - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°19'16.9"	18°15'22.7"	6 099 340
06.09.2022	O16P	Most na Kanale Kędzierzyńskim - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°19'16.9"	18°15'22.7"	48 794 717
05.09.2022	1-KG	Kanał Gliwicki - Marina Gliwice	RDOŚ Katowice	śląskie	50°19'40.8"	18°37'57.3"	413 646 121
08.09.2022	1-KG	Kanał Gliwicki - Marina Gliwice	RDOŚ Katowice	śląskie	50°19'40.8"	18°37'57.3"	350 989 269
05.09.2022	5-KLOD	Kłodnica ul. Portowa Gliwice	RDOŚ Katowice	śląskie	50°19'52.6"	18°37'29.3"	970 349
30.08.2022	3 kanał II lewy	Kanał Gliwicki - Śluza Łabędy - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°20'21.5"	18°37'18.0"	125 036 461
30.08.2022	3 kanał II środek	Kanał Gliwicki - Śluza Łabędy - środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°20'21.5"	18°37'18.0"	139 730 325
30.08.2022	3 kanał II prawy	Kanał Gliwicki - Śluza Łabędy - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°20'21.5"	18°37'18.0"	170 227 023
08.09.2022	2-KG - P	Kanał Gliwicki - Śluza Łabędy - środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°20'21.5"	18°37'18.0"	238 428 729

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
19.08.2022	1 Kanał I	Kanał Gliwicki - Śluza Łabędy - Gliwice - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°20'23.2"	18°37'16.3"	156 919 373
19.08.2022	1 Kanał ś	Kanał Gliwicki - Śluza Łabędy - Gliwice - środek nurtu	RDOŚ Katowice	śląskie	50°20'23.2"	18°37'16.3"	92 400 000
19.08.2022	1 Kanał p	Kanał Gliwicki - Śluza Łabędy - Gliwice - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°20'23.2"	18°37'16.3"	30 496 698
19.08.2022	2 Kanał I	Kanał Gliwicki - Rudziniec ul Gliwicka - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°20'26.9"	18°37'12.7"	11 005 000
06.09.2022	O20P	Ujście Kanału Kędzierzyńskiego do Kanału Gliwickiego - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'01.4"	18°15'43.1"	238 983 215
19.08.2022	1 Kłodnica Katowice	Kłodnica - okolice ujścia Kłodnicy do Dzierżna Dużego przy moście	RDOŚ Katowice	śląskie	50°21'01.6"	18°36'19.3"	0
06.09.2022	O20Ś	Ujście Kanału Kędzierzyńskiego do Kanału Gliwickiego - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'01.8"	18°15'39.1"	209 318 245
31.08.2022	O12L	Ujście Kanału Kędzierzyńskiego do kanału Gliwickiego - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'02.2"	18°15'43.2"	176 049 120
31.08.2022	O12Ś	Ujście Kanału Kędzierzyńskiego do kanału Gliwickiego - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'03.1"	18°15'33.0"	155 533 159
06.09.2022	O20L	Ujście Kanału Kędzierzyńskiego do Kanału Gliwickiego - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'04.0"	18°15'32.1"	203 773 391
31.08.2022	O12P	Ujście Kanału Kędzierzyńskiego do kanału Gliwickiego - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'04.5"	18°15'31.7"	148 879 334
06.09.2022	O15L	Most na Kanale Gliwickim przy Śluzie Nowa Wieś - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'11.9"	18°14'28.0"	105 352 229
06.09.2022	O15Ś	Most na Kanale Gliwickim przy Śluzie Nowa Wieś - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'11.9"	18°14'28.0"	20 793 203
06.09.2022	O15P	Most na Kanale Gliwickim przy Śluzie Nowa Wieś - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'11.9"	18°14'28.0"	89 272 152
31.08.2022	3-DD	Dzierżno Duże od ujścia Kłodnicy	RDOŚ Katowice	śląskie	50°21'22.2"	18°35'54.2"	0
31.08.2022	O11L	Port Koźle - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'27.2"	18°08'39.1"	18 020 776
31.08.2022	O11Ś	Port Koźle - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'28.3"	18°08'42.2"	45 190 561
31.08.2022	O11P	Port Koźle - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'30.2"	18°08'42.4"	64 874 794
06.09.2022	O14L	Most na Kanale Gliwickim (K-K, ul. Kłodnicka) - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'33.3"	18°9'36.5"	146 106 907

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
06.09.2022	O14Ś	Most na Kanale Gliwickim (K-K, ul. Kłodnicka) - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'33.3"	18°9'36.5"	106 183 957
06.09.2022	O14P	Most na Kanale Gliwickim (K-K, ul. Kłodnicka) - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'33.3"	18°9'36.5"	127 254 403
06.09.2022	O17L	Most na Kanale Gliwickim, ul. Przyjaźni, K-K - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'45.8"	18°17'13.1"	178 544 304
06.09.2022	O17Ś	Most na Kanale Gliwickim, ul. Przyjaźni, K-K - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'45.8"	18°17'13.1"	176 326 363
06.09.2022	O17P	Most na Kanale Gliwickim, ul. Przyjaźni, K-K - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°21'45.8"	18°17'13.1"	182 425 702
31.08.2022	4-DD	Dzierżno Duże środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'03.7"	18°33'59.8"	5 877 545
05.09.2022	2-KG - P	Kanał Gliwicki - Pyskowice - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'19.3"	18°34'43.6"	285 559 990
05.09.2022	2-KG - L	Kanał Gliwicki - Pyskowice - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'19.3"	18°34'43.6"	339 899 560
08.09.2022	3-KG - Ś	Kanał Gliwicki – Pyskowice – środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'19.3"	18°34'43.6"	382 872 180
08.09.2022	5-KG-Ś	Kanał Gliwicki - Pławniowice ul. Nad kanałem – prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'19.3"	18°34'43.6"	204 605 119
31.08.2022	2-DD	Dzierżno Duże od Mostu nad Kanałem	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'29.2"	18°33'54.6"	0
08.09.2022	2/DD	Dzierżno Duże – środek zbiornika	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'29.2"	18°33'54.6"	55 449
05.09.2022	5-KG - P	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - okolica mostu ul. Gliwicka, prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'37.2"	18°24'10.1"	144 997 936
05.09.2022	5-KG - L	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - okolica mostu ul. Gliwicka, lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'37.2"	18°24'10.1"	147 215 878
05.09.2022	5-KG - S	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - okolica mostu ul. Gliwicka, środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'37.2"	18°24'10.1"	152 760 732
06.09.2022	O18L	Stalowa blachownica most drogowy nad Kanałem Gliwickim - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'37.2"	18°19'27.2"	113 392 268
06.09.2022	O18Ś	Stalowa blachownica most drogowy nad Kanałem Gliwickim - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'37.2"	18°19'27.2"	138 621 354
06.09.2022	O18P	Stalowa blachownica most drogowy nad Kanałem Gliwickim - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'37.2"	18°19'27.2"	88 717 667
31.08.2022	1-DD	Dzierżno Duże od strony Śluzy Dzierżno	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'37.3"	18°32'37.7"	0
08.09.2022	1/DD	Dzierżno Duże od strony Śluzy Dzierżno	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'37.3"	18°32'37.7"	110 897

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
05.09.2022	4-KG - P	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - przy śluzie, prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'39.6"	18°24'57.5"	137 512 383
05.09.2022	4-KG - L	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - przy śluzie, lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'39.6"	18°24'57.5"	131 967 529
05.09.2022	4-KG - S	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - przy śluzie, środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'39.6"	18°24'57.5"	109 233 627
08.09.2022	6-KG-Ś	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - przy śluzie, środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'39.6"	18°24'57.5"	14 693 864
30.08.2022	1 kanał II lewy	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'41.1"	18°25'02.6"	88 717 667
30.08.2022	1 kanał II środek	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'41.1"	18°25'02.6"	103 966 016
30.08.2022	1 kanał II prawy	Kanał Gliwicki - Śluza Rudziniec - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'41.1"	18°25'02.6"	100 361 860
30.08.2022	2 kanał II lewy	Kanał Gliwicki, granica z woj. Opolskim - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'41.6"	18°22'45.0"	71 251 376
30.08.2022	2 kanał II środek	Kanał Gliwicki, granica z woj. Opolskim - środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'41.6"	18°22'45.0"	74 716 910
30.08.2022	2 kanał II prawy	Kanał Gliwicki, granica z woj. Opolskim - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'41.6"	18°22'45.0"	81 509 356
31.08.2022	O13L	Śluza Sławęcice - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'42.3"	18°19'40.8"	85 945 240
31.08.2022	3 Kł	Kłodnica - środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'42.5"	18°24'40.0"	26 753 921
31.08.2022	O13Ś	Śluza Sławęcice - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'42.8"	18°19'39.7"	62 102 367
31.08.2022	O13P	Śluza Sławęcice - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'44.2"	18°19'39.6"	114 778 481
19.08.2022	2 Kanał p	Kanał Gliwicki - Rudziniec ul Gliwicka - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'45.5"	18°31'37.1"	10 150 000
19.08.2022	2 Kanał ś	Kanał Gliwicki - Rudziniec ul Gliwicka - środek nurtu	RDOŚ Katowice	śląskie	50°22'45.5"	18°31'37.1"	10 500 000
06.09.2022	O19L	Stalowy most drogowy nad Kanałem Gliwickim - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'58.5"	18°20'31.2"	115 610 209
06.09.2022	O19Ś	Stalowy most drogowy nad Kanałem Gliwickim - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'58.5"	18°20'31.2"	114 501 239
06.09.2022	O19P	Stalowy most drogowy nad Kanałem Gliwickim - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°22'58.5"	18°20'31.2"	112 560 540
07.09.2022	2/DM	Dzieżno Małe - środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°23'04.1"	18°33'41.6"	138 621

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
07.09.2022	1/DM	Dzierżno Małe - okolica ujścia odpływu do Kanału Gliwickiego	RDOŚ Katowice	śląskie	50°23'08.9"	18°33'16.9"	277 243
05.09.2022	3-KG - P	Kanał Gliwicki - Pławniowice ul. Nad kanałem - prawy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°23'10.0"	18°28'33.9"	72 637 590
05.09.2022	3-KG - L	Kanał Gliwicki - Pławniowice ul. Nad kanałem - lewy brzeg	RDOŚ Katowice	śląskie	50°23'10.0"	18°28'33.9"	64 043 066
05.09.2022	3-KG - Ś	Kanał Gliwicki - Pławniowice ul. Nad kanałem - środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°23'10.0"	18°28'33.9"	72 083 104
08.09.2022	2-KG - Ś	Kanał Gliwicki - Śluza Łąbędy - środek	RDOŚ Katowice	śląskie	50°23'10.0"	18°28'33.9"	250 350 166
07.09.2022	3/DM	Dzierżno Małe - okolica ujścia rz. Ramy	RDOŚ Katowice	śląskie	50°23'13.7"	18°34'22.8"	277 055
25.08.2022	O9S	Zbiornik Nyski - południowa część	RDOŚ Opole	opolskie	50°26'35.3"	17°15'54.9"	0
25.08.2022	O10S	Zbiornik Otmuchowski - południowa część	RDOŚ Opole	opolskie	50°27'00.3"	17°07'14.6"	0
25.08.2022	O9M	Zbiornik Nyski - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°27'18.3"	17°16'15.8"	277 243
25.08.2022	O8	Nysa Kłodzka pomiędzy zbiornikami	RDOŚ Opole	opolskie	50°27'30.4"	17°11'31.6"	110 897
25.08.2022	O9N	Zbiornik Nyski - północna część	RDOŚ Opole	opolskie	50°27'45.3"	17°15'43.5"	0
25.08.2022	O10M	Zbiornik Otmuchowski - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°27'53.3"	17°08'00.6"	0
25.08.2022	O10N	Zbiornik Otmuchowski - północna część	RDOŚ Opole	opolskie	50°28'22.2"	17°08'21.4"	0
25.08.2022	O7	Nysa Kłodzka w msc. Nysa	RDOŚ Opole	opolskie	50°28'45.9"	17°20'03.6"	277 243
19.08.2022	O 2-p	Odra w Opolu - prawy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°40'31.2"	17°54'51.0"	14 000
19.08.2022	O 2-ś	Odra w Opolu - środek nurtu	RDOŚ Opole	opolskie	50°40'31.2"	17°54'51.0"	3 000
19.08.2022	O 2-l	Odra w Opolu - lewy brzeg	RDOŚ Opole	opolskie	50°40'31.2"	17°54'51.0"	5 000
23.08.2022	O4	Panew Mała na wlocie do Zbiornika Turawa	RDOŚ Opole	opolskie	50°42'01.3"	18°11'18.0"	55 449
23.08.2022	O6S	Zbiornik Turawa - południowa część	RDOŚ Opole	opolskie	50°42'42.3"	18°07'20.6"	0
23.08.2022	O6M	Zbiornik Turawa - środek	RDOŚ Opole	opolskie	50°43'23.1"	18°07'22.8"	388 140
23.08.2022	O6N	Zbiornik Turawa - północna część	RDOŚ Opole	opolskie	50°44'08.0"	18°07'22.7"	0
23.08.2022	O5	Panew Mała za wylotem ze Zbiornika Turawa	RDOŚ Opole	opolskie	50°44'23.3"	18°04'35.9"	0
26.08.2022	MBL	Zbiornik Mietkowski - lewy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50°57'26.5"	16°37'03.3"	10 000
26.08.2022	MBP	Zbiornik Mietkowski - prawy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50°57'26.5"	16°37'03.3"	0

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
26.08.2022	MS	Zbiornik Mietkowski - środek	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50°57'26.5"	16°37'03.3"	0
26.08.2022	MT	Zbiornik Mietkowski - tama	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	50°57'26.5"	16°37'03.3"	0
19.08.2022	W 3-b	Łacha Jelcz - prawy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°00'35.9"	17°18'47.0"	77 200 000
19.08.2022	W 3-ś	Łacha Jelcz - środek nurtu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°00'35.9"	17°18'47.0"	198 783 022
26.08.2022	CS	Zbiornik Czernica - środek	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°02'43.0"	17°15'32.7"	136 126 170
26.08.2022	CB	Zbiornik Czernica - brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°02'43.0"	17°15'32.7"	54 200 000
19.08.2022	W 4-b	Czernica - przy brzegu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°02'43.2"	17°15'34.2"	49 700 000
19.08.2022	W 4-ś	Czernica - środek	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°02'43.2"	17°15'34.2"	160 939 392
19.08.2022	W 7-p	Odra powyżej Bajkału, tj. w stronę źródła - prawy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'17.9"	17°09'47.6"	90 000
19.08.2022	W 7-ś	Odra powyżej Bajkału, tj. w stronę źródła - środek nurtu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'19.5"	17°09'39.1"	1 524 835
19.08.2022	W 7-l	Odra powyżej Bajkału, tj. w stronę źródła - lewy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'20.5"	17°09'32.4"	30 000
19.08.2022	W 6-ś	Bajkał południe - środek	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'29.1"	17°09'43.0"	77 350 716
19.08.2022	W 5-ś	Bajkał północ - środek	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'31.5"	17°10'00.0"	126 422 675
26.08.2022	BS	Zbiornik Bajkał - środek	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'33.6"	17°09'57.5"	72 914 832
26.08.2022	BB	Zbiornik Bajkał - brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'33.6"	17°09'57.5"	43 300 000
19.08.2022	W 6-b	Bajkał południe - przy brzegu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'37.5"	17°09'43.3"	3 690 000
19.08.2022	W 5-b	Bajkał północ - przy brzegu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°03'38.1"	17°10'02.9"	1 030 000
19.08.2022	W 8-b	Zalew Prężyce - przy brzegu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°14'44.2"	16°50'20.5"	38 500 000
19.08.2022	W 8-ś	Zalew Prężyce - środek	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°14'52.6"	16°50'24.6"	96 896 327
19.08.2022	W 9-l	Odra na wysokości m. Klucze koło Głogowa - lewy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°40'15.5"	16°09'30.5"	270 000
19.08.2022	W 10-l	Odra w Głogowie za mostami, tj. poniżej Mostu Tolerancji i mostu kolejowego - lewy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°40'15.9"	16°05'00.5"	140 000
19.08.2022	W 9-ś	Odra na wysokości m. Klucze koło Głogowa - środek nurtu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°40'16.4"	16°09'29.5"	4 020 019

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
19.08.2022	W 10-ś	Odra w Głogowie za mostami, tj. poniżej Mostu Tolerancji i mostu kolejowego - środek nurtu	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°40'17.0"	16°05'01.0"	180 000
19.08.2022	W 9-p	Odra na wysokości m. Klucze koło Głogowa - prawy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°40'17.7"	16°09'29.3"	150 000
19.08.2022	W 10-p	Odra w Głogowie za mostami, tj. poniżej Mostu Tolerancji i mostu kolejowego - prawy brzeg	RDOŚ Wrocław	dolnośląskie	51°40'18.4"	16°05'01.9"	1 524 835
19.08.2022	G2L	Milsko - lewy brzeg	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	51°56'55.7"	15°46'28.7"	6 931 068
26.08.2022	G2 L	Milsko - brzeg lewy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	51°56'55.7"	15°46'28.7"	0
19.08.2022	G2-ś	Milsko - środek nurtu	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	51°56'57.9"	15°46'31.3"	5 931 068
26.08.2022	G2 Ś	Milsko 2, środek	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	51°56'57.9"	15°46'31.3"	0
19.08.2022	G2-p	Milsko - prawy brzeg	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	51°56'59.9"	15°46'31.6"	1 150 000
26.08.2022	G2 P	Milsko - brzeg prawy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	51°56'59.9"	15°46'31.6"	0
19.08.2022	G5-l	Cigacice 3 - lewy brzeg	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°01'41.2"	15°36'39.5"	9 842 116
26.08.2022	G5L	Cigacice 3 - Brzeg lewy przy Ostrodze	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°01'41.2"	15°36'39.5"	0
19.08.2022	G5-ś	Cigacice - środek nurtu	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°01'48.2"	15°36'46.6"	1 790 000
26.08.2022	G5 Ś	Cigacice 2 - Środek nurt rzeki	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°01'48.2"	15°36'46.6"	693 107
19.08.2022	G5-p	Cigacice - prawy brzeg	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°01'53.8"	15°36'45.7"	1 150 000
26.08.2022	G5 P	Cigacice 1 - Prawy brzeg przy Ostrodze	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°01'53.8"	15°36'45.7"	0
19.08.2022	G4-l	Krosno Odrzańskie/Gostchorze - lewy brzeg	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°02'50.3"	15°08'24.7"	18 400 000
26.08.2022	G4 L	Krosno Odrzańskie/Gostchorze - brzeg lewy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°02'50.3"	15°08'24.7"	390 000

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
19.08.2022	G4-ś	Krosno Odrzańskie/Gostchorze - środek nurtu	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°02'52.1"	15°08'26.9"	17 189 048
26.08.2022	G4 P	Krosno Odrzańskie/Gostchorze - brzeg prawy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°02'52.1"	15°08'26.9"	0
19.08.2022	G4-p	Krosno Odrzańskie/Gostchorze - prawy brzeg	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°02'54.1"	15°08'25.5"	10 673 844
26.08.2022	G4 Ś	Krosno Odrzańskie/Gostchorze - środek	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°02'54.1"	15°08'25.5"	3 188 291
19.08.2022	G1-l	Urad - lewy brzeg	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°14'31.5"	14°42'22.6"	35 071 203
19.08.2022	G1-ś	Urad - środek nurtu	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°14'31.5"	14°42'22.6"	64 320 308
26.08.2022	G1 Ś	Urad - Środek	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°14'31.5"	14°42'22.6"	0
26.08.2022	G1 L	Urad - brzeg lewy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°14'31.5"	14°42'22.6"	130 000
19.08.2022	G1-p	Urad - prawy brzeg	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°14'35.5"	14°42'28.5"	43 400 000
26.08.2022	G1 P	Urad - Prawy brzeg przy Ostrodze	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°14'35.5"	14°42'28.5"	40 000
25.08.2022	Odra st. 19	Odra powyżej Pliszki (m. Urad)	IRS	zachodniopomorskie	52°15'07.1"	14°41'59.3"	b.d.
17.08.2022	Rz.Odra 3	Port w Słubicach	IRS	lubuskie	52°20'49.8"	14°33'53.0"	95 094 249
19.08.2022	3 F3	Port w Słubicach	IRS	lubuskie	52°20'49.8"	14°33'53.0"	55 084 149
17.08.2022	Rz.Odra 4	Nurt na wysokości Portu w Słubicach	IRS	lubuskie	52°20'51.5"	14°33'24.2"	83 450 055
19.08.2022	4 F4	Nurt na wysokości Portu w Słubicach	IRS	lubuskie	52°20'51.5"	14°33'24.2"	63 000 055
26.08.2022	G3L	Słubice - brzeg lewy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°21'53.95"	4°33'12.23"	1 108 971
26.08.2022	G3P	Słubice - brzeg prawy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°21'53.95"	4°33'12.23"	500 000
26.08.2022	G3 Ś	Słubice - środek	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°21'53.95"	4°33'12.23"	1 275 316
12.08.2022	Rz. Odra	Słubice 1	IRS	lubuskie	52°21'02.0"	14°33'17.6"	68 478 949
12.08.2022	Rz. Odra	Słubice 2	IRS	lubuskie	52°21'02.0"	14°33'17.6"	160 800 771

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
12.08.2022	Rz. Odra	Słubice 3	IRS	lubuskie	52°21'02.0"	14°33'17.6"	4 574 505
17.08.2022	Rz.Odra 2	Nurt na wysokości Przystani Twierdza	IRS	lubuskie	52°34'37.3"	14°38'05.4"	79 568 657
19.08.2022	2 F2	Nurt na wysokości Przystani Twierdza	IRS	lubuskie	52°34'37.3"	14°38'05.4"	69 567 657
17.08.2022	Rz.Odra 1	Przystań Twierdza w Kostrzynie nad Odrą	IRS	lubuskie	52°34'38.5"	14°38'06.8"	96 203 220
19.08.2022	1 F1	Przystań Twierdza w Kostrzynie nad Odrą	IRS	lubuskie	52°34'38.5"	14°38'06.8"	99 203 211
26.08.2022	G6P	Kostrzyn - brzeg prawy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°35'22.2"	15°36'38.9"	820 000
26.08.2022	G6 Ś	Kostrzyn - środek	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°35'22.2"	15°36'38.9"	1 497 111
26.08.2022	G6L	Kostrzyn - brzeg lewy	RDOŚ Gorzów Wielkopolski	lubuskie	52°35'22.2"	15°36'38.9"	810 000
18.08.2022	Rz.Odra 5	Starorzecze w Kostrzynku Starym	IRS	zachodniopomorskie	52°49'43.7"	14°09'34.7"	4 990 369
19.08.2022	5 F5	Starorzecze w Kostrzynku Starym	IRS	zachodniopomorskie	52°49'43.7"	14°09'34.7"	41 990 369
18.08.2022	Rz.Odra 6	Nurt na wysokości starorzecza w Kostrzynku Starym	IRS	zachodniopomorskie	52°49'59.8"	14°07'31.6"	2 772 427
19.08.2022	6 F6	Nurt na wysokości starorzecza w Kostrzynku Starym	IRS	zachodniopomorskie	52°49'59.8"	14°07'31.6"	0
25.08.2022	Odra st. 22	Widuchowa	IRS	zachodniopomorskie	53°07'38.6"	14°22'57.3"	b.d.
25.08.2022	Odra st. 24	Mescherin DE	IRS	zachodniopomorskie	53°14'54.1"	14°26'07.0"	b.d.
21.08.2022	Odra-Klucz 8	Starorzecze	IRS	zachodniopomorskie	53°20'12.4"	14°32'14.5"	0
21.08.2022	Odra - Klucz 10	Ujście starorzecza do Odry	IRS	zachodniopomorskie	53°20'16.4"	14°32'16.8"	277 243
21.08.2022	Odra-Klucz 9	Góra starorzecza w Kluczu - początek kanału	IRS	zachodniopomorskie	53°20'19.1"	14°32'21.1"	45 010
25.08.2022	Odra st. 23	Odra Zachodnia A6	IRS	zachodniopomorskie	53°20'22.2"	14°29'53.1"	b.d.

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
21.08.2022	Odra - Klucz 11	Środek starorzecza - kanał Klucz	IRS	zachodniopomorskie	53°20'33.3"	14°33'03.1"	0
23.08.2022	Odra st. 1	Przystań wędkarska Sumik	IRS	zachodniopomorskie	53°20'38.9"	14°33'17.6"	0
21.08.2022	Odra-Klucz 7	Klucz - nurt	IRS	zachodniopomorskie	53°20'46.0"	14°32'43.1"	693 107
18.08.2022	Rz.Odra 9	Nadbrzeże Podjuckie Odra Wschodnia	IRS	zachodniopomorskie	53°22'03.0"	14°35'23.1"	1 620 000
19.08.2022	9 F9	Nadbrzeże Podjuckie Odra Wschodnia	IRS	zachodniopomorskie	53°22'03.0"	14°35'23.1"	4 900 122
25.08.2022	Odra st. 13	Kanał Kurowski	IRS	zachodniopomorskie	53°22'18.8"	14°31'17.1"	b.d.
23.08.2022	Odra st. 2	Odra - Most Gryfitów	IRS	zachodniopomorskie	53°22'29.0"	14°35'49.1"	6 099 340
23.08.2022	Odra st. 3	Jeziro Dąbie	IRS	zachodniopomorskie	53°24'05.5"	14°38'25.9"	0
23.08.2022	Odra st. 4	Skrzyżowanie rzek Parnica - Regalica	IRS	zachodniopomorskie	53°24'46.2"	14°37'27.0"	0
23.08.2022	Odra st. 6	Stocznia Barkowa przy Wyspie Zielona	IRS	zachodniopomorskie	53°24'46.9"	14°32'53.5"	0
18.08.2022	Rz.Odra 8	Regalica	IRS	zachodniopomorskie	53°25'15.7"	14°37'32.2"	3 604 155
19.08.2022	8 F8	Regalica	IRS	zachodniopomorskie	53°25'15.7"	14°37'32.2"	0
25.08.2022	Odra st. 25	Trasa Zamkowa	IRS	zachodniopomorskie	53°25'33.3"	14°33'58.5"	b.d.
18.08.2022	Rz.Odra 7	Dąbie	IRS	zachodniopomorskie	53°26'55.7"	14°40'09.2"	14 971 106
19.08.2022	7 F7	Dąbie	IRS	zachodniopomorskie	53°26'55.7"	14°40'09.2"	0

Data poboru	Symbol próbki	Opis stanowiska	Nadawca próbek wody	Województwo	N	E	Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
25.08.2022	Odra st. 14	Odra Zachodnia Fosfan	IRS	zachodniopomorskie	53°29'14.2"	14°36'58.4"	b.d.
25.08.2022	Odra st. 15	Dąbie ujście - betoniak	IRS	zachodniopomorskie	53°31'31.4"	14°38'56.2"	b.d.
25.08.2022	Odra st. 16	Inoujście	IRS	zachodniopomorskie	53°31'34.9"	14°38'07.5"	b.d.
19.08.2022	F10 Odra	GiŻ/Olszt/ZRJ	IRS	b.d.	b.d.	b.d.	0
25.08.2022	Odra st. 21	Żagnica	IRS	zachodniopomorskie	b.d.	b.d.	b.d.



VIII. ANALIZY GENETYCZNE

WPROWADZENIE

Dotychczasowa literatura na temat genetyki *Prymnesium parvum* oraz genów kodujących enzymy niezbędne w procesie produkcji prymnezyn jest wyjątkowo skąpa. Do tej pory nie zdeponowano w bazach danych sekwencji nukleotydowej żadnego pełnego genomu tego organizmu, co znacznie utrudnia prowadzenie analiz genetycznych. W literaturze dostępne są nieliczne prace, w których próbowano opisać geny kodujące wspomniane wyżej enzymy, jednak opublikowane analizy są wysoce niekompletne, a ponadto dotyczą jedynie pojedynczych szczepów *P. parvum* (Anestis i in. 2021, Feist i Lance 2021, Freitag i in. 2011, La Claire 2006, Liu i in. 2015, Manning i La Claire 2010, Svenssen i in. 2019). Wiadomo, że geny kodujące enzymy syntetyzujące prymnezyny, zwane *PKS*, mają strukturę modułową (Manning i La Claire 2010). Kodowane są poszczególne domeny białkowe, mające specyficzne właściwości katalityczne, niezbędne do syntezy prymnezyn.

VIII.1. METODYKA

TESTOWANIE OBECNOŚCI GENÓW PKS W BADANYCH PRÓBKACH

W celu stwierdzenia, czy w otrzymanych do badania próbkach środowiskowych, w których wcześniej stwierdzono obecność *P. parvum*, mogą znajdować się geny *PKS*, wykonana została analiza PCR (łańcuchowa reakcja polimerazy) z wykorzystaniem starterów (primerów) zaprojektowanych na podstawie wcześniejszych danych literaturowych (Freitag i in. 2011). Należy podkreślić, że startery te były przygotowane bez wiedzy o faktycznej sekwencji nukleotydowej genomu szczepu *P. parvum* zidentyfikowanego w badanych próbkach. Było to jednak konieczne **w celu szybkiego wykonania wstępnych badań mogących potwierdzić występowanie genów *PKS* w komórkach *P. parvum*, a tym samym wskazywać na możliwość produkcji prymnezyn przez te komórki.**

Na podstawie danych zawartych we wcześniej opublikowanej pracy (Freitag i in. 2011), zaprojektowano następujące 3 pary starterów (PKS1, PKS2 i PKS3):

PKS1:

Primer forward: 5'CGGAAGCTATCCTTCGTTTCA3' $T_m=52,4^{\circ}\text{C}$

Primer reverse: 5'TGCGCTGGACACGAAGTC3' $T_m=52,6^{\circ}\text{C}$

PKS2:

Primer forward: 5'GCTCGGAAGCTATCCTTCGTT 3' $T_m=54,4^{\circ}\text{C}$

Primer reverse: 5'GCGCTGGACACGAAGTCAA 3' $T_m=53,2^{\circ}\text{C}$

PKS3:

Primer forward: 5'CGATCACACCGCTTTCCTTT 3' $T_m=51,8^{\circ}\text{C}$

Primer reverse: 5'TCGTTGACTGCGAGCACATG 3' $T_m=54,4^{\circ}\text{C}$

Otrzymane próby były wirowane przez 15 minut, w wirówce Sigma 3-16K (numer fabryczny 103694), w rotorze SIGMA 12155-H przy prędkości $3068 \times g$ i temperaturze 4°C . Następnie supernatant

usunięto, a powstały osad zwieszono w 200 µl buforu DPBS (1x, firma GIBCO, numer referencyjny: 14190-144).

Otrzymane próby zostały podgrzewane przez 5 minut w temperaturze 90°C, a następnie spektrofotometrycznie zmierzono poziom dsDNA. Otrzymano następujące wyniki:

Stanowisko	Stężenie (ng/µl)
1 KG Gliwice Przystań	579
3 kanał II	134
2 KG Prawy	284
BS	135
O13 S	92
5 KG Środek	137
4 KG	107
O12 S	194
3 KG Śr	100
CS	103
2 kanał śr.	24,5

Przeprowadzono reakcję PCR na otrzymanych matrycach. Każda reakcja PCR była wykonana w objętości 20 µl (10 µl Color Taq PCR Master Mix (firma EURx, numer katalogowy: E2525), 2µl odpowiedniego primera forward (1x) i 2 µl odpowiedniego primera reverse (1x), 5µl wody wolnej od nukleaz (EURx, numer katalogowy: 070422), a także odpowiednią ilością matrycy.

Reakcję prowadzono przy następujących parametrach:

- denaturacja: czas: 15 s; temperatura: 94°C
- annealing: czas: 15 s; temperatura: 50°C
- wydłużanie: czas: 30 s; temperatura: 72°C
- liczba przeprowadzonych cykli: 30

Otrzymane produkty PCR wizualizowano z wykorzystaniem żelu agarozowego (1,5% roztwór agarozy w buforze Tris-Octan-EDTA (TAE)) suplementowanego roztworem barwnika SimplySafe™ (EURx, numer katalogowy: E4600-01). Rozdział prowadzono przez 30 minut przy napięciu: 100V.

Wizualizację żeli przeprowadzono z wykorzystaniem systemu dokumentacji żeli zawierającego aparat fotograficzny Canon EOS 250D. Parametry wykonywanych zdjęć:

- a) szczelina (*ang. aperture*): 9 AV
- b) czas ekspozycji: 1/50 TV
- c) intensywność: ISO 1600

ANALIZA EKSPRESJI GENÓW PKS W BADANYCH PRÓBKACH

W celu zbadania aktywności (ekspresji) genów *PKS* w badanych próbkach wykonano badania metodą ilościowej reakcji PCR w czasie rzeczywistym z odwrotną transkryptazą (RT-qPCR). Należy podkreślić, że badanie to może wskazywać, czy ekspresja testowanych genów zachodziła w czasie izolacji RNA z próbek. Nie mówi ono zatem czy geny były aktywne w czasie pobierania próbki ze środowiska.

Izolację RNA oraz przeprowadzono zgodnie z metodyką opisaną we wcześniejszych publikacjach (Gaffke i in. 2020, Gaffke i in. 2021, Kubiak i in. 2022). Zastosowano programy pre-inkubacji

i amplifikacji przedstawione w tab.VIII.1. W badaniach użyto par starterów PKS1, PKS2 i PKS3, opisanych w rozdziale 2.1.

Tabela VIII.1 Zastosowane programy pre-inkubacji i amplifikacji w doświadczeniach RT-qPCR

Program Name	pre-incubation						
Cycles	1	Analysis Mode	None				
Target (°C)	Acquisition Mode	Hold (hh:mm:ss)	Ramp Rate (°C/s)	Acquisitions (per °C)	Sec Target (°C)	Step size (°C)	Step Delay (cycles)
95	None	00:05:00	4.40		0	0	0

Program Name	amplification						
Cycles	55	Analysis Mode	Quantification				
Target (°C)	Acquisition Mode	Hold (hh:mm:ss)	Ramp Rate (°C/s)	Acquisitions (per °C)	Sec Target (°C)	Step size (°C)	Step Delay (cycles)
95	None	00:00:10	4.40		0	0	0
55	None	00:00:10	1.20		0	0	0
72	Single	00:00:10	4.40		0	0	0

ANALIZA GENOMICZNA BADANYCH PRÓBEK

Analiza genomiczna została przeprowadzona z wykorzystaniem DNA wyizolowanego ze zmieszanych ze sobą wszystkich próbek środowiskowych, ze względu na zbyt małą ilość materiału zawartego w poszczególnych próbkach. W związku z charakterem próbki środowiskowej, w której oprócz komórek *P. parvum* znajdowały się także liczne komórki innych mikroorganizmów (m.in. sinic i okrzemek, jak wynika z obrazów mikroskopowych), w analizie tej skupiono się przede wszystkim na identyfikacji i sekwencjonowaniu genów/modułów kodujących enzymy mogące przeprowadzać reakcje prowadzące do produkcji prymnezyń.

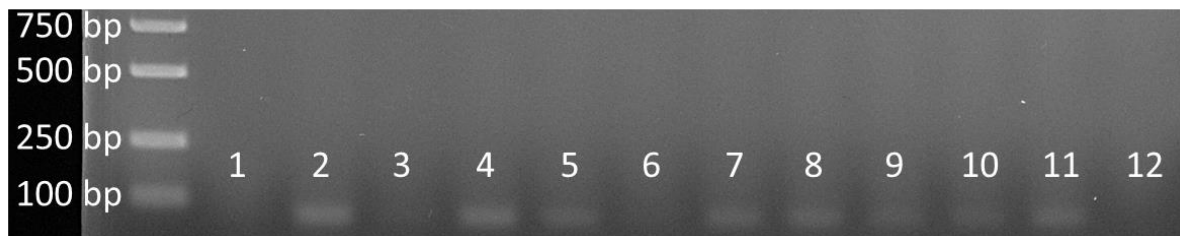
VIII.2. METODYKA

Izolację DNA z 50 mg próbki wykonano z wykorzystaniem zestawu Environmental DNA & RNA Purification Kit (EurX), z pominięciem etapu lizy komórek bakteryjnych za pośrednictwem lizozymu. Analizę jakościową uzyskanego DNA wykonano za pomocą pulsacyjnej elektroforezy kapilarnej na aparacie Femto Pulse (Agilent) stosując zestaw gDNA 165kb kit. Przygotowanie biblioteki do sekwencjonowania wykonano przy zastosowaniu zestawu SQK-LSK110 (Oxford Nanopore). Sekwencjonowanie III-generacji prowadzono komercyjnie w Instytucie Biochemii i Biofizyki Polskiej Akademii Nauk z użyciem aparatu GridION (Oxford Nanopore Technologies) przy wykorzystaniu komory przepływowej (flow cell) model R9.4.1. Uzyskano 4,5 GB surowych danych, które poddano filtracji pod względem długości odczytów (>1kb) oraz ich jakości (QV>10) za pomocą programu filtlong (Wick i in. 2018). Odczyty złożone zostały w kontigi z wykorzystaniem programu Flye (Kolmogorov i in. 2020) z włączoną opcją "--meta" co pozwalało na dokładniejsze złożenie sekwencji z analizowanej próbki środowiskowej.

VIII.3. WYNIKI

TESTOWANIE OBECNOŚCI GENÓW PKS W BADANYCH PRÓBKACH

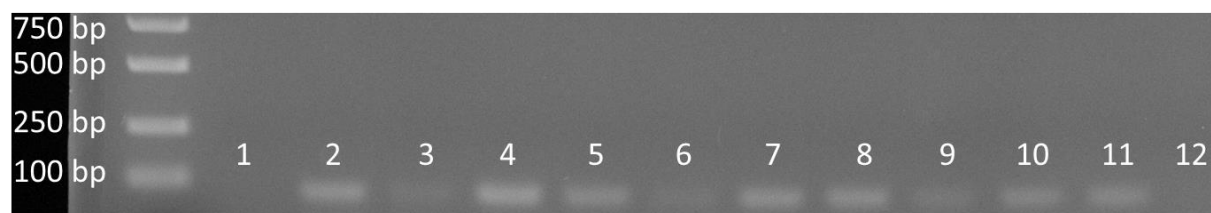
Uzyskane rezultaty przedstawione są na ryc. VIII.1-3, odpowiednio dla doświadczeń z użyciem par starterów PKS1, PKS2 i PKS3.



Ryc. VIII.1. Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów PKS1, przy użyciu DNA wyizolowanego z poszczególnych próbek. Ścieżka z lewej strony zawiera markery długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad – bp) - Perfect Plus™ MWQ DNA Ladder (Eurx, numer katalogowy: E3161-01).

Kolejne ścieżki oznaczają materiał z poszczególnych próbek:

- 1- Kontrola ujemna zawierająca: Color Taq PCR Master Mix, Water Nuclease Free i primery
- 2- 1 KG Gliwice Przyszań
- 3- 3 kanał II Śr.
- 4- 2 KG Prawy
- 5- BS
- 6- O13 S
- 7- 5 KG Środek
- 8- 4 KG Śr.
- 9- O12 S
- 10- 3 KG Śr.
- 11- CS
- 12- 2 kanał śr.



Rycina VIII.2 Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów PKS2, przy użyciu DNA wyizolowanego z poszczególnych próbek. Ścieżka z lewej strony zawiera markery długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad – bp) - Perfect Plus™ MWQ DNA Ladder (Eurx, numer katalogowy: E3161-01)

Kolejne ścieżki oznaczają materiał z poszczególnych próbek:

- 1- Kontrola ujemna zawierająca: Color Taq PCR Master Mix, Water Nuclease Free i primery
- 2- 1 KG Gliwice Przyszań
- 3- 3 kanał II Śr.
- 4- 2 KG Prawy
- 5- BS

- 6- O13 S
- 7- 5 KG Środek
- 8- 4 KG Śr.
- 9- O12 S
- 10- 3 KG Śr.
- 11- CS
- 12- 2 kanał śr.



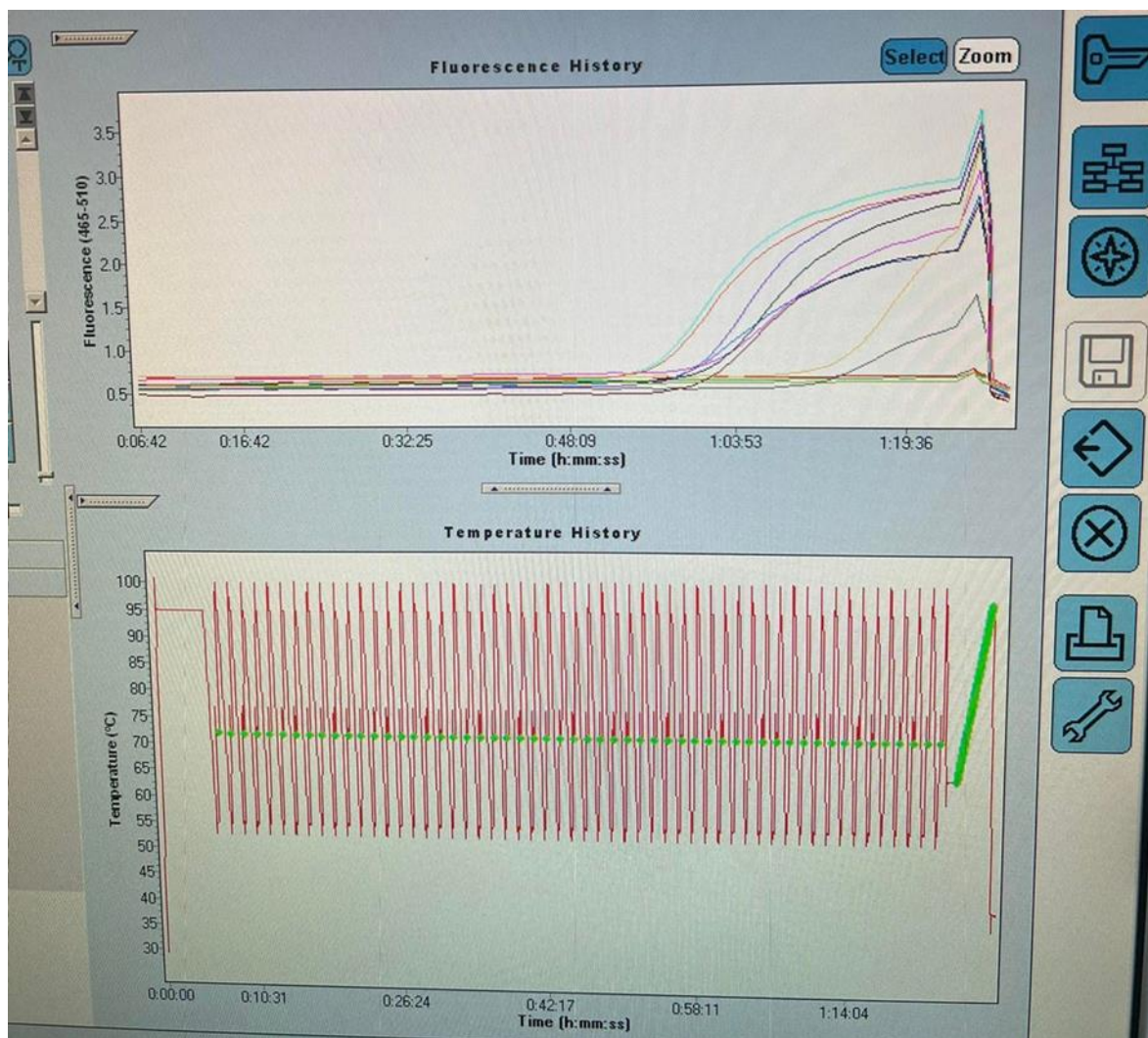
Rycina VIII.3 Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów PKS3, przy użyciu DNA wyizolowanego z poszczególnych próbek. Ścieżka z lewej strony zawiera markery długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad – bp) - Perfect Plus™ MWQ DNA Ladder (Eurx, numer katalogowy: E3161-01)

Kolejne ścieżki oznaczają materiał z poszczególnych próbek:

- 1- Kontrola ujemna zawierająca: Color Taq PCR Master Mix, Water Nuclease Free i primery
- 2- 1 KG Gliwice Przystań
- 3- 3 kanał II Śr.
- 4- 2 KG Prawy
- 5- BS
- 6- O13 S
- 7- 5 KG Środek
- 8- 4 KG Śr.
- 9- O12 S
- 10- 3 KG Śr.
- 11- CS
- 12- 2 kanał śr.

ANALIZA EKSPRESJI GENÓW PKS W BADANYCH PRÓBKACH

Profile amplifikacji w reakcjach RT-qPCR z zastosowaniem pary starterów PKS3 przedstawione są na rycinie 4, natomiast wyniki ilościowe w tabeli 2. Reakcje z zastosowaniem starterów PKS1 i PKS2 nie dały pozytywnych sygnałów.



Rycina VIII.4 Przykładowe profile RT-qPCR z zastosowaniem pary starterów PKS3

Tabela VIII.. Wartości CP w amplifikacji metodą RT-qPCR z zastosowaniem starterów PKS3

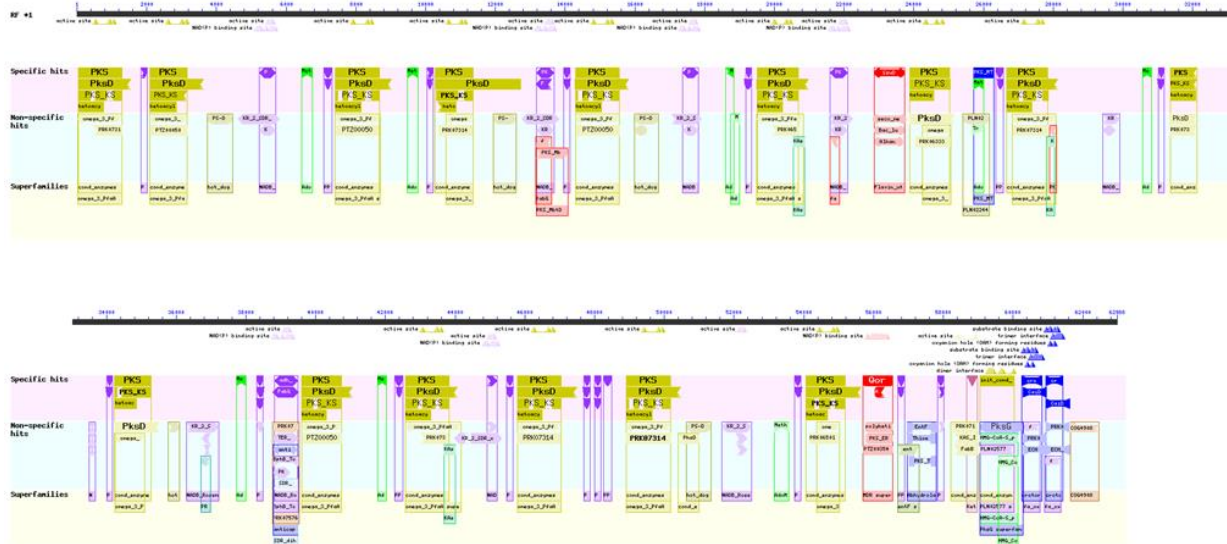
Pozycja	Próbka	Identyfikacja próbki	CP
A1	Sample 1	1 KG GLIWICE PRZYSTAŃ	37.55
A2	Sample 2	3 KANAŁ II ŚR.	-
A3	Sample 3	2 KG PRAWY	-
A4	Sample 4	BS	39.52
A5	Sample 5	013 S	46.45
A6	Sample 6	5 KG ŚRODEK	47.65
A7	Sample 7	4 KG ŚR.	38.67
A8	Sample 8	012 S	35.59
A9	Sample 9	3 KG ŚR.	39.28
A10	Sample 10	CS	35.87
A11	Sample 11	2 kanał śr.	38.09
A12	Control	Kontrola negatywna	-

ANALIZA GENOMICZNA BADANYCH PRÓBEK

Spośród uzyskanych kontigów, za pomocą programu NaPDoS2 (Klau i in. 2022) wyselekcjonowano 62 sekwencje DNA niosące domeny ketosyntetaz (KS), które to wraz z domenami acylotransferaz (acyltransferase - AT) i domenami przenoszącymi grupy acylowe (acyl carrier protein - ACP), tworzą trzon struktury genów syntetaz poliketydowych, odpowiedzialnych za produkcję prymnezyn. Ze względu na modułową budowę syntetaz PKS typu I, których obecność wykazano u haptofitów (Kohli i in. 2016), analiza potencjalnych klastrów skupiła się na domenach KS zawartych w obrębie sekwencji wyselekcjonowanych kontigów. Dla kontigu 20960 (contig_20960) o długości 80449 par zasad, wykorzystując program AUGUSTUS (v 3.3.3) (Stanke i in. 2005) znaleziono gen(y) mogący(e) kodować białko(a) zawierające 15 potencjalnych domen KS. Potencjalna syntetaza kodowana jest w obrębie kontigu 20960 między pozycją 10789, przy której znajduje się kodon start ATG, a pozycją 79148, gdzie zlokalizowano kodon terminacyjny TGA. Zgodnie z literaturą (Manning i Claire 2010) gen syntetazy charakteryzuje modułowa budowa, której trzon stanowią sekwencje kodujące potencjalne domeny białka: KS, AT, ACP (opisane powyżej), pomiędzy którymi znajdują się domeny dehydrataz (DH), ketoreduktaz (KR), metylotransferaz (MT), oraz pojedyncze domeny oksydoreduktazy (OR) i reduktazy enol-acyl (ENR) (Enoyl-acyl carrier protein reductase). ENR katalizuje ostatni krok w cyklu elongacji syntezy kwasów tłuszczowych (Massengo-Tiassé i Cronan 2009). Kluczowe dla syntezy prymnezyn zdają się być domeny leżące przy końcu 3' genu poliketydowej syntetazy, gdzie znajdują się sekwencje potencjalnie kodujące domeny reduktazy enolowej (ER), oraz domena thioesterazy (T) odpowiedzialna za uwolnienie powstającego produktu. W obrębie genu, za domeną thioesterazy leży domena ACP mogąca przenosić powstały produkt do dalszych modyfikacji w domenach hydratazy Enolo-CoA (CoA). Domeny modułów potencjalnej syntetazy prymezyn przedstawia ryc. VIII.5, zaś konserwowane ewolucyjnie domeny dla sekwencji kodujących kontigu 20960 są zobrazowane na ryc. VIII.6. Pełną sekwencję nukleotydową kontigu 20960 przedstawiono na w suplemencie, zamieszczonym na końcu raportu.

moduł 1	KS AT ACP
moduł 2	KS AT DH KR MT ACP
moduł 3	KS AT MT ACP
moduł 4	KS AT DH KR ACP
moduł 5	KS AT DH KR MT ACP
moduł 6	KS AT KR OR
moduł 7	KS AT MT ACP
moduł 8	KS AT KR MT ACP
moduł 9	KS AT KR ACP
moduł 10	KS AT DH KR MT ACP ENR
moduł 11	KS AT MT ACP
moduł 12	KS AT KR ACP
moduł 13	KS AT ACP ACP ACP
moduł 14	KS AT DH KR MT ACP

Rycina VIII.5. Domeny modułów potencjalnej syntetazy prymnezyn



Rycina VIII.6 Konserwowane domeny dla sekwencji kodujących kontigu 20960. Kolorem żółtym zaznaczono domeny KS i AT, kolorem fioletowym zaznaczono domeny KR oraz ACP, kolorem zielonym oznaczono domeny MT, kolor czerwony oznacza ENR, ER, natomiast kolor jasnoniebieski oznacza domenę T, znajdującą się pomiędzy domenami ACP

VIII.2. WNIOSKI

Uzyskane wyniki wskazują na amplifikację DNA wyizolowanego z uzyskanych próbek w reakcji PCR z zastosowaniem starterów PKS1, PKS2 i PKS3. Sygnały były widoczne (z różną intensywnością) we wszystkich badanych próbkach, przy jednoczesnym braku sygnału w próbce kontrolnej. Wyniki te wskazują, że badany materiał biologiczny może zawierać geny kodujące enzymy katalizujące produkcję prymnezyn.

Analizy RT-qPCR wykazały możliwą ekspresję genów kodujących enzymy biorące udział w produkcji prymnezyn w badanych próbkach. Istotnym jest, że analizy te pokazują stan w czasie izolacji RNA z próbek, a nie w czasie pobierania próbek ze środowiska. Niemniej wyniki te pokazują aktywność testowanych genów, co pozwala na wnioskowanie o możliwości produkcji prymnezyn przez organizmy znajdujące się w badanych próbkach.

Uzyskane wyniki wskazują na obecność w badanym materiale genów kodujących enzymy/moduły biorące udział w syntezie prymnezyn. Moduły te są zebrane w jeden kontig, co uprawdopadabnia funkcjonalność tego fragmentu genomu szczepu *P. parvum* obecnego w testowanych próbkach.

Przeprowadzone analizy genetyczne wskazują, że w badanym materiale, zawierającym próbki środowiskowe, w których obecne są komórki *P. parvum*, znajdują się geny, których ekspresja może prowadzić do produkcji enzymów wytwarzających prymnezyny.

PIŚMIENNICTWO

- Anestis K., Kohli, G. S., Wohlrab S., Varga E., Larsen T. O., Hansen P. J., & John U., 2021. Polyketide synthase genes and molecular trade-offs in the ichthyotoxic species *Prymnesium parvum*. *The Science of the Total Environment*, 795, 148878. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148878>
- Chen S, Zhou Y, Chen Y, Gu J., 2018. fastp: an ultra-fast all-in-one FASTQ preprocessor. *Bioinformatics*. 34(17), i884-i890. doi: 10.1093/bioinformatics/bty560.
- Feist S. M., Lance R. F., 2021. Genetic detection of freshwater harmful algal blooms: A review focused on the use of environmental DNA (eDNA) in *Microcystis aeruginosa* and *Prymnesium parvum*. *Harmful Algae*, 110, 102124. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.102124>
- Freitag M., Beszteri S., Vogel H., John U., 2011. Effects of physiological shock treatments on toxicity and polyketide synthase gene expression in *Prymnesium parvum* (Prymnesiophyceae). *European Journal of Phycology*, 46(3), 193-201, DOI: 10.1080/09670262.2011.591438.
- Gaffke L., Pierzynowska K., Podlacha M., Hoinkis D., Rintz E., Brokowska J., Cyske Z., Węgrzyn G., 2020. Underestimated Aspect of Mucopolysaccharidosis Pathogenesis: Global Changes in Cellular Processes Revealed by Transcriptomic Studies. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(4), 1204. <https://doi.org/10.3390/ijms21041204>
- Gaffke L., Kubiak K., Cyske Z., Węgrzyn G., 2021. Differential Chromosome- and Plasmid-Borne Resistance of *Escherichia coli* hfq Mutants to High Concentrations of Various Antibiotics. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(16), 8886. <https://doi.org/10.3390/ijms22168886>
- Klau LJ, Podell S, Creamer KE, Demko AM, Singh HW, Allen E, Moore BS, Ziemert N, Letzel AC, Jensen PR., 2022. The Natural Product Domain Seeker version 2 (NaPDoS2) webtool relates ketosynthase phylogeny to biosynthetic function. *Journal of Biological Chemistry*, 102480, <https://doi.org/10.1016/j.jbc.2022.102480>.
- Kohli G., John U., Van Dolah F. et al., 2016. Evolutionary distinctiveness of fatty acid and polyketide synthesis in eukaryotes. *ISME J.* 10, 1877–1890. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.263>
- Kolmogorov M., Bickhart D.M., Behsaz B., Gurevich A., Rayko M., Shin S.B., Kuhn K., Yuan J., Pevnikov E., Smith T.P.L., Pevzner P.A., 2020. metaFlye: scalable long-read metagenome assembly using repeat graphs. *Nature Methods*, 17(11), 1103-1110. doi: s41592-020-00971-x.
- Kubiak K., Gaffke L., Pierzynowska K., Cyske Z., Grabowski Ł., Kosznik-Kwaśnicka K., Jaroszewicz W., Węgrzyn A., Węgrzyn G. 2022. Determination of Effects and Mechanisms of Action of Bacterial Amyloids on Antibiotic Resistance. *Methods in Molecular Biology*, 2538, 189–205. https://doi.org/10.1007/978-1-0716-2529-3_13.
- La Claire J. W., 2nd., 2006. Analysis of expressed sequence tags from the harmful alga, *Prymnesium parvum* (Prymnesiophyceae, Haptophyta). *Marine Biotechnology*, 8(5), 534–546. <https://doi.org/10.1007/s10126-005-5182-2>.
- Liu Z., Koid A.E., Terrado R., Campbell V., Caron D. A., Heidelberg K.B., 2015. Changes in gene expression of *Prymnesium parvum* induced by nitrogen and phosphorus limitation. *Frontiers in Microbiology*, 6, 631. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00631>
- Manning S.R., La Claire J.W., 2010. Prymnesins: toxic metabolites of the golden alga, *Prymnesium parvum* Carter (Haptophyta). *Marine Drugs*, 8(3), 678–704. <https://doi.org/10.3390/md8030678>
- Marchler-Bauer A., Bo Y., Han L., He J., Lanczycki C.J., Lu S, Chitsaz F., Derbyshire M.K., Geer R.C., Gonzales N.R., Gwadz M., Hurwitz D.I., Lu F., Marchler G.H., Song J.S., Thanki N., Wang Z., Yamashita

R.A., Zhang D., Zheng C., Geer L.Y., Bryant S.H., 2017. CDD/SPARCLE: functional classification of proteins via subfamily domain architectures. *Nucleic Acids Research*. 45(D1), D200-D203. doi: 10.1093/nar/gkw1129.

Massengo-Tiassé R.P., Cronan J.E., 2009. Diversity in enoyl-acyl carrier protein reductases. *Cellular and Molecular Life Sciences*. 66(9), 1507-1517. doi: 10.1007/s00018-009-8704-7.

Stanke M, Morgenstern B., 2005. AUGUSTUS: a web server for gene prediction in eukaryotes that allows user-defined constraints. *Nucleic Acids Research*. 33(Web Server issue):W465-7. doi: 10.1093/nar/gki458.

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 Pymnesins from *Pymnesium parvum*. *Toxins*, 11(5), 251. <https://doi.org/10.3390/toxins11050251>

The image features a sunset scene with a body of water in the foreground and a line of trees on the horizon. The sky is filled with clouds, some of which are illuminated by the setting sun, creating a warm orange and yellow glow. A large, light blue circular graphic element is overlaid on the right side of the image, partially obscuring the sunset. The text is positioned in the lower-left quadrant of the image, set against a solid blue background that matches the graphic element.

**IX. OZNACZANIE PRYMNEZYN
(PRM) PRODUKOWNYCH
PRZEZ PRYMNESIUM PARVUM**

IX. OZNACZANIE PRYMNEZYN (PRM) PRODUKOWNYCH PRZEZ *PRYMNESIUM PARVUM*

Hanna Mazur-Marzec, Robert Konkel, Eliesabeth Varga, Agnieszka Napiórkowska-Krzebietke

WPROWADZENIE

Ichtiotoksyczne działanie haptofitu *Prymnesium parvum*, które manifestuje się m.in. masową śmiercią ryb (i bezkręgowców), przypisuje się prymnezynom. Są to związki z grupy poliketydów, o strukturze policyklicznych eterów. Badania szczepów *Prymnesium parvum* pochodzących z różnych rejonów geograficznych wykazały istnienie co najmniej trzech typów związków z grupy prymnezyn: A, B i C. Związki te charakteryzują się podobnym szkieletem; natomiast różnią się modyfikacjami w strukturze, takimi jak np. podstawienie reszt cukrowych lub atomów chloru. Modyfikacje w strukturze wpływają na toksyczność tych związków. Przy czym w krajach położonych w obszarze zbliżonym do Polski (podobna długość geograficzna) dotychczas stwierdzono występowanie tylko prymnezyn z grupy B (Binzer i in. 2019).

Podstawową metodą wykrywania prymnezyn jest tzw. widmo mas uzyskane z zastosowaniem tandemowej spektrometrii mas (MS/MS). Technika ta najczęściej połączona jest z wysokosprawną chromatografią cieczą (LC-MS/MS). Ze względu na brak komercyjnie dostępnego, certyfikowanego wzorca, analiza ilościowa może odbywać się tylko metodą pośrednią. Jednak wdrożenie takiej metody również wymaga dostępu do wzorca, w celu walidacji metody pośredniej. W przypadku braku takiej metody, możliwe jest jedynie określenie względnych ilości prymnezyn w analizowanym materiale. Odbywa się to na podstawie powierzchni pików chromatograficznego zarejestrowanego w trakcie analizy LC-MS/MS. Takie podejście umożliwia porównanie poziomu stężenia toksyn pomiędzy kolejnymi próbkami.

MATERIAŁY I METODY

W okresie od 19.08. do 09.09.2022 Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie przekazał do Zakładu Biotechnologii Morskiej, Wydział Oceanografii i Geografii Uniwersytetu Gdańskiego 260 sączków, przez które wcześniej przesączono wodę z rejonu dotkniętego zakwitem *P. parvum*. Dodatkowo przesłano jedną próbkę zliofilizowanych mały. Część sączków, sztuk 231, poddano procesowi ekstrakcji i analizie LC-MS/MS. W przypadku pozostałych 28 sączków wykonano tylko proces ekstrakcji i próbki przygotowane wg poniżej opisanej procedury przesłano do laboratorium dr Elisabeth Varga z Zakładu Chemii Żywności i Toksykologii, Wydziału Chemii, Uniwersytetu w Wiedniu, celem oznaczenia stężenia toksyn metodą pośrednią opisaną w pracy Svenssen i in. (2019) i Medić i in. (2022).

Ekstrakcja: Proces ekstrakcji materiału na sączkach prowadzono wg procedury opisanej przez Binzer i in. (2018). W skrócie, w pierwszym kroku materiał na sączkach ekstrahowano zimnym acetonem (-20°C) w celu pozbycia się części związków stanowiących składnik próbki (m.in. chlorofilu). Po usunięciu acetonu pozostałość zawierającą toksyny ekstrahowano 100% metanolem.

Analiza LC-MS/MS: Ekstrakt metanolowy poddano analizie metodą spektrometrii mas. W celu ogólnego stwierdzenia składu próbek zastosowano spektrometr QTRAP5500 (Applied Biosystems, Sciex, Concorde, ON, Kanada), w trybie tzw. Information Dependent Analysis. Jest to analiza niecelowana. Polega on na ogólnym skanowaniu jonów wykrytych związków oraz ich fragmentacji. Dla wykrytych związków otrzymujemy tzw. widmo fragmentacyjne, które jest ich cechą charakterystyczną, pozwalającą określić elementy struktury związku. Dla dodatkowego potwierdzenia

struktury wykonano pomiary z zastosowaniem wysokorozdzielczego spektrometru mas (HRMS QTOF, Bruker), który pozwolił na określenie dokładnej masy związku i zaproponowanie jego wzoru sumarycznego (tab. 1). Za miarę względnej ilości związku w 1 L wody przyjęto powierzchnię pików chromatograficznego przeliczoną względem objętości sączonej próbki (tu: pik/V).

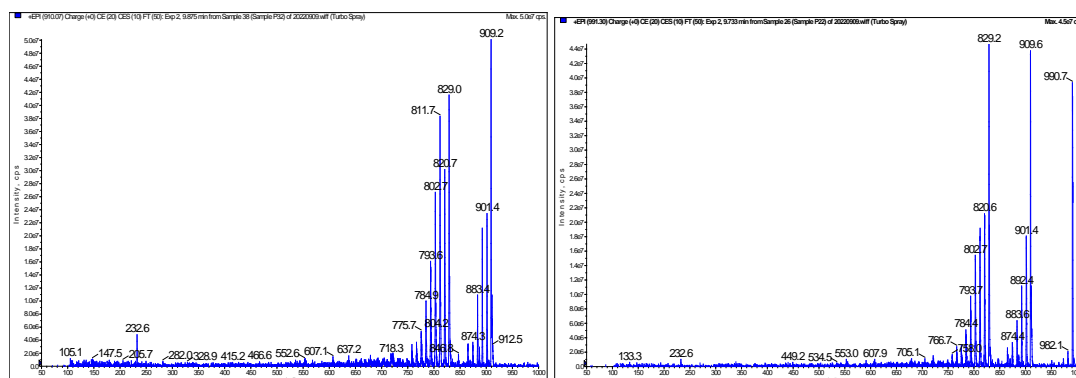
WYNIKI

Analizy wykazały, iż w próbkach z obszaru objętego zakwitem *P.parvum* występują co najmniej trzy toksyny z grupy **prymnezyn-B**. Związki te zarejestrowano w postaci jonów podwójnie naładowanych $[M+2H]^+$ oraz jonów pseudomolekularnych $[M+H]^+$ a także w postaci adduktu sodowego $[M+Na+H]^+$ (tabela IX.1). Są to jony charakterystyczne dla prymnezyn z grupy B.

Tabela IX.1 Ichtiotoksyny z grupy prymnezyn wykryte w analizowanym materiale z Odry. W tabeli przedstawiono wartości zmierzone z zastosowaniem wysokorozdzielczego spektrometru mas

Symbol związku Wzór sumaryczny	Wartości m/z wykrywanych jonów Błąd względem wartości teoretycznej (m/z)		
	$[M+H]^+$	$[M+2H]^{+2}$	$[M+Na+H]^{+2}$
Prymnezyna PRM B1 (1 x Cl + 2 heksozy); C97H142ClNO39	1980,8797 0,0124	990,9502 0,005	1001,9370 -0,0036
Prymnezyna PRM B (1 x Cl + 1 heksoza); C91H132ClNO34	1818,8300 -0,0092	909,9144 -0,0088	920,9142 0,0092
Prymnezyna PRM B (1 x Cl) C97H142ClNO39	1656,7775 -0,0089	828,8902 -0.0066	839,8799 -0.0079

Ponadto, w widmach fragmentacyjnych odnotowano utraty masy ($\Delta 81$) wskazujące na obecność reszt cukrowych w cząsteczce – charakterystycznych dla prymnezyn (ryc. IX.1).



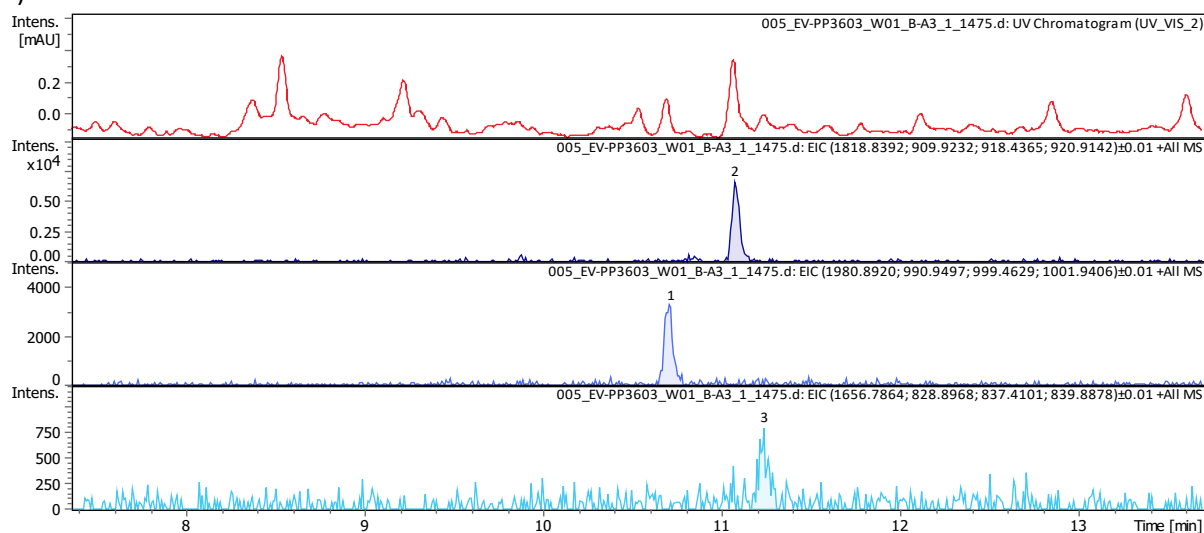
Rycina IX.1 Widmo MS/MS prymnezyny PRM B (Cl+1 heksoza) oraz PRM B1 (Cl+2 heksozy)– związki obecne w próbce z Odry. Analiza wykonana z zastosowaniem spektrometru QTRAP5500. Widoczna utrata fragmentu $\Delta 81$ świadczy o obecności heksozy

W tabeli IX.3 podano wartości określające względną ilość każdej z wykrytych prymnezyn w próbce oraz ich sumaryczną wartość (tabela IX.2 zamieszczona na końcu rozdziału z uwagi na swoją objętość). Dodatkowo, w tabeli przedstawiono liczebności *P. parvum* (zgodnie z rozdziałem 7) oraz wskazano miejsca wystąpienia śnięć ryb w odpowiadających datach.

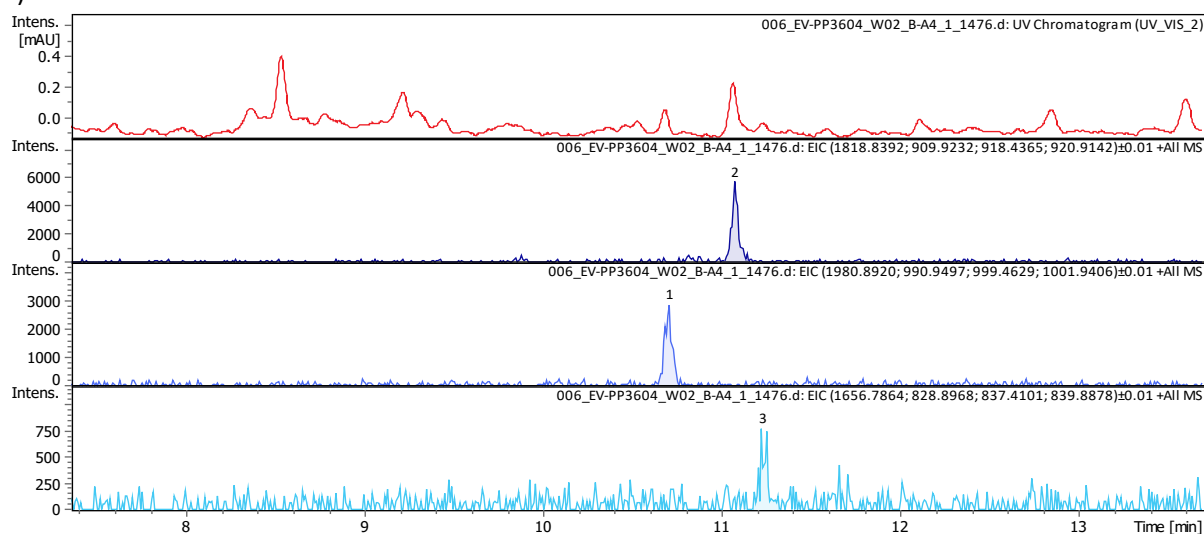
Przygotowane w Polsce ekstrakty próbek wody z dnia 19 sierpnia 2022 roku z rzeki Odry, zbiorników wodnych i Kanału Gliwickiego przeanalizowano również w laboratorium Zakładu Chemii Żywności i Toksykologii, Wydziału Chemii, Uniwersytetu w Wiedniu pod kątem szacowania zawartości toksyn metodą pośrednią według procedury opisanej w Svenssen i in. (2019) i Medić i in. (2022). Poniżej przedstawiono przykładowe chromatogramy (ryc. IX.2) z analizy na zawartość prymnezyn w próbkach wody, odpowiednio od góry:

1. UV przy 280 nm
2. Chromatogram ekstrahowanych jonów prymnezyny typu B zawierający jedną jednostkę chloru i jedną jednostkę heksozy
3. Chromatogram ekstrahowanych jonów prymnezyny typu B zawierający jedną jednostkę chloru i dwie jednostki heksozy
4. Chromatogram wyekstrahowanych jonów prymnezyny typu B zawierający jeden chlor bez dołączonego cukru (nazywany również szkieletem).

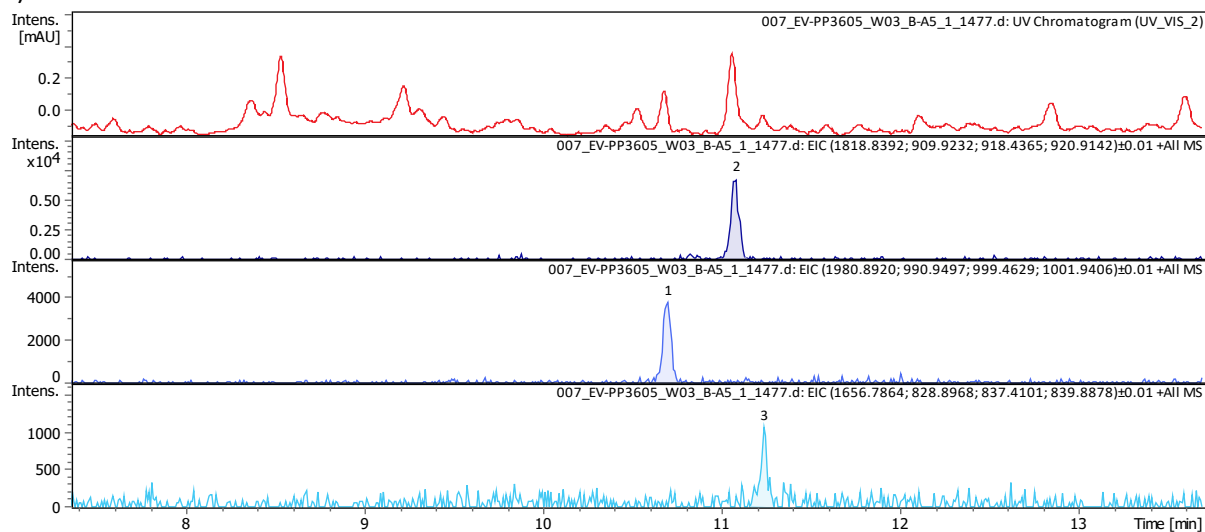
1)



2)



3)



Rycina IX.2 Chromatogramy z analizy na zawartość prymnezyn w próbkach wody; w każdym chromatogramie kolejne panele oznaczają (od góry): 1. UV przy 280 nm, 2. chromatogram ekstrahowanych jonów prymnezyny typu B zawierający jedną jednostkę chloru i jedną jednostkę heksozy, 3. chromatogram ekstrahowanych jonów prymnezyny typu B zawierający jedną jednostkę chloru i dwie jednostki heksozy, 4. chromatogram wyekstrahowanych jonów prymnezyny typu B zawierający jeden chlor bez dołączonego cukru (nazywany również szkieletem)

Szczegółowe wyniki z uzyskanych chromatogramów przedstawiono w tabeli IX.3 oraz na ryc. IX.3A-C. Podano również szacunkową zawartość sumy prymnezyn wyrażoną w nmol w 1 litrze wody. W wodzie Odry notowano maksymalnie do 4,0 nmol/L (Krosno Odrzańskie/Gostchorze). W Kanale Gliwickim zanotowano wówczas stężenia prymnezyn w zakresie 0,6 – 7,0 nmol/L. Największe szacunkowe zawartości zanotowano w zbiorniku wodnym Czernica (33,5 nmol/L), następnie w zbiornikach: Łacha Jelcz (15,0 nmol/L), Bajkał (13,0 nmol/L) i Zalew Prężyce (10,5 nmol/L). Główny udział w sumie prymnezyn stanowiła prymnezyna PRM B o wartości m/z 1818.

Tabela IX.3 Wyniki analizy na szacunkową zawartość prymnezy z grupy B (powierzchnia pików trzech wariantów prymnezy w grupy B i ich sumy, szacunkowa zawartość prymnezy, % udział wariantów prymnezy oraz stosunek Bb/Hex i 2Hex/Hex) w wybranych próbkach wody

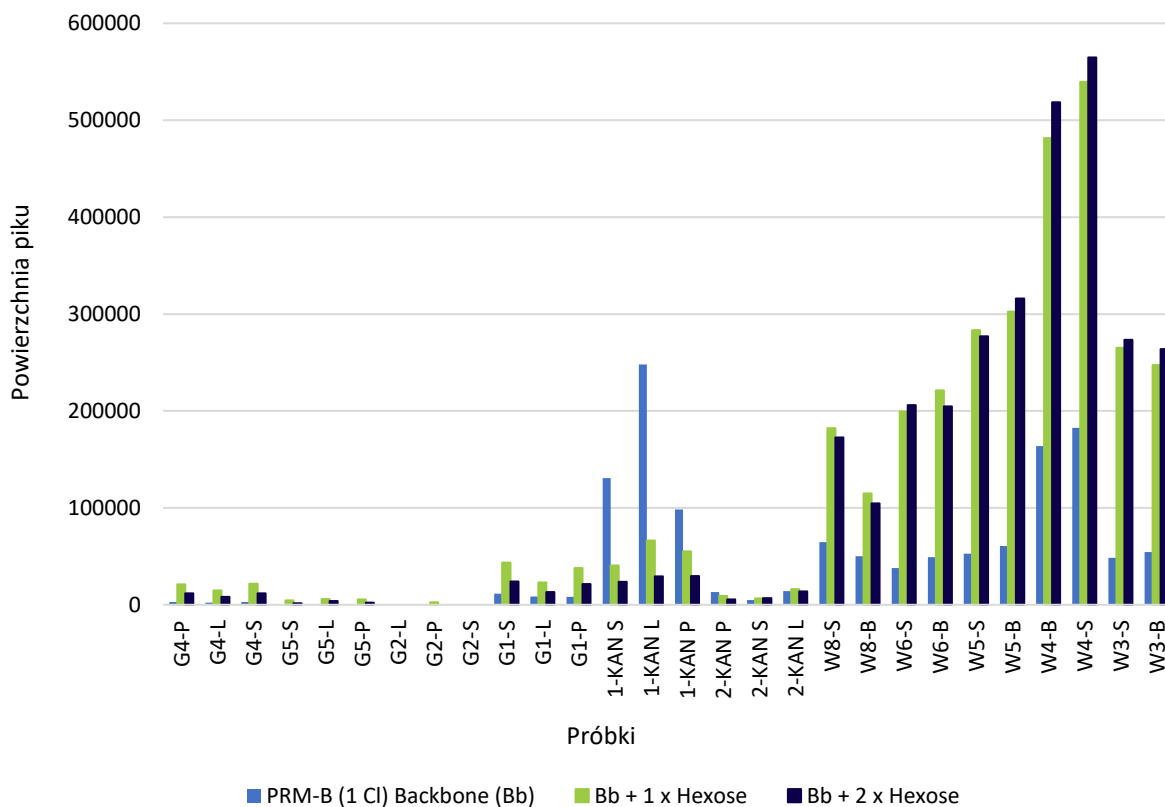
Data file name	Sample Name	Peak area ¹⁾				Estimation SUM of prymnesins ²⁾			Percentage			Ratio	
		PRM-B (1 Cl) Backbone (Bb)	Bb + 1 x Hexose	Bb + 2 x Hexose	SUM	nmol in the dried down sample	Objętość próbki ³⁾	Stężenie w środowisku [nmol/L] ³⁾	PRM-B (1 Cl) Backbone (Bb)	Bb + 1 x Hexose	Bb + 2 x Hexose	Bb/Hex	2Hex/Hex
		EIC (1656.7864; 828.8968; 837.4101; 839.8878)±0.0 1 +All MS	EIC (1818.8392; 909.9232; 918.4365; 920.9142)±0.0 1 +All MS	EIC (1980.8920; 990.9497; 999.4629; 1001.9406)±0.0 01 +All MS					EIC (1656.7864; 828.8968; 837.4101; 839.8878)±0.0 1 +All MS	EIC (1818.8392; 909.9232; 918.4365; 920.9142)±0.0 01 +All MS	EIC (1980.8920; 990.9497; 999.4629; 1001.9406)±0.0 01 +All MS		
005_EV-PP3603_W01	G4-P	2825	20946	11816	35587	1,2	0,3	4,0	8	59	33	0,13	0,56
006_EV-PP3604_W02	G4-L	2325	14894	8093	25311	0,8	0,3	2,6	9	59	32	0,16	0,54
007_EV-PP3605_W03	G4-S	2844	21569	11817	36230	0,8	0,3	2,6	8	60	33	0,13	0,55
008_EV-PP3606_W04	G5-S	0	4362	1699	6062	n.m.	0,3	n.m.	0	72	28	0,00	0,39
009_EV-PP3607_W05	G5-L	0	5965	3715	9679	n.m.	0,3	n.m.	0	62	38	0,00	0,62
010_EV-PP3608_W06	G5-P	0	5390	2134	7524	n.m.	0,3	n.m.	0	72	28	0,00	0,40
011_EV-PP3609_W07	G2-L	0	0	0	0	n.m.	0,3	n.m.	0	0	0	0,00	0,00
012_EV-PP3610_W08	G2-P	0	2486	0	2486	n.m.	0,3	n.m.	0	100	0	0,00	0,00
013_EV-PP3611_W09	G2-S	0	0	0	0	n.m.	0,3	n.m.	0	0	0	0,00	0,00
014_EV-PP3612_W10	G1-S	11433	43436	24016	78884	1,4	0,4	3,5	14	55	30	0,26	0,55
015_EV-PP3613_W11	G1-L	8577	23094	13063	44735	0,7	0,3	2,3	19	52	29	0,37	0,57
016_EV-PP3614_W12	G1-P	8161	37839	21459	67458	1,0	0,3	3,3	12	56	32	0,22	0,57
017_EV-PP3615_W13	1-KAN S	130790	40642	23783	195215	1,3	0,3	4,3	67	21	12	3,22	0,59
018_EV-PP3616_W14	1-KAN L	247895	66310	29425	343630	2,8	0,4	7,0	72	19	9	3,74	0,44
022_EV-PP3617_W15	1-KAN P	98241	55211	29562	183014	2,0	0,3	6,6	54	30	16	1,78	0,54
023_EV-PP3618_W16	2-KAN P	12955	9172	5503	27631	0,4	0,3	1,3	47	33	20	1,41	0,60
024_EV-PP3619_W17	2-KAN S	4967	6430	6916	18313	0,2	0,3	0,6	27	35	38	0,77	1,08
025_EV-PP3620_W18	2-KAN L	14199	15955	13668	43822	1,1	0,4	2,8	32	36	31	0,89	0,86
026_EV-PP3621_W19	W8-S	64805	182219	172801	419825	4,2	0,4	10,5	15	43	41	0,36	0,95
027_EV-PP3622_W20	W8-B	50083	114994	104454	269531	2,8	0,6	4,6	19	43	39	0,44	0,91
028_EV-PP3623_W21	W6-S	38040	199426	206104	443570	4,0	0,5	8,0	9	45	46	0,19	1,03
029_EV-PP3624_W22	W6-B	48966	221091	204843	474901	5,2	0,5	10,4	10	47	43	0,22	0,93
030_EV-PP3625_W23	W5-S	52847	283477	277151	613475	6,5	0,5	13,0	9	46	45	0,19	0,98
031_EV-PP3626_W24	W5-B	60734	302348	316125	679207	6,3	0,5	12,6	9	45	47	0,20	1,05
032_EV-PP3627_W25	W4-B	163663	481662	518632	1163957	12,9	0,4	32,3	14	41	45	0,34	1,08
033_EV-PP3628_W26	W4-S	182549	539768	564665	1286982	13,4	0,4	33,5	14	42	44	0,34	1,05
034_EV-PP3629_W27	W3-S	48530	265233	273357	587121	5,7	0,4	14,3	8	45	47	0,18	1,03
035_EV-PP3630_W28	W3-B	54546	247411	263763	565720	6,0	0,4	15,0	10	44	47	0,22	1,07

¹⁾ based on LC-HRMS measurements, ²⁾ based on LC-FLD measurements according to Svenssen et al. 2019 (<https://www.mdpi.com/2072-6651/11/5/251>)

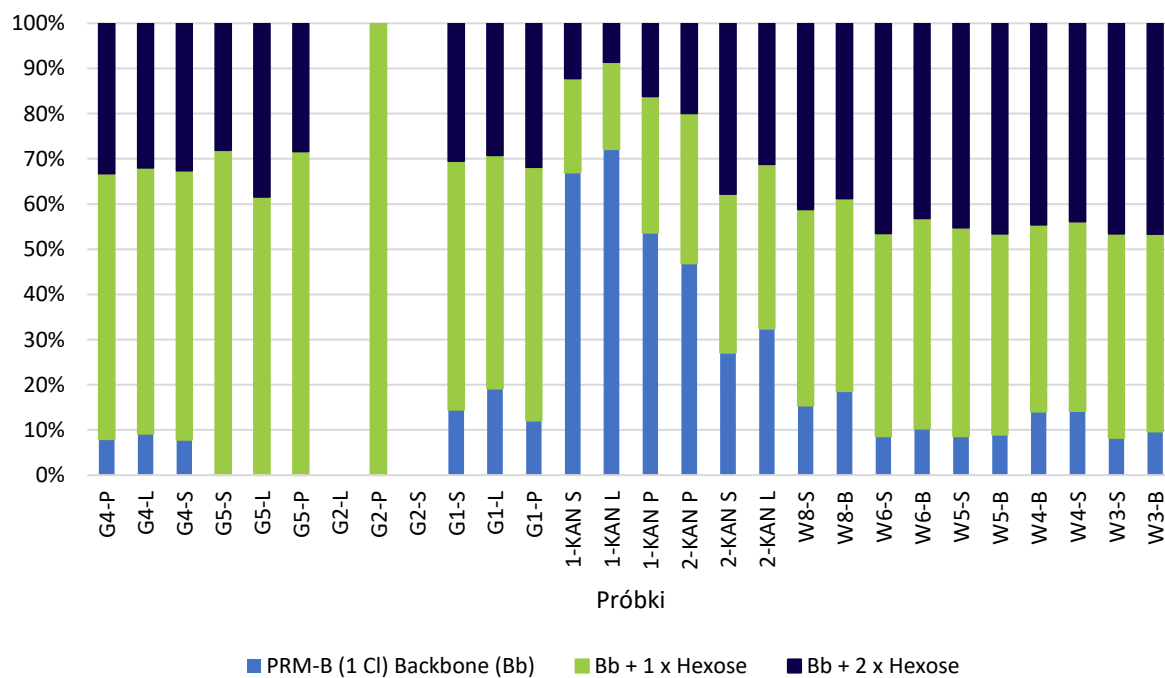
ATTENTION - this is only an estimation since it is an indirect method, no standards! n.m. not measured due to lower sensitivity of the HPLC-FLD method

³⁾ przeliczenia na szacunkową zawartość prymnezy w 1 litrze wody (za: Hanna Mazur-Marzec)

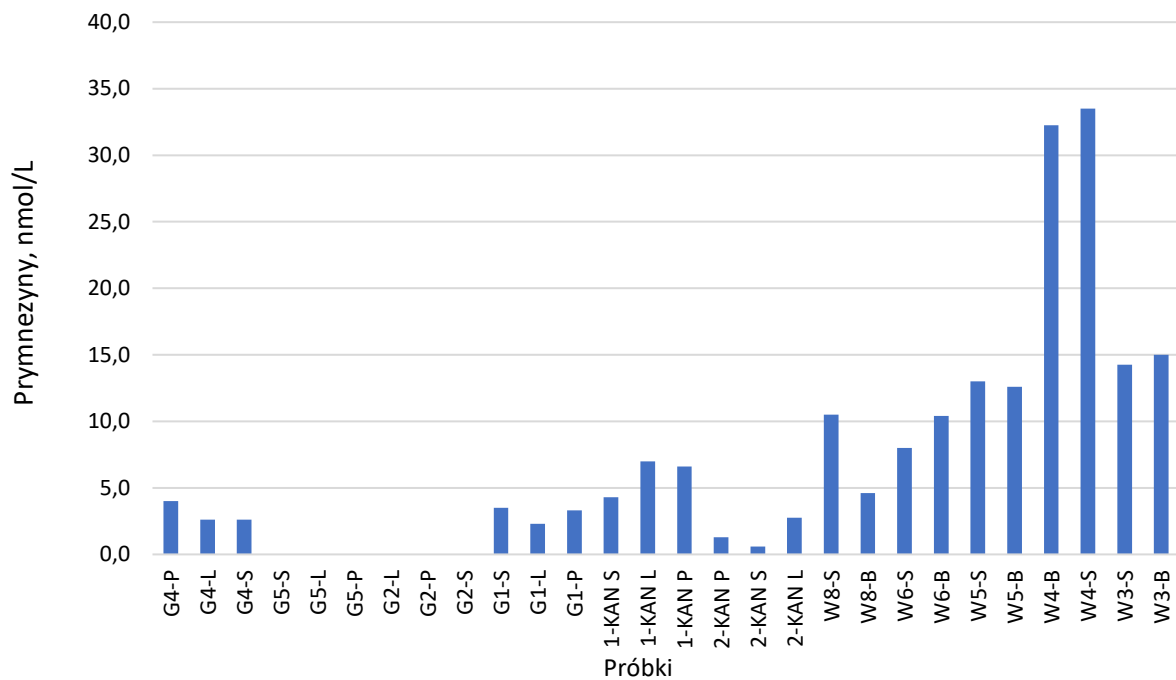
A)



B)

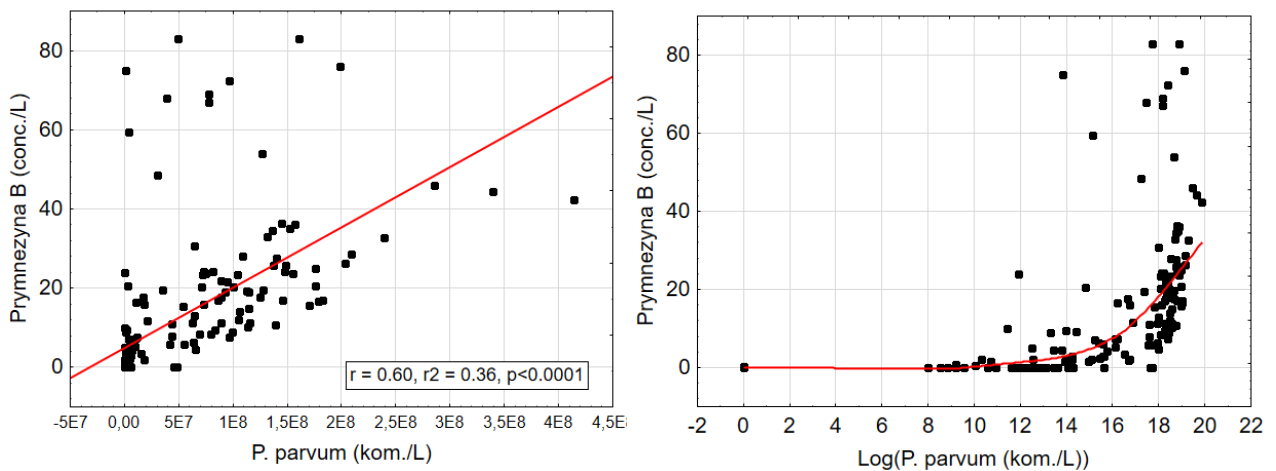


C)



Rycina IX.3 Rozkład prymnezyn z grupy B (A, B) oraz ich szacunkowa zawartość wyrażona w nmol/L (C) w wybranych próbkach wody rzeki Odry, zbiorników wodnych i Kanału Gliwickiego

Analiza statystyczna 203 wyników pomiaru liczebności komórek *Prymnesium parvum* w pobranych próbkach wody (ilości komórek w 1 litrze wody określonej na podstawie analizy mikroskopowej) oraz względnego sumarycznego stężenia prymnezyn w wodzie (określonego na podstawie sumarycznej powierzchni pików chromatograficznych toksyn wyznaczonej w analizie LC-MS/MS) wykazała istotną zależność pomiędzy tymi parametrami (ryc.4 lewy panel). Na podstawie wartości współczynnika korelacji ($r=0,597$) zależność tą można określić jako umiarkowanie wysoką. Ta sama analiza wykonana na zlogarytmowanych danych o liczbie komórek *P. parvum* pozwoliła określić liczebność alg, przy której względne stężenie prymnezyny rośnie wykładniczo i wyniosła ona 100 tys. komórek/L (ryc. IX.4 prawy panel).



Rycina IX.4 Zależność pomiędzy liczebnością komórek *P. parvum* (kom./L) a względną ilością prymnezyn (lewy panel) oraz względną ilością prymnezyn w wartościach log-transformowanych (prawy panel)

WNIOSKI

Na podstawie widm fragmentacyjnych (spektrometr mas QRTAP5500) oraz dokładnego pomiaru (spektrometr mas HRMS QTOF, Bruker) jednoznacznie stwierdzono występowanie w analizowanych próbkach z Odry obecność ichtiotoksyn z grupy prymnezyn typu B.

Stwierdzono istotną statystycznie i umiarkowanie silną zależność pomiędzy liczbą komórek *P. parvum* a ilościowo określanym stężeniem prymnezyny na badanych stanowiskach oraz zależność pomiędzy wystąpieniem prymnezyny w wodzie a śnięciem ryb w środkowym biegu Odry.

PIŚMIENNICTWO

Binzer S.B., Svenssen D.K., Daugbjerg N., Alves-de-Souza C., Pinto E., Hansen P.J., Larsen T.O., Varga E. 2019. A-, B- and C-type prymnesins are clade specific compounds and chemotaxonomic markers in *Prymnesium parvum*. Harmful Algae 81: 10-17; doi: 10.1016/j.hal.2018.11.010.

Medić N., Varga E., Van de Waal D.B., Larsen T.O., Hansen P.J., 2022. The coupling between irradiance, growth, photosynthesis and prymnesin cell quota and production in two starins of the bloom-forming haptophyte, *Prymnesium parvum*. Harmful Algae 112: 102173; doi: 10.1016/j.hal.2022.102173.

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; 10.3390/toxins11050251.

Tabela IX.2 Względna zawartość prymnezyn w analizowanych próbkach oraz ilościowość komórek *P. parvum* (zgodnie z tabelą VII.1). Ilość toksyn została wyrażona poprzez stosunek piku chromatograficznego LC-MS/MS do objętości sączonej próbki. Szarym kolorem zaznaczono stanowiska, gdzie w datach poboru próbek notowano śnięcie ryb (zgodnie z informacją z GDOŚ); b.d. – brak danych; opis symbolu próbki przedstawiono w tabeli VI. 1)

Data poboru	Symbol próbki	Prymnesins B [$\times e7$] $[M+H]^+/[M+2H]^+$ w 1 litrze wody				Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
		1980/990	1818/909	1656/828	Suma	
19.08.2022	1 Odra p Katowice	0	0	0	0	0
19.08.2022	1 Odra ś Katowice	1,5	6,75	0,75	9	609 934
19.08.2022	1 Odra l Katowice	0	0,5	0	0,5	23 000
19.08.2022	1 Olza p Katowice	0	0	0	0	0
19.08.2022	1 Olza ś Katowice	0	0	0	0	55 449
19.08.2022	1 Olza l Katowice	0	0	0	0	0
19.08.2022	2 Odra p	0	0	0	0	0
19.08.2022	2 Odra ś Katowice	0	0	0	0	221 794
19.08.2022	2 Odra l Katowice	0	0	0	0	0
19.08.2022	W 1-ś	0	0	0	0	138 621
19.08.2022	W 1-l	0	0	0	0	0
19.08.2022	W 1-p	0	0	0	0	0
19.08.2022	W 2-p	0	0	0	0	0
19.08.2022	W 2-ś	0	0	0	0	693 107
26.08.2022	B POW	0	0	0	0	0
26.08.2022	B PON	0,2	0	0	0,2	0
19.08.2022	3 Odra p	0	0	0	0	0
19.08.2022	3 Odra ś	0	0	0	0	332 691
19.08.2022	3 Odra l	0	0	0	0	0
19.08.2022	O 3-p	0	0	0	0	10 000
19.08.2022	O 3-ś	0	0	0	0	14 005
19.08.2022	O 3-l	0	0	0	0	5 000
19.08.2022	O 1-p	0	0	0	0	7 000
19.08.2022	O 1-ś	0	0	0	0	5 000
19.08.2022	O 1-l	0	0	0	0	7 000
06.09.2022	O16L	0	2	0	2	18 298 019
06.09.2022	O16Ś	0	0	0	0	6 099 340
06.09.2022	O16P	0	0	0	0	48 794 717
05.09.2022	1-KG	11	14,67	16,67	42,33	413 646 121
05.09.2022	5-KLOD	0	2,93	1,5	4,43	970 349
30.08.2022	3 kanał II lewy	2,67	9,33	5,67	17,67	125 036 461
30.08.2022	3 kanał II środek	7,67	11	9	27,67	139 730 325
30.08.2022	3 kanał II prawy	2,67	13	0	15,67	170 227 023
19.08.2022	1 Kanał l	19	6	11	36	156 919 373
19.08.2022	1 Kanał ś	4	8	7	19	92 400 000

Data poboru	Symbol próbki	Prymnesins B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺ w 1 litrze wody				Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
		1980/990	1818/909	1656/828	Suma	
19.08.2022	1 Kanał p	11	11	26,5	48,5	30 496 698
19.08.2022	2 Kanał I	0,25	5	2,25	7,5	11 005 000
06.09.2022	O20P	6	20	6,67	32,67	238 983 215
19.08.2022	1 Kłodnica Katowice	0	0	0	0	0
06.09.2022	O20Ś	6,33	16,67	5,67	28,67	209 318 245
31.08.2022	O12L	4	18	3	25	176 049 120
31.08.2022	O12Ś	5	12,67	6	23,67	155 533 159
06.09.2022	O20L	4,67	13,33	8,33	26,33	203 773 391
31.08.2022	O12P	5,33	15	5,33	25,67	148 879 334
06.09.2022	O15L	4	4	4	12	105 352 229
06.09.2022	O15Ś	1	6,67	4	11,67	20 793 203
06.09.2022	O15P	0,9	8	2,33	11,23	89 272 152
31.08.2022	3-DD	0	0	0	0	0
31.08.2022	O11L	0	1,93	0	1,93	18 020 776
31.08.2022	O11Ś	0	0	0	0	45 190 561
31.08.2022	O11P	0	3,33	1,3	4,63	64 874 794
06.09.2022	O14L	11	0	6	17	146 106 907
06.09.2022	O14Ś	1,67	9,33	3	14	106 183 957
06.09.2022	O14P	3,3	12,33	4	19,63	127 254 403
06.09.2022	O17L	4,33	9,67	2,67	16,67	178 544 304
06.09.2022	O17Ś	4,67	13	3	20,67	176 326 363
06.09.2022	O17P	5,33	11,67	0	17	182 425 702
31.08.2022	4-DD	2,67	2,33	1	6	5 877 545
05.09.2022	2-KG - P	13,33	19,33	13,33	46	285 559 990
05.09.2022	2-KG - L	11,67	19,33	13,33	44,33	339 899 560
31.08.2022	2-DD	0	0	0	0	0
05.09.2022	5-KG - P	8,33	19	9	36,33	144 997 936
05.09.2022	5-KG - L	5,33	14,33	4,67	24,33	147 215 878
05.09.2022	5-KG - S	9,33	16,67	9	35	152 760 732
06.09.2022	O18L	0	7,33	3	10,33	113 392 268
06.09.2022	O18Ś	1,67	6,33	2,67	10,67	138 621 354
06.09.2022	O18P	10	5	2,6	17,6	88 717 667
31.08.2022	1-DD	0	0	0	0	0
05.09.2022	4-KG - P	4	15	6,67	25,67	137 512 383
05.09.2022	4-KG - L	4,67	18,67	9,67	33	131 967 529
05.09.2022	4-KG - S	6,67	11,67	9,67	28	109 233 627
30.08.2022	1 kanał II lewy	3,33	14,67	4	22	88 717 667
30.08.2022	1 kanał II środek	3,33	16,67	3,33	23,33	103 966 016
30.08.2022	1 kanał II prawy	2	14,33	4	20,33	100 361 860
30.08.2022	2 kanał II lewy	2	10	8,33	20,33	71 251 376

Data poboru	Symbol próbki	Prymnesins B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺ w 1 litrze wody				Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
		1980/990	1818/909	1656/828	Suma	
30.08.2022	2 kanał II środek	8,33	12,67	2,67	23,67	74 716 910
30.08.2022	2 kanał II prawy	8	13	3,33	24,33	81 509 356
31.08.2022	O13L	2,33	10	4,67	17	85 945 240
31.08.2022	3 Kł	0	0	0	0	26 753 921
31.08.2022	O13Ś	2,33	6,67	2,33	11,33	62 102 367
31.08.2022	O13P	1	16	2	19	114 778 481
19.08.2022	2 Kanał p	2	5,25	0	7,25	10 150 000
19.08.2022	2 Kanał ś	3	3,33	1	7,33	10 500 000
06.09.2022	O19L	3,23	8	0	11,23	115 610 209
06.09.2022	O19Ś	3,33	11,67	0	15	114 501 239
06.09.2022	O19P	2,67	16,67	0	19,33	112 560 540
07.09.2022	1/DM	0	0	0	0	277 243
05.09.2022	3-KG - P	6,67	11,67	6	24,33	72 637 590
05.09.2022	3-KG - L	5,67	11,67	13,33	30,67	64 043 066
05.09.2022	3-KG - Ś	4	14,67	4,67	23,33	72 083 104
25.08.2022	O9S	0	0	0	0	0
25.08.2022	O10S	0	0	0	0	0
25.08.2022	O9M	0	0	0	0	277 243
25.08.2022	O8	0	0	0	0	110 897
25.08.2022	O9N	0	0	0	0	0
25.08.2022	O10M	0	0	0	0	0
25.08.2022	O10N	0	0	0	0	0
25.08.2022	O7	0	0	0	0	277 243
19.08.2022	O 2-p	0	0	0	0	14 000
19.08.2022	O 2-ś	0	0	0	0	3 000
19.08.2022	O 2-l	0	0	0	0	5 000
23.08.2022	O4	0	0	0	0	55 449
23.08.2022	O6S	0	0	0	0	0
23.08.2022	O6M	0	0	0	0	388 140
23.08.2022	O6N	0	0	0	0	0
23.08.2022	O5	0	0	0	0	0
26.08.2022	MBL	0	0,67	0	0,67	10 000
26.08.2022	MBP	0	0	0	0	0
26.08.2022	MS	0	0	0	0	0
26.08.2022	MT	0	0	0	0	0
19.08.2022	W 3-b	27	27	15	69	77 200 000
19.08.2022	W 3-ś	29	27	20	76	198 783 022
26.08.2022	CS	14,5	17,5	2,5	34,5	136 126 170
26.08.2022	CB	3,5	12	0	15,5	54 200 000
19.08.2022	W 4-b	30	28	25	83	49 700 000

Data poboru	Symbol próbki	Prymnesins B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺ w 1 litrze wody				Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
		1980/990	1818/909	1656/828	Suma	
19.08.2022	W 4-ś	28,5	29,5	25	83	160 939 392
19.08.2022	W 7-p	3,5	6,5	0	10	90 000
19.08.2022	W 7-ś	0	3	0	3	1 524 835
19.08.2022	W 7-l	0	2	0	2	30 000
19.08.2022	W 6-ś	22,5	29,5	15	67	77 350 716
19.08.2022	W 5-ś	28	15	11	54	126 422 675
26.08.2022	BS	8,5	7,5	0	16	72 914 832
26.08.2022	BB	1,5	8	1,5	11	43 300 000
19.08.2022	W 6-b	25	20	14,5	59,5	3 690 000
19.08.2022	W 5-b	27,5	28	19,5	75	1 030 000
19.08.2022	W 8-b	25	29	14	68	38 500 000
19.08.2022	W 8-ś	22,5	27,5	22,5	72,5	96 896 327
19.08.2022	W 9-l	0	5	0	5	270 000
19.08.2022	W 10-l	0	0	0	0	140 000
19.08.2022	W 9-ś	4	3	0	7	4 020 019
19.08.2022	W 10-ś	0	0	0	0	180 000
19.08.2022	W 9-p	6,5	12	5,5	24	150 000
19.08.2022	W 10-p	0	2,5	0	2,5	1 524 835
19.08.2022	G2L	1,67	2,67	0	4,33	6 931 068
26.08.2022	G2 L	0	0	0	0	0
19.08.2022	G2-ś	0	3	0	3	5 931 068
26.08.2022	G2 Ś	0	0	0	0	0
19.08.2022	G2-p	1	1	0	2	1 150 000
26.08.2022	G2 P	0	0	0	0	0
19.08.2022	G5-l	1,33	2	2	5,33	9 842 116
26.08.2022	G5L	0	0	0	0	0
19.08.2022	G5-ś	2	7,33	0	9,33	1 790 000
26.08.2022	G5 Ś	0	0	0	0	693 107
19.08.2022	G5-p	2,5	7	0	9,5	1 150 000
26.08.2022	G5 P	0	0	0	0	0
19.08.2022	G4-l	1,5	12,5	2	16	18 400 000
26.08.2022	G4 L	0	0	0	0	390 000
19.08.2022	G4-ś	2,67	15	0	17,67	17 189 048
26.08.2022	G4 P	0	0	0	0	0
19.08.2022	G4-p	13,5	3	0	16,5	10 673 844
26.08.2022	G4 Ś	0,33	0	1,33	1,67	3 188 291
19.08.2022	G1-l	10	6	3,5	19,5	35 071 203
19.08.2022	G1-ś	2	8,5	2,5	13	64 320 308
26.08.2022	G1 Ś	0	0	0	0	0
26.08.2022	G1 L	0	0	0	0	130 000

Data poboru	Symbol próbki	Prymnesins B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺ w 1 litrze wody				Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
		1980/990	1818/909	1656/828	Suma	
19.08.2022	G1-p	3	1	4	8	43 400 000
26.08.2022	G1 P	0	0	0	0	40 000
25.08.2022	Odra st. 19	0	0	0	0	b.d.
17.08.2022	Rz.Odra 3	12,5	9	0	21,5	95 094 249
19.08.2022	3 F3	0	3,5	2,25	5,75	55 084 149
17.08.2022	Rz.Odra 4	5	4,5	0	9,5	83 450 055
19.08.2022	4 F4	1,5	2,5	2,25	6,25	63 000 055
26.08.2022	G3L	0	1,67	0	1,67	1 108 971
26.08.2022	G3P	0	0	0	0	500 000
26.08.2022	G3 Ś	0	0	0	0	1 275 316
17.08.2022	Rz.Odra 2	4	4,5	0	8,5	79 568 657
19.08.2022	2 F2	0	2,33	6	8,33	69 567 657
17.08.2022	Rz.Odra 1	0,5	7	0	7,5	96 203 220
19.08.2022	1 F1	1,25	1,75	6	9	99 203 211
26.08.2022	G6P	0	0	0	0	820 000
26.08.2022	G6 Ś	2	0	0	2	1 497 111
26.08.2022	G6L	0	0	0	0	810 000
18.08.2022	Rz.Odra 5	1,75	0,5	0	2,25	4 990 369
19.08.2022	5 F5	0	2,35	3,53	5,88	41 990 369
18.08.2022	Rz.Odra 6	11,5	9	0	20,5	2 772 427
19.08.2022	6 F6	0	0	0	0	0
25.08.2022	Odra st. 22	0,4	2	1,4	3,8	b.d.
25.08.2022	Odra st. 24	0	0,47	5	5,47	b.d.
21.08.2022	Odra-Klucz 8	0	0	0	0	0
21.08.2022	Odra - Klucz 10	0	0	2	2	277 243
21.08.2022	Odra-Klucz 9	0	0	1,6	1,6	45 010
25.08.2022	Odra st. 23	0	0	0,8	0,8	b.d.
21.08.2022	Odra - Klucz 11	0	0	0	0	0
23.08.2022	Odra st. 1	0	0	0	0	0
21.08.2022	Odra-Klucz 7	0	0	4,5	4,5	693 107
18.08.2022	Rz.Odra 9	0	0	0	0	1 620 000
19.08.2022	9 F9	0	0	6,25	6,25	4 900 122
25.08.2022	Odra st. 13	0	0	0	0	b.d.
23.08.2022	Odra st. 2	0	0	3	3	6 099 340
23.08.2022	Odra st. 3	0	0	0	0	0
23.08.2022	Odra st. 4	0	0	0	0	0
23.08.2022	Odra st. 6	0	0	0	0	0
18.08.2022	Rz.Odra 8	1	1	0	2	3 604 155
19.08.2022	8 F8	0	0	0	0	0
25.08.2022	Odra st. 25	0	0	0	0	b.d.

Data poboru	Symbol próbki	Prymnesins B [$\times e7$] [M+H] ⁺ /[M+2H] ⁺ w 1 litrze wody				Liczebność <i>Prymnesium parvum</i> (kom/L)
		1980/990	1818/909	1656/828	Suma	
18.08.2022	Rz.Odra 7	2,5	1	0	3,5	14 971 106
19.08.2022	7 F7	0	0	0	0	0
25.08.2022	Odra st. 14	0	0	0	0	b.d.
25.08.2022	Odra st. 15	0	0	0	0	b.d.
25.08.2022	Odra st. 16	0	0	0	0	b.d.
19.08.2022	F10 Odra	0	0	0	0	0
25.08.2022	Odra st. 21	0	1,67	4,67	6,33	b.d.



X. ZAKWITY GLONÓW W ŚWIETLE DOTYCHCZASOWYCH BADAŃ

X. ZAKWITY GLONÓW W ŚWIECLE DOTYCHCZASOWYCH BADAŃ

Andrzej Solecki

X.1. PRZYPADKI ZAKWITÓW PRYMNESIUM PARVUM NA ŚWIECIE

Informacje o pierwszych zakwitach związanych z *P. parvum* opublikowali Liebert and Deerns w 1920 (Wagstaff i in. 2018). Szczegółowy opis *P. parvum* na podstawie okazów ze słonawego stawu w Bembridge na wyspie Wight został opublikowany przez Cartera w roku 1937¹⁰.

Holandia

Pierwszy na świecie opis zakwitu przypisywany *P. parvum* opublikowali Liebert and Deerns w 1920 (Wagstaff i in. 2018). W ciągu ostatnich trzech miesięcy roku 1990 zaobserwowano zakwit *P. parvum* i śmiertelność ryb w rezerwacie Botshol (Utrecht, Holandia), składającym się z dwóch płytkich jezior, rowów i trzcinowisk, powstałych w wyniku wydobycia torfu w XVII wieku. Do 1960 r. rezerwat Botshol był systemem jezior o czystej wodzie, której jakość pogorszyła się od lat sześćdziesiątych na skutek eutrofizacji. Podczas przywracania rezerwatu do stanu mniej żyznego, zmniejszono sześciokrotnie dopływ zewnętrzny fosforu z 0,6 do 0,1 g m⁻².y⁻¹, co spowodowało znaczne obniżenie zawartości fosforu w wodzie jezior. Ponadto poprawił się klimat świetlny, a skład fito- i zooplanktonu uległ znacznej zmianie. Działania te doprowadziły jednak do pojawienia się zakwitów *Prymnesium parvum* (Rip i in., 1992).

Dania

Jak podają Larsson i in. (2014), jesienią 2007 r. w ramach programu monitoringu morskiego wykryto rosnące liczebności stadium alternatywnego gatunku glonu *Prymnesium polylepis*, który jest drugim obok *P. parvum* najważniejszym gatunkiem ichtiotoksycznym haptofitów. Szczyt kwitnienia rozległego zakwitu miał miejsce między marcem a majem 2008 r. w południowym, środkowym i północno-zachodnim Bałtyku Właściwym, gdzie zarejestrowano liczebność do 5×10^6 komórek l⁻¹. W kilku miejscach *P. polylepis* stanowił od 30 do 90% całkowitej objętości biologicznej fitoplanktonu. W północno-wschodnim Bałtyku Właściwym i w Zatoce Fińskiej odnotowano jego występowanie jedynie w niewielkiej liczbie.

Przy tej okazji autorzy (Larsson i in. 2014) przeanalizowali wpływ rozległego zakwitu potencjalnie toksycznego glonu na ptaki z rodziny kaczkowatych - edredony (*Somateria mollissima*) w Morzu Bałtyckim. W 28 koloniach edredonów położonych na południowym i środkowym Bałtyku zaobserwowali gwałtowne i synchroniczne spadki liczebności edredonów lęgowych w latach 2007-2008. Zdaniem autorów intensywny wiosenny zakwit *P. polylepis*, zarówno w drodze toksycznej, jak i nietoksycznej, wpłynął na główny pokarm bentosowy edredonów, tj. omulek jadalny (*Mytilus trossulus* × *Mytilus edulis*) na stanowiskach żerowania, poprzedzającego lęgi w pobliżu miejsca rozrodu, a w dalszej kolejności stan ciała dorosłych samic edredonów i ich skłonność do rozrodu.

¹⁰ M.D. Guiry in Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 30 November 2018. Algae Base. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>; searched on 18 September 2022]

Izrael

Shilo i Shilo (1953) podają, że gatunek *P. parvum* po raz pierwszy pojawił się w Izraelu w roku 1947 w stawach rybnych, szybko rozprzestrzeniając się w regionach, w których występowały wody słone. Od tego czasu spowodował rozległe szkody i był wówczas najpoważniejszą naturalną przeszkodą w hodowli ryb w Izraelu. Zdaniem autorów zwalczanie *P. parvum* może opierać się na metodach niszczących organizm lub metodach niszczących tylko toksynę. Stwierdzają, że Reich i Aschner odkryli w roku 1947, że siarczan amonu nawet w niskich stężeniach, przy których jego wpływ na inne formy życia obecne w stawach rybnych był znikomy, wywiera działanie lityczne na *P. parvum*.

Gordon i Colorni (2008) opisali zakwity *P. parvum*, które powodowały „pełzającą” śmiertelność ryb ozdobnych, mięczaków (*Poecilia* sp.) i koi (karp japoński, *Cyprinus carpio*), hodowanych w dolinie Arava w południowym Izraelu. Efekt toksyczny wystąpił, gdy system wodny został zmieniony z obiegu przepływowego na zamknięty. Umiarkowanie wysoka temperatura, trzykrotny wzrost zasolenia i prawdopodobny wzrost eutrofizacji stworzyły warunki sprzyjające zakwitowi *P. parvum*. System potraktowano 10 ppm siarczanu amonu i śmiertelność ryb ustała.

USA

Zgodnie z informacją podaną na stronie Texas Parks and Wildlife „History of Golden Alga in Texas” [8], już w latach 1981-1982 śnięcie ryb w górnym biegu rzeki Brazos było prawdopodobnie spowodowane przez *P. parvum*, chociaż nie zostało to potwierdzone. Również śnięcie ryb w zbiorniku Red Bluff w roku 1985 r. było prawdopodobnie spowodowane przez *P. parvum*, jakkolwiek i w tym przypadku również nie zostało to potwierdzone. W 1985 r. na 660-kilometrowym odcinku rzeki Pecos (dorzecze Rio Grande) zidentyfikowano *P. parvum*, jako przyczynę śnięć ryb. Było to pierwsze potwierdzone miejsce szkodliwych zakwitów *P. parvum* na półkuli zachodniej. Szacuje się, że incydencie tym zginęło 110 000 osobników ryb.

Pod koniec lat osiemdziesiątych ubiegłego stulecia Departament Parków i Dzikiej Przyrody Teksasu udokumentował 15 przypadków śnięcia ryb w dorzeczach Brazos, Kolorado i Rio Grande, co do których podejrzewano lub potwierdzono, że były spowodowane przez zakwity *P. parvum*. Szacuje się, że w wyniku tych zakwitów zginęło 2,6 miliona ryb. W latach 1990-2000 zakwity występowały rzadziej, a tylko pięć potwierdzonych zakwitów *P. parvum* zabiło około 680 000 ryb.

Gwałtowne rozprzestrzenianie się zakwitów na półkuli zachodniej nastąpiło na początku XXI wieku. Sager i in. (2008) donosi, że glony zaatakowały zbiorniki i systemy rzeczne w 15 innych stanach USA, w tym w Alabamie, Arizonie, Arkansas, Kalifornii, Waszyngtonie, na Hawajach, w Nowym Meksyku, Wyoming, Północnej Karolinie, Południowej Karolinie, Florydzie i Georgii. Zakwity występują obecnie we wszystkich południowych regionach USA i niektórych regionach północnych (Roelke i in. 2016).

W roku 2001 r. seria zakwitów *P. parvum* spowodowała poważne szkody na niektórych łowiskach w Teksasie¹¹.

- Zimowy zakwit na Brazos, który rozpoczął się w Lake Possum Kingdom, rozprzestrzenił się w dół rzeki do jeziora Granbury, a następnie do jeziora Whitney, powodując po drodze masowe śnięcie ryb. Zbiorniki te przez następne siedem lat doświadczały powtarzających się zimowych zakwitów i wymierania ryb.

¹¹ <https://tpwd.texas.gov/landwater/water/enviroconcerns/hab/ga/history.phtml>

- Śmiertelne zakwity miały miejsce w zbiornikach górnego biegu rzeki Kolorado, w tym w zbiorniku E.V. Spence, gdzie zginęło ponad dwa miliony ryb.
- W maju *P. parvum* dostały się do wód źródłowych wylęgarni ryb Dundee State Fish Hatchery, położonej wzdłuż rzeki Wichita w dorzeczu rzeki Red River. Toksyne zabiły ponad 5 milionów narybku prążkowanego i hybrydowego okonia.

W 2003 r. glony pojawiły się w dorzeczu Canadian River, powodując śmierć drobnych ryb w basenie Meredith Stilling Basin. W kolejnych latach ponad 30 zbiorników zostało dotkniętych, niektóre wielokrotnie, przez zakwity *P. parvum*.

Ocenia się, że zakwity *P. parvum* spowodowały śmierć ponad 34 milionów ryb i przyniosły straty finansowe rzędu dziesiątki milionów dolarów (Roelke i in. 2016).

Norwegia

W Norwegii *P. parvum* stwierdzono na całym zachodnim wybrzeżu, od fiordu Oslo na południu do Spitzbergenu na północy. Zakwity odnotowano tylko w systemie fiordu Sandsfjorden, charakteryzującym się obecnością stałej słonawej warstwy wód na głębokości 2-5 m i zasoleniem na poziomie 4-7 psu w miesiącach letnich. Pierwszy zakwit miał miejsce pod koniec lipca 1989 r. i objął kilka hodowli ryb w kłatkach, zabijając 750 ton łososia atlantyckiego (*Salmon salar*) i pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*). Zakwity *P. parvum* pojawiały się w miesiącach lipiec-sierpień w kolejnych latach. W latach 1990-1991 zgłaszano straty hodowli łososia w kłatkach. W związku z tym hodowcy ryb wyprowadzili się z tego obszaru w roku 1995 r. i w następnych latach zakwity ustały. Próba przywrócenia hodowli w roku 2005 r doprowadziła do ponownego pojawienia się zakwitów *P. parvum* w roku 2007, których ofiarą padło 135 ton łososia w kłatkach (Johnsen i in. 2010).

Wielka Brytania

Opis pierwszych okazów *P. parvum*, pozyskanych w słonawym stawie w Bembridge na wyspie Wight (miejsce typowe tego gatunku) został opublikowany przez Cartera w roku 1937¹². Pierwsze doniesienia o występowaniu zakwitów *P. parvum* w Hickling Broad opublikowano w latach 60 XX wieku. Miejsce to jest częścią Norfolk Broads, płytkich, słonawych zbiorników wodnych, powstałych w wyniku trwającego od XII wieku wydobycia torfu. Służą one obecnie celom rekreacyjnym, a ich roczny wkład do lokalnej gospodarki wynosi około 550 milionów funtów. Prawdopodobnie zakwity pojawiały się na tym terenie co najmniej od początku XX wieku (Wagstaff i in. 2021).

W obrębie Norfolk Broads często dochodzi do zakwitów. W rejonie tym w 2015 roku toksyczny zakwit *P. parvum* na Hickling Broad spowodował śmierć tysięcy ryb, przy czym ręcznie przeniesiono i ocalono 600 000 ryb (Wagstaff i in. 2020).

Australia

Jak podają Seger i in. (2015), po zakwicie *P. parvum* w roku 2009 na australijskiej farmie Barramundi, który zabił wszystkie ryby w stawach (straty w wysokości 95 000 AUS), kierownik farmy przeprowadził prewencyjny eksperyment dotyczący manipulacji składnikami odżywczymi i pH. Staw doświadczalny potraktowano glinką Phoslock™, zmodyfikowaną kationami lantanu w celu nieodwracalnego związania

¹² M.D. Guiry in Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 30 November 2018. Algae Base. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>; searched on 18 September 2022

rozpuszczonego w wodzie fosforu (30 kg/kg fosforanów) i doprowadzono do wartości pH <7,7 przez stymulację wzrostu drobnoustrojów poprzez dodanie melasy.

W tym samym roku w stawach hodowlanych o temperaturze wody od 24 do 32 stopni °C i zasoleniu od 10 do 36 ppt, doszło do zakwitów *P. parvum*, który zabił wszystkie ryby¹³.

Finlandia

Lindholm i Virtanen (1992) opisali zakwit *P. parvum* i śnięcie ryb, które miały miejsce w czerwcu 1990 r. w cieśninie Dragsfjärd, w południowo-zachodniej Finlandii. Najwyższe stężenia *P. parvum* przekraczały 50 000 komórek/ml. Analizy chemiczne wykonane na początku lipca w okresie zanikania zakwitów wykazały wartości fosforu ogólnego 30–36, azotu ogólnego 710–810, chlorofilu a poniżej 10 µg/L. Poziomy te były o około 50% niższe na archipelagu poza wlotem cieśniny, gdzie występowały niewielkie liczebności *P. parvum*. Wici żywych komórek *P. parvum* wykazywały autofluorescencję, co może mieć wartość diagnostyczną.

W lipcu 1997 r. słonawowodne jezioro Vargsundet (SW Finlandia) zostało zatrute toksynami alg, co spowodowało nadmierną śmiertelność ryb. W tym przypadku były obserwowane jednocześnie, ale zwykle w odrębnych warstwach, gęste populacje *Prymnesium sp.* i hepatotoksyczne cyjanobakterie *Planktothrix agardhii* (Lindholm i in. 1999).

Chiny

Guo i in. (1996), którzy powołują się na prace licznych chińskich autorów, podają, że w Chinach stwierdzono występowanie 3 gatunków *Prymnesium*: *P. parvum*, *P. saltans* i *P. papillarum*. W 1963 roku na farmie rybnej w Dalian Fisheries College w prowincji Liaoning stracono 100 000 narybku karpia. Zakwit fitoplanktonu zdominowany był przez *P. parvum*. Od tego czasu glon ten pojawiał się corocznie. Doniesienia o pojawieniu się *P. parvum* pochodzą z 1983 roku z Tianjin w północnych Chinach i z Regionu Autonomicznego Ningxia oraz 1984 roku z Mongolii Wewnętrznej. W roku 1985 opublikowano doniesienie o pojawieniu się *P. parvum* w prowincjach Shanxi i Zhejiang. W tym samym roku w kwietniu w stawie rybnym przy Dalian Fisheries College również stwierdzono *P. parvum*. W roku 1986 opublikowano pracę o pojawieniu się *P. parvum* w Shanxi. W roku 1993 opublikowano pracę o pojawieniu się *P. parvum* w Shannan w Tybetańskim Regionie Autonomicznym. Jak podają Guo i in. (1996) woda w stawach rybnym w Dalian, Tianjin i Zhejiang była przybrzeżną wodą słonawą, a w Ningxia, w Mongolii Wewnętrznej, Shanxi woda w stawach była śródlądową słoną wodą zawierającą siarczany. *P. saltans* występowały w Guangdong, Tianjin i Ningxia, a siedliska i miejsca występowania tego gatunku są podobne do Ningxia, jak podają Guo i in. (1996) powołując się na prace licznych chińskich autorów. *Prymnesium papillarum* został wyizolowany z wybrzeża w pobliżu prowincji Shandong. Chen i Tseng (1986; za Guo i in. (1996)) opisali w języku chińskim nowy gatunek, który powodował śmierć żywiących się nim wrotków i widłonogów w ciągu 2-4 dni.

X.2. WARUNKI ŚRODOWISKOWE I CECHY DECYDUJĄCE O SUKCESIE PRYMNESIUM PARVUM

O sukcesie reprodukcyjnym *P. parvum* decyduje przede wszystkim zdolność do życia w środowisku o bardzo szerokim zakresie zasolenia od 1 do ponad 35 i temperatur od 2 do 32 °C (Roelke i Manning

¹³ <https://tpwd.texas.gov/landwater/water/environconcerns/hab/ga/history.phtml>

2018) i innych parametrów fizykochemicznych, czyli ogólnie duża tolerancja dla zróżnicowanych warunków środowiskowych.

Zespół Guo i in. (1996), powołując się na pracę He (1989) podaje następujące warunki fizykochemiczne wody w której występuje *P. parvum* (tabela X.1).

Tabela X.1 Fizyczne i chemiczne właściwości wody, w której występuje *P. parvum* w Chinach. ChZT - chemiczne zapotrzebowanie na tlen (za: He, 1989)

Parametr	Zakres wartości
temperatura wody	2-30°C
przezroczystość wody	20-70 cm (dysk Secchiego)
pH	7,2-9,3
zasolenie	2,2-20‰
zasadowość	5-17,22 meq L-1
Cl ⁻	339-10800 mg L-1
SO ₄ ⁻	375-7590 mg L-1
HCO ₃ ⁻	0-68,5 mg L-1
Ca ⁺⁺	45,9-547,6 mg L-1
Mg ⁺⁺	187,5-905,9 mg L-1
Na ⁺ i K ⁺	75,8-3054,9 mg L-1
ChZT	23,4 -42,2 mg L-1

Powołując się na Guo (1983), autorzy podają, że występowanie *P. parvum* stwierdzono na suchym płaskowyżu lessowym Regionu Autonomicznego Ningxia, w północno-zachodniej ChRL, gdzie występują wiele słonych jezior. Analiza danch ze 148 jezior wykazała, że *P. parvum* występuje w wodzie o zasoleniu sięgającym do 92‰. Zasolenie silnie wpływało na liczebność *P. parvum* i była ona niska przy zasoleniu 2‰, a maksymalne wartości osiągała przy 4-8‰ (>100 x 10⁶ komórek L⁻¹) i gwałtownie spadała przy 9-19‰ (0,3-0,8 x 10⁶ komórek L⁻¹).

Lysgaard i in. (2018) wykazali, że poziom pH wpływa na tempo wzrostu *P. parvum*. Przebadali oni trzy szczepy tego gatunku pochodzące z Ameryki Północnej, Danii i Japonii. Istotnie wyższe tempo wzrostu zaobserwowali przy pH 6,6–8,1 w porównaniu do tempa wzrostu przy pH 8,6–9,1. Szczep japoński (NIES-1017) miał najwyższą maksymalną szybkość wzrostu - 0,39 podziałów na dzień przy pH 6,6, ale niskie - 0,22 podziałów na dzień dla pH 9,1 i wyraźnie spadające po osiągnięciu pH 7,6. Szczepy duńskie (SCCAP K-0081) i północnoamerykańskie (UTEX LB 2797) miały maksymalne tempo wzrostu odpowiednio 0,26 i 0,35 podziałów na dzień w zakresie pH 6,6-8,1. W porównaniu z pozostałymi dwoma szczepami, szczep duński miał statystycznie niższą szybkość wzrostu we wszystkich zakresach pH. Różnice tempa wzrostu szczepów wyżej cytowani autorzy przypisywali albo ich pochodzeniu albo długości czasu, w którym szczep był w hodowli.

Obszerny przegląd literaturę na temat rozprzestrzenienia się *P. parvum* wskazuje, że w południowo-środkowych Stanach Zjednoczonych prawdopodobnie przyczyniły się zmiany w zasoleniu, hydrologii i stężeniach makroelementów¹⁴.

¹⁴ <https://www.cabi.org/isc/datasheet/121720>

Od końca lat 90. do początku XXI wieku w południowo-środkowych Stanach Zjednoczonych utrzymywała się susza, a zasolenie wzrosło do zakresu od 2 do 4 psu w wielu systemach jezior i rzek. Niskie dopływy rzek do jezior w tym okresie suszy mogły również umożliwić zakwity *P. parvum* w południowo-środkowych Stanach Zjednoczonych, jako że wykazano, że zdarzenia napływu zapobiegają rozwojowi zakwitu. Ponadto badania terenowe wykazały, że zdarzenia napływowe powodowały nagłe przerwanie zakwitów¹⁵.

Dodatkowym elementem zapewniającym *P. parvum* przewagę nad konkurencją jest zdolność wytwarzania toksyn, które ją eliminują, a także prowadzą do śmierci mikroorganizmów mogących stać się ich pożywieniem. *Prymnesium parvum*, w zależności od warunków środowiskowych, może stawać się bardziej lub mniej toksycznym dla otoczenia. **Toksyczność *P. parvum* wydaje się być zwiększona w temperaturach niższych niż 30°C przy pH wyższym niż 7,0 oraz w warunkach o ograniczonej zawartości składników odżywczych**¹⁶. Badania wykazały, że toksyczność *P. parvum* rośnie, gdy dostęp składników odżywczych jest ograniczona, ale jego toksyczność spada, gdy składniki odżywcze są dostarczane.

Długoterminowe zmiany w proporcji między składnikami odżywczymi mogły również odegrać rolę w umożliwieniu toksycznego zakwitu *P. parvum* w południowo-środkowych Stanach Zjednoczonych. Doświadczenia laboratoryjne wykazały, że brak równowagi stechiometrycznej między azotem (N) i fosforem (P) zwiększa toksyczność dla różnych organizmów, co jest prawdopodobnie wynikiem zwiększonej produkcji toksyn. Gdy N/P było niskie lub wysokie, toksyczność wzrastała, przy czym wzrastała ona bardziej w badanych kulturach, gdy P był najbardziej ograniczający. Wysokie gęstości komórek nie zawsze są wskaźnikiem ichtiotoksyczności z dwóch powodów:

- *P. parvum* posiada zarówno nietoksyczne, jak i toksyczne szczepy,
- wytworzone toksyny mogą być śmiertelnie skuteczne w nanomolarnych stężeniach. nawet gdy gęstość komórek jest niska (Roellke i Manning 2018).

Zakwity *P. parvum* i związane z nimi śnięcie ryb w południowo-środkowych Stanach Zjednoczonych prawie zawsze występują podczas chłodniejszych miesięcy zimowych i wiosennych¹⁷ [9]. Jest to pora roku, kiedy warunki środowiskowe (niższe temperatury, ograniczone składniki odżywcze) nie są korzystne dla innych glonów i wydaje się, że *P. parvum* uzyskują wtedy przewagę. Jednak warunki środowiskowe sprzyjające zakwitom toksycznym nie są jasne i chociaż czynniki takie jak temperatura wody i zasolenie są nieco pomocne w przewidywaniu przyszłych zakwitów, istnieje wiele zgłoszonych wyjątków. Na przykład, jeśli *P. parvum* dominują w zespole glonów, mogą utrzymywać się przez cały rok pomimo rosnących temperatur, a śnięcie ryb może nastąpić także w miesiącach letnich, jak to miało miejsce w niektórych jeziorach i rzekach Teksasu. Wydaje się, że najważniejszym czynnikiem wpływającym na toksyczność zakwitów *P. parvum* jest względna ilość azotu i fosforu w wodzie, przy czym toksyczność wzrasta, gdy oba te składniki odżywcze są ograniczone.

Kolejnym elementem decydującym o przewadze *P. parvum* w stosunku do konkurentów jest miksotrofizm pozwalający w pełni wykorzystywać warunki środowiska. W przypadku braku w roztworze wodnym niezbędnych makroelementów *P. parvum* jest zdolne do przejścia na heterotroficzny sposób odżywiania i wykorzystania niezbędnych składników znajdujących się w innych mikroorganizmach. Miksotrofia *P. parvum* wzrasta w warunkach ograniczenia nieorganicznych składników odżywczych.

¹⁵ <https://www.cabi.org/isc/datasheet/121720>

¹⁶ COLLEGE OF AGRICULTURAL, CONSUMER AND ENVIRONMENTAL SCIENCES Toxic Golden Algae (*Prymnesium parvum*) Revised by Rossana Sallenave [aces.nmsu.edu/pubs](https://pubs.nmsu.edu/pubs) • Cooperative Extension Service Circular 647, https://pubs.nmsu.edu/_circulars/CR647/

¹⁷ *ibid.*

X.3. BIOLOGICZNI KONKURENCI *PRYMNESIUM PARVUM*

Najpoważniejszym konkurentem *Prymnesium parvum* są sinice (Roelke i in. 2010a, 2012), gdyż wydzielane przez nie cyjanotoksyny, mikrocystyna i nodularyna hamują wzrost *P. parvum* (Pflugmacher 2002; Legrand i in. 2003). Zdaniem części badaczy (Patino i in. 2018, Mousumi i in. 2021) pięć substancji wydzielanych przez trzcinę olbrzymią *Arundo donax* hamuje wzrost, a nawet częściowo eliminuje *P. parvum*, dzięki czemu zmniejszają ich wykładnicze tempo wzrostu. Lista tych substancji od najbardziej efektywnych obejmuje:

eliptycyna >> 5,6-dichlorogramina > 1 H-indol = 2,4,6-trimetylo-benzonitryl > gramina.

Eliptycyna jest zdecydowanie najsilniejszym inhibitorem, z pełną aktywnością glonobójczą w stężeniach tak niskich, jak 0,04 mg L⁻¹ i 3-dniowych i 9-dniowych wartościach połowy maksymalnego stężenia hamującego (IC50), wynoszących odpowiednio 0,012 i 0,007 mg L⁻¹. W komórkach *P. parvum* poddanych działaniu 0,01–0,02 mg eliptycyny L⁻¹ udokumentowano zmniejszenie zawartości chlorofilu i aktywności pływania oraz wzrost długości i objętości komórek (obrząk). Wyniki te pokazują, że eliptycyna jest jednym z najsilniejszych naturalnych algicydów zidentyfikowanych do tej pory. Oleamid, szósty testowany związek wydzielany przez trzcinę olbrzymią, nieoczekiwanie stymulował wzrost glonów.

Na początkowych etapach zakwitów, przy stosunkowo niskim stężeniu toksyn wydzielanych przez *P. parvum*, pewne ograniczenie ich wzrostu możliwe jest dzięki ich konsumpcji w wyniku wypasu zooplanktonu. Należy zaznaczyć, że zdaniem Sapanen i in. (2008) *P. parvum* potrafi bronić się przed tym zagrożeniem, a jego egzotoksyny wpływają na żywotność widłonoga kalanoida *Eurytemora affinis*. Zakwity *P. parvum* mają realny potencjał szkodliwego oddziaływania na rozrost populacji widłonogów, niezależnie od obecności alternatywnych źródeł żywności.

Toksyny *P. parvum*, zdaniem części badaczy, są niezbędne do rozwoju zakwitów. Usunięcie toksyczności prowadzi do dziesiątkowania *P. parvum* przez faunę wodną (Granéli et al., 2012).

Znaczącą rolę w zapobieganiu zakwitom *P. parvum* odgrywa też konkurencja auto- i heterotroficznych organizmów w dostępie do składników odżywczych. Organizmy autotroficzne pochłaniając z wody makro- i mikroelementy ograniczają możliwość autotroficznego sposobu odżywiania *P. parvum*. Organizmy heterotroficzne przez swoją konkurencję ograniczają możliwość wypasu, który w przypadku *P. parvum*, zdaniem Martin-Cereceda i in. (2003), obejmuje np. konsumpcję okrzemek z rodzajów *Minidiscus* i *Thalassiosira*, glonów *Rhodomonas salina*, jak i bakterii *Vibrio natriegens*.

Gallardo i in. (2019) przytaczają doniesienia o skuteczności bakterii glonobójczej (*Bacillus* sp. LP10) przeciwko *P. globosa*.

X.4. METODY FIZYCZNE WALKI Z *PRYMNESIUM PARVUM*

Krytyczny przegląd metod zwalczania zakwitów glonów opublikowali Gallardo i in. (2019), którzy wskazują na zastosowanie łąki fosforytowego, którego głównym składnikiem ilastym jest montmorylonit. Do zwalczania zakwitów *P. parvum* można stosować flokulację z użyciem różnych materiałów, w tym gleby, piasku i mieszanin minerałów ilastych w celu bezpośredniego osadzania komórek *P. parvum* (Sengco i Anderson 2004). Zdaniem części badaczy minerały ilaste wiążą jony fosforanowe, co obniża potencjał zakwitów *P. parvum* oraz jednocześnie usuwają ich toksyny z wody (Seger i in. 2015). Większość substancji ilastych może skutecznie usunąć >80% komórek *P. parvum*, jednak tylko łąki bentonitowe zmniejszają jednocześnie dostępność toksyn i ichtiotoksyczność (Seger

i in. 2015). Komercyjna gąbka absorbująca olej, zwykle używana do usuwania węglowodorów ropopochodnych z wody deszczowej, skutecznie usuwa 87-100% komórek *P. parvum*.

Zarówno fosfor, jak i komórki *P. parvum* są usuwane przez glinę bentonitową modyfikowaną lantanem, ale toksyny mimo wszystko zostają uwolnione. Uwalnianie to możliwe jest do zredukowania przez dodanie filtra węglowego (Armstead i in. 2017). Należy jednak wziąć pod uwagę potencjalne negatywne skutki ekologiczne spowodowane podwyższonym stężeniem lantanu (La) w związku ze stosowaniem gliny bentonitowej modyfikowanej tym pierwiastkiem. Ocena takich oddziaływań w 16 jeziorach została przeprowadzona przez zespół Spears i in. (2013) dla preparatu Phoslock®, wykorzystywanego jako narzędzie geoinżynieryjne do kontroli uwalniania fosforu (P) z osadów jeziornych do wód. Phoslock [10] jest to środek służący do usuwania z wody fosforanów. Pierwiastkiem aktywnym jest lantan, który trwale wiąże fosforany. Produktem finalnym reakcji Phoslock'u z fosforanem jest obojętny biologicznie minerał rabdofan ($\text{La}(\text{PO}_4) \cdot \text{H}_2\text{O}$), nierozpuszczalny w wodzie. Phoslock składa się w 95% z bentonitu oraz w 5% z lantanu. Polskie doświadczenia w stosowaniu preparatu Phoslock opisali Plichta i Gajewska (2008).

Zespół Sengco i in. (2005) zbadał efektywność usuwania komórek i toksyn *P. parvum* przez trzy dostępne komercyjnie gliny, prażone w temperaturze 400°C: a) SWE1 Cedesorb VR1 o składzie >85% bentonit, 3% kwarc; b) Polwhite E Powder o składzie 83% kaolinit, 14% mika, 2% skaień < 1% kwarc; c) nienazwany preparat o składzie 35% Illit, 25% smektyt/wermikulit, 20% kwarc, 10% skaień, 5% mika, 5% kaolinit oraz jedną nieprażoną, wilgotną glinę bentonitową o składzie >85% bentonit, 3% kwarc.

Badacze ci stwierdzili, że:

- flokulacja przy użyciu tych glinek może być skuteczna w usuwaniu *P. parvum* i jego toksyny tylko w określonych warunkach stężenia komórek, rodzaju i stężenia gliny oraz stanu fizjologicznego (ilości dostępnego azotu i fosforu);
- kaolinit utrzymywał komórki w stanie zawieszenia, zamiast je usuwać;
- najbardziej skuteczne okazały się preparaty zawierające bentonit;
- bentonit wilgotny był bardziej efektywny od suchego RE 31% w porównaniu do 17%, przy stężeniu 0.50g/L);
- dodanie chlorku poliglinu (PAC), znacząco podnosiło efektywność usuwania (RE) przez wilgotną glinę bentonitową (wzrost RE od 10 do 64% przy stężeniu 0,05g/L i do 77% przy stężeniu 0,50g/L).

Zespół Seger i in. 2015 przebadali 14 różnych glinek (dwa zeolity, cztery kaoliny, sześć bentonitów i dwa rodzaje koreańskiego lessu) pod kątem flokulacji komórek i usunięcia ichtiotoksyczności ocenianej za pomocą linii komórkowej RTgill-W1. Stwierdzili oni, że zastosowanie preparatu Phoslock™ do kultur hodowanych przy różnych N/P skutecznie usunęło 60%–100% rozpuszczalnej w wodzie toksyczności. Podczas gdy większość glinek skutecznie flokulowała komórki *Prymnesium* (usunięcie $\geq 80\%$), usuwanie komórek okazało się słabym wskaźnikiem adsorpcji ichtiotoksyn. Szeroko zakrojone badania przesiewowe gliny ujawniły, że przy podwyższonym pH, co jest częste przy gęstych zakwitach alg, większość glinek albo nasila ichtiotoksyczność, albo wykazuje znacznie zmniejszoną adsorpcję toksyn. Gliny typu bentonitowego okazały się najlepiej dostosowane do celów usuwania ichtiotoksyn (usuwanie 100% przy ekologicznie istotnym pH 9) i oferują ogromny potencjał w zakresie reagowania kryzysowego w gospodarstwie rybnym.

Największa poprawa żywotności komórek skrzelii w porównaniu z kontrolą toksyczną przy pH=7 była zaobserwowana, gdy preparaty ichtiotoksyczne zostały poddane działaniu glinek z grupy bentonitów (B2–6; średnia +51%). Przy pH=9 kaoliny, zeolity i lessy koreańskie nasilały toksyczność wobec komórek skrzelii, prowadząc w niektórych przypadkach do całkowitej utraty żywotności (K4, Kor2, Z1–2). Podobnie bentonit typu B2 (Es) i B3 (Phoslock™), które znacząco poprawiły żywotność komórek skrzelii przy pH 7 (odpowiednio +38% i +57% wzrostu żywotności komórek skrzelii), wykazywały jedynie

niewielką poprawę żywotności komórek skrzelii przy pH 9 (odpowiednio +10% i +9%). Odwrotnie, bentonit typu B4–B6 działał najlepiej przy pH 9, co skutkuje całkowitym usunięciem toksyczności wobec komórek skrzelii (Seger i in. 2015).

Poddane lizie komórki *P. parvum* uwalniały duże ilości toksyn, które ulegały szybkiemu rozkładowi nawet w ciemności. Zwiększona toksyczność żywych kultur glonów trzy dni po zastosowaniu glinki zarówno w kulturach poddanych działaniu, jak i kontrolnych jest prawdopodobnie spowodowana uwolnieniem ichtiotoksu podczas starzenia się kultury. Zamiast usuwać toksyczność *P. parvum* przez flokulację komórek, glinka Phoslock™ (B3) wydawała się aktywnie adsorbować rozpuszczalne w wodzie ichtiotoksyny *P. parvum*. Podczas gdy Sengco i in. (2005) odnotowali wzrost aktywności hemolitycznej kultur *P. parvum* w odpowiedzi na traktowanie glinką, przypuszczalną reakcją stresową żywych komórek na flokulację, autorzy nie zaobserwowali takiego wzrostu podczas swoich eksperymentów z manipulacją składnikami odżywczymi z rozcieńczonymi kulturami ($1-1,5 \times 10^5$ komórek mL⁻¹, pH 7,7–8,3). Zaobserwowali jednak znacznie zwiększoną toksyczność w próbkach powierzchniowych, gdy hodowle o wysokiej gęstości (10^6 komórek mL⁻¹) i wysokim pH (9,8) potraktowano glinką Phoslock™, pomimo całkowitego usunięcia komórek na powierzchni. Wskazuje to na uwalnianie toksyn wewnątrzkomórkowych, ponieważ wykazano wcześniej, że fizyczny kontakt między cząstkami gliny a komórkami glonów powoduje lizę wielu szkodliwych gatunków glonów, od delikatnych rafidofitów po opancerzone wiciowce. Zaobserwowana większa liczba cząstek w dolnym zakresie wielkości (<4 μm), które nie odpowiadały komórkom *P. parvum* ani cząstkom gliny, potwierdza tę sugestię, ponieważ te mniejsze rozmiary cząstki prawdopodobnie reprezentują fragmenty komórek i/lub agregaty fragmentów komórek i cząstek glinki.

Zmniejszona adsorpcja toksyn przez glinkę Phoslock™ przy wyższym pH wynika z jej niezdolności do usuwania toksyn wewnątrzkomórkowych, uwalnianych w wyniku lizy komórek glonów i stąd obserwowany wzrost toksyczności po zastosowaniu glinki. Jak podają dla porównania (Seger i in. 2015), pH australijskich stawów barramundi, w których z powodzeniem zastosowano Phoslock™ (B3), zostało skorygowane poniżej 7,7. Obniżenie pH w stawie akwakultury poprzez stymulację wzrostu drobnoustrojów przez dodanie melasy może znacznie zwiększyć wydajność adsorpcji ichtiotoksyn przez glinkę Phoslock™. Niezmodyfikowane bentonity stanowią bardziej opłacalną alternatywę dla specjalistycznej glinki Phoslock™ modyfikowanej lantanem.

Dodatkowo pamiętać należy, że o ile fizyczna kontrola zakwitów i wydzielanych toksyn poprzez flokulację jest skuteczna w akwakulturze, to może mieć ograniczone efekty w środowisku naturalnym (Sengco i in. 2005).

Możliwe jest również unieszkodliwianie toksyn poprzez naświetlanie. Granéli i Salomon (2010) wykazali, że ulegały one fotodegradacji w ciągu kilku godzin już przy natężeniu przy świetle tak niskim jak 100 μE m² s⁻¹ i wykazano, że dwie godziny ekspozycji na światło UV degradują toksyny wystarczająco, aby zapobiec ostrej ichtiotoksyczności (James i in. 2011). Skuteczna obróbka światłem może być użyteczną strategią kontroli w warunkach specyficznych dla miejsca, ale na dużą skalę jest kosztowna. Smith (2005c) wykazał, że promieniowanie UV o średniej dawce 210 (zakres = 193-220) mJ/cm² i średniej intensywności 91,5 (zakres = 84-96) mW/cm² całkowicie zniszczyło wszystkie komórki *P. parvum* i zmniejszyło toksyczność ze śmiertelnej do poziomu subletalnego lub od poziomu subletalnego do poziomu niewykrywalnego.

Dorzab (2005) stwierdził, że urządzenie ultradźwiękowe okazało się nieskuteczne w zmniejszaniu gęstości komórek *P. parvum* i nie wpłynęło na przetrwanie pstrąga tęczowego.

Duże przepływy i celowe rozcieńczenia wód zawierających zakwity mogą powodować niekorzystne warunki zakwitu dla *P. parvum* poprzez zmniejszenie zasolenia i stężenia toksyn w otoczeniu, zmianę

stężeń makroelementów i przemieszczenie hydrauliczne (Roelke i in. 2010). Zalanie skażonych wód z rozcieńczeniem hydraulicznym zmniejszyło produkcję toksyn i zwiększyło biomasę zooplanktonu 225-krotnie, którego spasanie obniżyło reprodukcję i zagęszczenie *P. parvum* o 52% (Schwierzke-Wade i in. 2011). Co więcej, duży napływ w Lake Granbury w Teksasie zmniejszył zagęszczenie *P. parvum* o 89% i całkowicie zneutralizował jakąkolwiek ichtiotoksycyzość (Roelke i in. 2010). Chociaż rozcieńczenia hydrauliczne i powodzie mogą skutecznie kontrolować szkodliwe zakwity po ich rozpoczęciu, trudno nimi manipulować w skali całego jeziora.

X.5. METODY CHEMICZNE WALKI Z *P. PARVUM*

Podczas eksperymentów w jeziorze Granbury w Teksasie stwierdzono, że w okresie inicjacji zakwitu flumioksazyna powoduje znaczne zmniejszenie liczby *P. parvum*, ale nie ma znaczących różnic w obfitości zooplanktonu (Umphres 4th i in. 2012)

Doświadczenia zdobyte w ochronie akwakultur przed zakwitem *P. parvum* wskazują, że: siarczan amonu i siarczan miedzi (1-2 mg/l) i inne środki glonobójcze (algicydy) na bazie miedzi (Cutrine Plus) powodowały lizę komórek *P. parvum*, a nadmanganianu potasu obniżał toksycyzość zakwitu.

Zastosowanie w stawach hodowlanych 9,5 mg/L siarczanu amonu albo 2 mg/L siarczanu miedzi okazało się skuteczne w redukcji ilości komórek i toksycyzości *P. parvum* (Smith 2005a). Produkcja ryb była najwyższa w stawach potraktowanych siarczanem amonu, następnie w stawach potraktowanych siarczanem miedzi i zerowa w stawach kontrolnych. Siarczan miedzi powodował średnią stratę netto 0,9 kg w biomacie ryb, podczas gdy siarczan amonu powodował przyrost netto średniej biomasy ryb o 266,8 kg. Oba zabiegi chemiczne były skuteczne w zwalczaniu *P. parvum*; jednak zalecany jest siarczan amonu, ponieważ produkcja ryb była istotnie ($P \leq 0,05$) wyższa.

Zastosowanie w stawach hodowlanych nadmanganianu potasu o stężeniu 2 mg/L powyżej zapotrzebowania na nadmanganian, może być stosowane do przynajmniej krótkotrwałego złagodzenia ichtiotoksycyzości (Smith 2005b). Umożliwia to hodowcom wdrożenie środków, które wyeliminują *P. parvum*, zapobiegając w ten sposób dalszej produkcji ichtiotoksyny.

Badając toksycyzość chemikaliów mogących mieć zastosowanie w zwalczaniu *P. parvum*, Dorzab i Barkoh (2005) stwierdzili, że średnie przeżywalności pstrąga tęczowego w zbiornikach poddanych działaniu siarczanu miedzi wynosiły 74% dla 2 mg/L, 86% dla 1 mg/L i 94% dla 0,5 mg/L.

Southard i Klein (2005) badając wpływ pH stwierdzili, że niskie (kwaśne) poziomy pH skutecznie zmniejszały gęstość żywych komórek *P. parvum*, a procentowe zmniejszenie gęstości wzrastało wraz ze spadkiem pH. Zmniejszenie gęstości wyniosło 23,6% i 87,6% odpowiednio dla pH 6 i 5,5 po 3 godzinach i odpowiednio 41,6% i 94%, po 28 godzinach po potraktowaniu kwasem chlorowodorowym. Zabiegi kwasem siarkowym zmniejszyły gęstość komórek o 38,3% i 61,7% dla pH 6,5 i 6 1 godzinę po zabiegu i 35,8% i 82,3% 18 godzin po zabiegu. Test biologiczny wykazał, że przy pH 6 i 6,5 toksycyzość została zmniejszona, ale nie całkowicie zlikwidowana.

Badając możliwość zastosowania nadtlenu wodoru do dezynfekcji wody używanej do przewozu ryb, Southard (2005a) stwierdził, że nie może on być polecany jako środek glonobójczy w wodzie do transportu ryb. Stężenie (12500 mg/L) spowodowało lizę komórek *P. parvum* w ciągu 15 minut, a stężenia ≥ 3125 mg/L spowodowały lizę wszystkich komórek glonów po 1 godzinie, ale większość hodowanych gatunków ryb nie toleruje stężenia nadtlenu wodoru > 500 mg/l przez dłuższy czas. Stężenia potrzebne do lizy wszystkich komórek alg w ciągu 1 godziny przekraczały zalecenia U.S. Food and Drug Administration.

Należy jednak pamiętać, że chemikalia mają szerokie spektrum działania i mogą szkodzić lub zabijać organizmy niebędące przedmiotem zwalczania oraz mogą mieć niezamierzone skutki uboczne (np. dodatki amonu mogą podnosić stężenie amoniaku do poziomu szkodliwego dla ryb) (Barkoh i in. 2003; Rodgers i in. 2010). Przed użyciem należy sprawdzić tolerancje ryb.

Komercyjny nadtleniający wodny herbicyd hamował powstawanie zakwitów *P. parvum* i nie wpływał negatywnie na łosia błękitnoskrzelego (*Lepomis macrochirus*), co czyni go potencjalnie bezpiecznym i skutecznym środkiem hamowania zakwitów *P. parvum* (Umphres 4 th. i in. 2012).

Ponieważ, *P. parvum* wykazało odporność na komercyjne herbicydy nadtleniające, stosowane w rolnictwie, a jego rozwój był nawet stymulowany przez herbicydy na bazie glifosatu, ich zastosowanie może dać mu przewagę konkurencyjną nad innymi składnikami fitoplanktonu.

X.6. DOSTĘPNOŚĆ MAKRO I MIKROELEMENTÓW JAKO ŚRODEK ZWALCZANIA *P. PARVUM*

Większość zakwitów *P. parvum* miała miejsce w wodach bogatych w składniki odżywcze, ale w warunkach nieoptymalnych (tj. niższe temperatury i zasolenie). Ograniczenie azotu lub fosforu może zwiększyć produkcję toksyn, lub spowodować spowolnienie dynamiki zakwitów (Granéli i in. 2012; Roelke i in., 2016).

Kurten i Smith (2005) stwierdzili, że w typowych temperaturach hodowli bassa prądkowanego *Morone saxatilis* (22°C), komórki *P. parvum* zostały wyeliminowane w stawach nawożonych wysokimi stężeniami fosforu (92 µg/L). Zwiększone dawki fosforu (P) i azotu (N) (amoniak lub azotany) mogą również hamować wytwarzanie i wzrost stężenia toksyny *P. parvum* oraz sprzyjać dominacji konkurencyjnego fitoplanktonu (Kurten i in. 2011). Dawki azotu na poziomie 300 µg N/l i fosforu 30 µg/l P trzy razy tygodniowo utrzymywała populacje *Prymnesium* pod kontrolą, ale powodowały znaczący wzrost odczynu. Nawożenie tylko jednym z tych makroelementów nie przynosi efektu, a dodanie samego fosforu (P) może nawet zwiększyć wzrost i toksyczność *P. parvum* (Kutren i in. 2007; 2010). Intensywne zakwity występują przy wysokich zawartościach azotu (N) i fosforu (P). Toksyczność zwiększa się przy wysokim stosunku N/P lub warunkach ograniczających dostępność fosforu (P).

Prymnesium parvum wykazuje dwa rodzaje odpowiedzi przy ograniczeniu dostępności azotu (N) i fosforu (P), odpowiedzi specyficzne dla ograniczenia każdego z tych makroelementów oraz odpowiedź wspólną dla obu warunków stresu żywieniowego. Ograniczenie fosforu (P) powoduje zwiększoną ekspresję transporterów fosforanowych, genów fotosyntezy i genów syntazy poliketydowej, odpowiedzialnych za produkcję toksycznych prymnezyn. Synteza toksyn może być związana z pozyskiwaniem pozakomórkowego fosforu (P), gdy ten makroelement jest ograniczający, podczas gdy względny wzrost aktywności genów fotosyntezy może dostarczać energii niezbędnej do napędzania zwiększonej aktywności komórkowej (Liu i in. 2015; Anestis i in. 2021). Dlatego też należy zachować ostrożność przy stosowaniu zawiesiny lessu i nawozów organicznych (Guo et al. 1996). Należy też pamiętać, że nadmiar składników odżywczych może powodować problemy z pH i rozpuszczonym tlenem, a dodawanie azotu (N) przy użyciu amoniaku może prowadzić do szkodliwych stężeń i niekorzystnego poziomu pH (Kurten i in. 2007, 2011). Zalecane dawki nawożenia dla systemów, w których problemem jest wysokie pH, to 117 µg NO₃-N /l i 16 µg PO₄-P /l stosowane trzy razy w tygodniu (Kurten i in. 2010).

Jak podaje Seger i in. 2015, zakwity różnią się znacznie pod względem toksyczności, od słabo toksycznych podczas wykładniczego wzrostu w warunkach nasycenia składnikami odżywczymi (N/P = 16:1) do silnie toksycznych w warunkach ograniczenia azotu lub fosforu. Ze względu na eutroficzną naturę wysokowydajnych stawów akwakultury, systemy te są uważane za niestabilne ekologicznie

i podatne na zakłócenia. Jednakże, jako systemy półzamknięte, nadają się do ostrożnego manipulowania proporcjami składników odżywczych.

X.7. PODSUMOWANIE - STRESZCZENIE W JĘZYKU NIESPECJALISTYCZNYM

Głony *P. parvum* dzięki miksotroficznemu sposobowi odżywiania i możliwości wydzielania toksyn, mogą tworzyć zakwity monogatunkowe. Zakwity takie są przejawem naruszenia równowagi pomiędzy organizmami żyjącymi w zbiorniku wodnym. Niektóre z organizmów (sinice, trzcina olbrzymia *Arundo donax*) wydzielają toksyny hamujące rozwój *P. parvum*, a niektóre nawet się nimi odżywiają (wrotki i widłonogi).

Prymnesium parvum zostało po raz pierwszy opisane w Europie w roku 1937 ze środowiska słonawych stawów. Istnieją uzasadnione podejrzenia, że zakwity *P. parvum* pojawiały się znacznie wcześniej. Straty gospodarcze związane z pojawieniem się zakwitów *P. parvum* odnotowano w latach czterdziestych XX wieku w Izraelu, w latach osiemdziesiątych XX wieku w Teksasie i w latach dziewięćdziesiątych XX wieku w Norwegii. Wiązały się one z wielkoskalowym (miliony sztuk, setki ton) obumarciem ryb w stawach hodowlanych i klatkach zanurzanych w morzu.

Warunkiem pojawienia się zakwitów *P. parvum* jest ich obecność w środowisku wodnym przynajmniej lekko zasolonym, sprzyjająca ich namnażaniu temperatura i dostępność niezbędnych makroelementów, zwłaszcza azotu i potasu we właściwych proporcjach. Dodatkowym elementem stymulującym pojawienie się zakwitu może być nagła zmiana - pogorszenie się warunków środowiskowych. Toksyczny wpływ na środowisko nie jest bezpośrednio skorelowany z intensywnością zakwitu. Toksyny produkowane przez *P. parvum* można podzielić na egzo- i endotoksyny. Te ostatnie zostają uwolnione do środowiska po uszkodzeniu komórek, w których zostały wyprodukowane. Istnieją szczepy *P. parvum* niewydzielające toksyn. Z drugiej jednak strony, toksyny wydzielane przez *P. parvum* mogą być zabójcze nawet przy niewielkim zagęszczeniu występowania żywych komórek tych glonów w wodzie.

Walka z zagrożeniem stwarzanym przez *P. parvum* zazwyczaj ogranicza się do stacji wylęgu narybku i stawów hodowlanych, chociaż znane są przypadki z Wielkiej Brytanii, gdzie masowo przenoszono ryby z tamtejszych zalanych wodą byłych wyrobisk kopalni torfu mających obecnie charakter zbiorowisk quasi naturalnych do wolnych od zagrożenia wód rzecznych. Środkiem walki z zagrożeniami związanymi z zakwitami *P. parvum* jest kontrola ich rozprzestrzeniania w trakcie zarybiania i przemieszczania się jednostek pływających.

W Teksasie opracowano dla wylęgarni narybku szczegółowe wytyczne. Dotyczą one zarówno przygotowania hodowli, jej prowadzenia, jak i transportowania narybku. Na każdym z tych etapów wymagana jest kontrola warunków fizykochemicznych wody oraz obecności *P. parvum*. W przypadku stwierdzenia występowania tego glonu podejmowane są środki zaradcze polegające głównie na uzyskaniu właściwego stosunku azotu do fosforu (N/P) poprzez wprowadzenie lub usunięcie z wody związków tych pierwiastków. Z Holandii znany jest paradoksalny przypadek, gdy podczas przywracania rezerwatu Botshol do stanu mniej żyznego, zmniejszono sześciokrotnie dopływ zewnętrzny fosforu z 0,6 do 0,1 g m⁻²·y⁻¹, co spowodowało znaczne obniżenie zawartości fosforu w wodzie i pojawienie się zakwitu *P. parvum*. W uzasadnionych technologicznie przypadkach przeprowadza się dezynfekcję przy użyciu nadtlenu wodoru, siarczanu amonu, siarczanu miedzi albo innych środków glonobójczych na bazie miedzi (np. Cutrine Plus). Stosowany bywa również nadmanganian potasu, który dodatkowo unieszkodliwia toksyny. Ponieważ, *P. parvum* wykazał odporność na komercyjne herbicydy nadtleniające stosowane w rolnictwie, a jego rozwój był nawet stymulowany przez herbicydy na bazie

glifosatu, należy pamiętać, że ich stosowanie w wypadku dostania się do wód może dać *P. parvum* przewagę konkurencyjną nad innymi składnikami fitoplanktonu i spowodować pojawienie się zakwitu.

Eliminacja *P. parvum* z zaatakowanych stawów hodowlanych może być prowadzona także przy użyciu różnego rodzaju gliniek. Szczególnie użyteczne są tu glinki zawierające minerał ilasty, bentonit modyfikowany lantanem, umożliwiającym trwałe wiązanie fosforu z wody (Phoslock™).

Minerały ilaste, zwłaszcza bentonit, sorbują, a nawet rozbijają komórki *P. parvum* i wytrącają je z zawiesiny na drodze flokulacji. Dodanie dodatkowego flokulantu, chlorku poliglinu (PAC), znacząco podnosi efektywność usuwania *P. parvum* przez wilgotną glinę bentonitową. Stwierdzono niestety, że jeden z minerałów ilastych (kaolinit) sprzyja utrzymywaniu się komórek *P. parvum* w zawieszynie, dlatego też dobór gliniek powinien być poprzedzony starannym zbadaniem ich składu mineralnego. Dodatkową korzyścią ze stosowania minerałów ilastych jest fakt, że minerały ilaste mogą sorbować toksyny produkowane przez *P. parvum*, chociaż proces ten silnie zależy od pH środowiska i wymaga niekiedy wprowadzenia dodatkowego sorbentu węglowego.

Toksyny produkowane przez *P. parvum* ulegają też rozkładowi pod wpływem nadfioletowej części światła słonecznego, a proces ten może zostać zintensyfikowany przez zastosowanie lamp UV.

Wymienione powyżej środki zapobiegania zakwitom *P. parvum* i ich toksycznym skutkom są raczej niemożliwe do zastosowania w skali dużych zbiorników wodnych i rzek. Jednym ze sposobów opisanych w literaturze możliwym do zastosowania w dużej skali jest powodowanie wzrostu przepływu (przepłukiwanie), co okazało się skuteczne w przypadku jeziora Granbury w Teksasie.

Zalanie skażonych wód połączone z rozcieńczeniem hydraulicznym zmniejszyło produkcję toksyn w jeziorze Granbury i zwiększyło 225-krotnie biomasę zooplanktonu, a jego wypas obniżył reprodukcję i zagęszczenie *P. parvum* o 52% (Roelke i in. 2010, Schwierzke-Wade i in. 2011). Zastosowanie metody przepłukiwania związanego z rozcieńczeniem hydraulicznym wymagałoby posiadania wydajnej sieci monitoringu wód Odry, działającej w czasie realnym oraz kontroli wód w istniejących zbiornikach retencyjnych jej dorzeczu.

Przy planowaniu wszelkich działań zapobiegawczych na Odrze należy wziąć pod uwagę fakt, że rzeka ta ma bardzo zróżnicowany charakter. Przepływa ona przez cztery pradoliny: wrocławsko-magdeburską, głogowsko-barucką, warszawsko-berlińską i toruńsko-egerswaldzką, gdzie zwłaszcza w rejonie Wrocławia, ma charakter meandrujący z licznymi starorzeczami. Odcinki pomiędzy pradolinami mają charakter przełomowy i nurt jest tam znacznie szybszy. Zróżnicowana jest również jej głębokość, a na niektórych odcinkach przełomowych dochodzi do jej zasilania wodami podziemnymi (Solecki, 2002).

Przyczyny obecnego kryzysu na Odrze wydają się być wieloczynnikowe. Pierwszym czynnikiem jest sam fakt zakażenia wód przez *P. parvum*. Mogło to nastąpić przy okazji migracji ptaków wodnych, zarybiania narybkiem pochodzącym z zakażonych zbiorników czy też ruchem jednostek pływających (w tym małych rekreacyjnych).

Rozwój zakażenia wód przez *P. parvum* do stanu zakwitu wymagał określonych parametrów fizykochemicznych wody. Wskazywane powszechnie zasolenie było niezbędnym dla zaistnienia zakwitu, ale należy podkreślić, że w przypadku Odry istniało ono od dziesiątek lat i sprowadzenie jego poziomu do wartości poniżej wymaganych przez *P. parvum* jest praktycznie nierealne, zarówno z powodu działalności górniczej, jak i stosowania soli na drogach w okresie zimowym.

Nowym czynnikiem, który mógł wpłynąć na powstanie zakwitu, były długotrwałe wysokie temperatury i susza, która zredukowała dopływy wód powierzchniowych. Susza z jednej strony powodowała mniejsze rozcieńczenie zrzucanych do Odry ścieków, ale trzeba też pamiętać, iż mogła spowodować

mniej dopływ związków azotu i fosforu pochodzących z działalności rolniczej. Dlatego też jednym z kluczowych elementów działań zapobiegawczych powinno być staranne monitorowanie zawartości azotu i fosforu w wodzie.

Również stosowanie w rolnictwie herbicydów na bazie glifosatu mogło wpłynąć na powstanie zakwitów, dając *P. parvum* przewagę konkurencyjną nad innymi składnikami fitoplanktonu.

PIŚMIENNICTWO

Anestis K., Gurjeet Singh Kohli, Wohlrab S., Varga E., Larsen T.O., Hansen P.J., Uwe J. 2021 Polyketide synthase genes and molecular trade-offs in the ichthyotoxic species *Prymnesium parvum*. July 2021 Science of The Total Environment 2021, 795, 148878. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148878>

Armstead M.Y., Wilson M., Parsons-White A.: 2017 Demonstration of a Novel Control Strategy for *Prymnesium parvum* Management in Fish Hatcheries, North American Journal of Aquaculture Volume 79, 2017 - Issue 3 Pages 238-244

Barkoh, A., Smith D.G., W.J. Schlechte J.W, 2003. An Effective Minimum Concentration of Un-Ionized Ammonia Nitrogen for Controlling *Prymnesium parvum*. North American Journal of Aquaculture 65:220-225. Issue 3

Barkoh, A., Smith D.G., Southard G.M., 2010. *Prymnesium parvum* Control Treatments for Fish Hatcheries. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA) 46(1):161-169. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2009.00400.x

Dorzab T., 2005. Evaluation of an Ultrasonic Device to Control Golden Alga *Prymnesium parvum* in Fish Hatchery Ponds. [in] Barkoh A., Barkoh L. Fries T., 2005: Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries. January 2005 MANAGEMENT DATA SERIES, No. 236, 2005, Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division, 4200 Smith School Road, Austin, Texas 78744, PWD RP T3200-1138

Dorzab T., Barkoh A., 2005: Toxicity of Copper Sulfate Pentahydrate to Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss*. [in] Barkoh A., Barkoh L. Fries T., 2005: Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries. January 2005 MANAGEMENT DATA SERIES, No. 236, 2005, Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division, 4200 Smith School Road, Austin, Texas 78744, PWD RP T3200-1138
(9/05) https://www.researchgate.net/publication/237544013_Management_of_Prymnesium_parvum_at_Texas_State_Fish_Hatcheries

Gallardo, R.J.J.; Astuya, V.A.; Llanos, R.A.; Avello, F.V.; Ulloa, J.V. A critical review on control methods for harmful algal blooms. Rev. Aquac. 2019, 11, 661–684 <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/raq.12251>

Gordon N., Colorni A. 2008, *Prymnesium parvum*, an Ichthyotoxic Alga in an Ornamental Fish Farm in Southern Israel March 2008 The Israeli journal of aquaculture = Bamidgeh 60(1):5-8

Granéli E., Salomon P. S. 2010. Factors influencing allelopathy and toxicity in *Prymnesium parvum*, J. Am. Water Res. Assoc., 2010, vol. 46 (pg. 108 - 120)

Granéli, E.; Edvardsen, B.; Roelke, D. L.; Hagström, J. A. 2012. The ecophysiology and bloom dynamics of *Prymnesium* spp. Harmful Algae, 14: 260–270. 10.1016/j.hal.2011.10.024

Guo, M., Harrison, P.J. & Taylor, F.J.R. Fish kills related to *Prymnesium parvum* N. Carter (Haptophyta) in the People's Republic of China. J Appl Phycol 8, 111–117 (1996). <https://doi.org/10.1007/BF02186313>

<https://www.researchgate.net/publication/226321562> Fish Kills Related to *Prymnesium parvum* N Carter Haptophyta in the People's Republic of China

He Zhihui (1989) A review on the studies of *Prymnesium parvum* Carter in China. J. Dalian fish. Coll. 4: 13-20. (in Chinese) za Guo, i in. 1996.

James S. V., Valenti T. W., Prosser K., et al. Sunlight amelioration of *Prymnesium parvum* acute toxicity to fish, *J. Plankton Res.*, 2011, vol. 33 (pg. 265-272)

Johnsen, Torbjørn M., Wenche Eikrem, Christine D. Olseng, Knut E. Tollefsen, and Vilhelm Bjerknes, 2010. *Prymnesium parvum*: The Norwegian Experience. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 46(1):6-13. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2009.00386.x

Kurten G., Smith D.G. 2005: Efficacy of Nitrogen:Phosphorus Ratios for Controlling *Prymnesium parvum* in Fish Culture Ponds: Summary of 2002 Experiments. [in] Barkoh A., Barkoh L. Fries T., 2005: Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries. January 2005 MANAGEMENT DATA SERIES, No. 236, 2005, Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division, 4200 Smith School Road, Austin, Texas 78744, PWD RP T3200-1138 (9/05) <https://www.researchgate.net/publication/237544013> Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries

Kurten, G.L., A. Barkoh, D.C. Begley, and L.T. Fries. 2010. Refining nitrogen and phosphorus fertilization strategies for controlling the toxigenic alga *Prymnesium parvum*. *Journal of the American Water Resources Association* 46(1):170-186.

Kurten, G.L., A. Barkoh, D.C. Begley, and L.T. Fries. 2011. Nutrient manipulation to control the toxic alga *Prymnesium parvum*: verification of treatments and resolution of the issue of elevated pH. *North American Journal of Aquaculture* 73(2):141-152.

Kurten, G.L., A. Barkoh, L.T. Fries, and D.C. Begley. 2007. Combined nitrogen and phosphorus fertilization for controlling the toxigenic alga *Prymnesium parvum*. *North American Journal of Aquaculture* 69(3):214-222.

Larsson K., Hajdu S., Kilpi M., Larsson R., Leito A., Lyngs P., 2014: Effects of an extensive *Prymnesium polylepis* bloom on breeding eiders in the Baltic Sea, *Journal of Sea Research*, Volume 88, 2014, Pages 21-28, ISSN 1385-1101, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.12.017>.

Legrand C., Rengefors K., Fistarol G. O., Granéli E. 2003 Allelopathy in phytoplankton - Biochemical, ecological and evolutionary aspects *July 2003 Phycologia* 42(4):406-419 DOI: 10.2216/i0031-8884-42-4-406.1

Lindholm T., Virtanen T., 1992: A bloom of *Prymnesium parvum* Carter in a small coastal inlet in Dragsfjärd, southwestern Finland, *Environmental Toxicology and Water Quality*, Volume 7, Issue 2, May 1992, Pages 165-170, <https://doi.org/10.1002/tox.2530070207> <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/tox.2530070207>

Lindholm, T., Öhman, P., Kurki-Helasmo, K. et al. 1999. Toxic algae and fish mortality in a brackish-water lake in Åland, SW Finland. *Hydrobiologia* 397, 109–120 (1999). <https://doi.org/10.1023/A:1003667728458>, <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1003667728458>

Liu Z, Koid AE, Terrado R, Campbell V, Caron DA, Heidelberg KB., 2015. Changes in gene expression of *Prymnesium parvum* induced by nitrogen and phosphorus limitation. *Front Microbiol.* 2015 Jun 24;6:631. doi: 10.3389/fmicb.2015.00631. PMID: 26157435; PMCID: PMC4478897.

Lysgaard M.L., Eckford-Soper L., Daugbjerg N., 2018: Growth rates of three geographically separated strains of the ichthyotoxic *Prymnesium parvum* (Prymnesiophyceae) in response to six different pH levels, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 204, 2018, Pages 98-102, ISSN 0272-

7714, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.02.030>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771417302755>)

MacAuliffe K., "Are toxins in seafood causing ALS, Alzheimer's, and Parkinson's?". Discover Magazine. May 2011. Retrieved 2019-09-13.

Martin-Cereceda M. Gianfranco Novarino G., Young J.R., 2003. Grazing by *Prymnesium parvum* on small planktonic diatoms. *Aquat Microb Ecol* 33: 191–199, 2003

Mousumi, M.A., Rashel, R.H. & Patiño, R. Growth inhibition of the harmful alga *Prymnesium parvum* by plant-derived products and identification of ellipticine as highly potent allelochemical. *J Appl Phycol* 33, 3853–3860 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10811-021-02545-6>

Patiño R, Rashel R, Rubio A, Longing S (2018) Growth-suppressing and algicidal properties of an extract from *Arundo donax*, an invasive riparian plant, against *Prymnesium parvum*, an invasive harmful alga. *Harmful Algae* 71:1–9

Pflugmacher, S. 2002. Possible allelopathic effects of cyanotoxins, with reference to microcystin-LR, in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology* 17(4):407-413.

Plichta, K., Gajewska, M. (2008). Inaktywacja fosforu za pomocą PAX, PIX i Phoslock - Polskie doświadczenia = The phosphates inactivation using PAX, PIX and Phoslock - Polish experiences. SZKOŁA JAKOŚCI WODY '08 : Gospodarka Wodna I Ściekowa Podstawą Ochrony Środowiska, 259-271.

Rip, W.J., Everards, K. Houwers, A. 1992. Restoration of Botshol (The Netherlands) by reduction of external nutrient load: The effects on physico-chemical conditions, plankton and sessile diatoms. *Hydrobiological Bulletin* 25, 275–286 (1992).

Roelke D. L., Manning S.R., 2018 Chapter 16q Harmful Algal Species Fact Sheet: *Prymnesium parvum* (Carter) "Golden Algae", Sandra E. Shumway, JoAnn M. Burkholder, Steve L. Morton (red.), wyd. 1, Wiley, 2 lipca 2018, s. 629–632, DOI: 10.1002/9781118994672.ch16q, ISBN 978-1-118-99467-2 [dostęp 2022-08-18] (ang.).

Roelke, D. L., & Manning, S. R. (2018). *Prymnesium parvum* (Carter) - "Golden algae". Morton, S. L., Burkholder, J. M., & Shumway, S. E. (Eds.), *Harmful Algal Blooms A Compendium Desk Reference*. 2008-2013. John Wiley & Sons.

Roelke D. L., Gable G. M., Valenti T. W.Jr, Grover J.P., Brooks B.W., Pinckney J., Hydraulic flushing as a *Prymnesium parvum* bloom-terminating mechanism in a subtropical lake, *Harmful Algae*, 2010, vol. 9 (pg. 323-332) [10.1016/j.hal.2009.12.003](https://doi.org/10.1016/j.hal.2009.12.003).

Roelke, D.L., B.W. Brooks, J.P. Grover, G.M. Gable, L. Schwierzke-Wade, and N.C. Hewitt. 2012. Anticipated human population and climate change effects on algal blooms of a toxic haptophyte in the south-central USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69:1389-1404.

Roelke, D.L., Barkoh, A., Brooks, B.W. et al., 2016. A chronicle of a killer alga in the west: ecology, assessment, and management of *Prymnesium parvum* blooms. *Hydrobiologia* 764, 29–50 (2016). <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2273-6> <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-015-2273-6#citeas>

Rodgers, J.H., Jr., B.M. Johnson, and W.M. Bishop, 2010. Comparison of Three Algaecides for Controlling the Density of *Prymnesium parvum*. *Journal of the American Water Resources Association*. 46(1):153-160. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00399.x>

Sager DR; Barkoh A; Buzan DL; Fries L; Glass J; Kurten G; Ralph J; Singhurst L; Southard G; Riley L, 2008. Toxic *Prymnesium parvum*: A potential threat to U.S. Reservoirs. In: *Balancing Fisheries Management and Water Uses for Impounded River Systems* [ed. by Allen, M. S. \Sammons, S. \Maccina, M. J.]. Bethesda, MD, USA: American Fisheries Society, 261-273.

Schwierzke-Wade L., Roelke D.L., Valenti TW, Brooks B.W., Grover J.P. 2011. *Prymnesium parvum* Bloom Termination: Role of Hydraulic Dilution 2011 *Journal of Plankton Research* 33(2):309 DOI: 10.1093/plankt/fbq108

Seger A., Dorantes-Aranda J.J., Müller M., Body A., Peristyy A., Place A.R., Tae Gyu Park, 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.* 2015(3):154-174 DOI: 10.3390/jmse3020154

Sengco M.R., Anderson D.M. 2004 Controlling Harmful Algal Blooms Through Clay Flocculation *J. Eukaryot. Microbiol.*, 51(2), 2004 pp. 169–172

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 (2005) 261–274 https://www.academia.edu/18888881/Removal_of_Prymnesium_parvum_Haptophyceae_and_its_toxins_using_clay_minerals

Shilo Moshe., Shilo Miriam (1953) Control of the phytoflagellate *Prymnesium parvum*, *SIL Proceedings*, 1922-2010, 12:1, 233-240, DOI: 10.1080/03680770.1950.11895290 and online.com/doi/abs/10.1080/03680770.1950.11895290?journalCode=tinw19

Smith D.G. 2005b Efficacy of Potassium Permanganate to Reduce *Prymnesium parvum* Ichthyotoxicity . [in] Barkoh A., Barkoh L. Fries T., 2005: Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries. January 2005 MANAGEMENT DATA SERIES, No. 236, 2005, Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division, 4200 Smith School Road, Austin, Texas 78744, PWD RP T3200-1138 (9/05) https://www.researchgate.net/publication/237544013_Management_of_Prymnesium_parvum_at_Texas_State_Fish_Hatcheries

Smith D.G., 2005c Efficacy of Ultraviolet Radiation to Control *Prymnesium parvum* Cells and Toxicity [in] Barkoh A., Barkoh L. Fries T., 2005: Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries. January 2005 MANAGEMENT DATA SERIES, No. 236, 2005, Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division, 4200 Smith School Road, Austin, Texas 78744, PWD RP T3200-1138

Smith D.G. 2005a Control of *Prymnesium parvum* using Ammonium Sulfate or Copper Sulfate in Plastic-Lined Ponds for Koi Carp Production. [in] Barkoh A., Barkoh L. Fries T., 2005: Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries. January 2005 MANAGEMENT DATA SERIES, No. 236, 2005, Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division, 4200 Smith School Road, Austin, Texas 78744, PWD RP T3200-1138 (9/05)

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* June 2008 *Marine Ecology Progress Series* 361:191-202 DOI: 10.3354/meps07374

Southard G.M., 2005a: Use of Hydrogen Peroxide as an Algaecide for *Prymnesium parvum*. [in] Barkoh A., Barkoh L. Fries T., 2005: Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries. January 2005 MANAGEMENT DATA SERIES, No. 236, 2005, Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division, 4200 Smith School Road, Austin, Texas 78744, PWD RP T3200-1138 (9/05) https://www.researchgate.net/publication/237544013_Management_of_Prymnesium_parvum_at_Texas_State_Fish_Hatcheries

Southard G.M., Klein D., 2005. Effects of pH on *Prymnesium parvum* Cell Viability and Toxicity [in] Barkoh A., Barkoh L. Fries T., 2005: Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries. January 2005 MANAGEMENT DATA SERIES, No. 236, 2005, Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division, 4200 Smith School Road, Austin, Texas 78744, PWD RP T3200-1138 (9/05)

<https://www.researchgate.net/publication/237544013> Management of *Prymnesium parvum* at Texas State Fish Hatcheries

Spears, B.M.; Lüring, M. Yasserli, S.; Castro-Castellon, A.T.; Gibbs, M.M.; Meis, S.; McDonald, C.; McIntosh, J.; Sleep, D.; Oosterhout, F. Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock) application: an analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Source Water Research* 47 (2013)15. - ISSN 0043-1354 - p. 5930 - 5942. DOI <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.016>

Umphres 4th G.D., Roelke D.L., Netherland M.D. 2012, A chemical approach for the mitigation of *Prymnesium parvum* blooms *Toxicon*. 2012 Dec 1;60(7):1235-44. doi: 10.1016/j.toxicon.2012.08.006. Epub 2012 Sep 1. <https://pubmed.nlm.nih.gov/22960102/>

Wagstaff BA, Hems ES, Rejzek M, Pratscher J, Brooks E, Kuhaudomlarp S, O'Neill EC, Donaldson MI, Lane S, Currie J, Hindes AM, Malin G, Murrell JC, Field RA., 2018. Insights into toxic *Prymnesium parvum* blooms: the role of sugars and algal viruses. *Biochem Soc Trans*. 2018 Apr 17;46(2):413-421. doi: 10.1042/BST20170393. Epub 2018 Mar 14. PMID: 29540506; PMCID: PMC5906706.

Wagstaff Ben A., Pratscher J., Rivera P.P.L., Hems E.S., Brooks E., Rejzek M., Todd J.D, Colin Murrell J.C., Field R.A. 2020 Dissecting the toxicity and mitigating the impact of harmful *Prymnesium* blooms in the UK waters of the Norfolk Broads bioRxiv preprint doi: <https://doi.org/10.1101/2020.03.26.010066>

Wagstaff Ben A., Pratscher J., Rivera P.P.L., Hems E.S., Brooks E., Rejzek M., Todd J.D, Colin Murrell J.C., Field R.A. 2021 Assessing the Toxicity and Mitigating the Impact of Harmful *Prymnesium* Blooms in Eutrophic Waters of the Norfolk Broads. *Environmental Science & Technology* 2021 55 (24), 16538-16551, DOI: 10.1021/acs.est.1c04742, <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.1c04742>

Źródła internetowe

<https://www.noaa.gov/what-is-harmful-algal-bloom>; pozyskany 2022-09-01

Biology of the *Macrocyctis* resource in North

America". <https://www.fao.org/3/x5819e/x5819e0a.htm> pozyskany 2022-09-01).

3. [https://bio.libretexts.org/Bookshelves/Introductory and General Biology/Book%3AGeneral Biology \(Boundless\)/31%3ASoil and Plant Nutrition/31.01%3ANutritional Requirements of Plants/31.1C%3AEssential Nutrients for Plants](https://bio.libretexts.org/Bookshelves/Introductory_and_General_Biology/Book%3AGeneral_Biology_(Boundless)/31%3ASoil_and_Plant_Nutrition/31.01%3ANutritional_Requirements_of_Plants/31.1C%3AEssential_Nutrients_for_Plants) pozyskany 2022-09-01).

<https://earthobservatory.nasa.gov/features/CarbonCycle>)

http://www.oilgae.com/ref/report/Report_Sample.pdf)

<https://www.cabi.org/isc/datasheet/121720>.

M.D. Guiry in Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 30 November 2018. Algae Base. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>; searched on 18 September 2022].

<https://tpwd.texas.gov/landwater/water/environconcerns/hab/ga/history.phtml>]

COLLEGE OF AGRICULTURAL, CONSUMER AND ENVIRONMENTAL SCIENCES Toxic Golden Algae (*Prymnesium parvum*) Revised by Rossana Sallenave aces.nmsu.edu/pubs • Cooperative Extension Service • Circular 647,

<https://pubs.nmsu.edu/circulars/CR647/>]

<https://www.phoslock.eu/pl/co-to-jest-phoslock>

<https://www.globalseafood.org/advocate/phosphates-ph-management-control-algal-blooms-barramundi-ponds/>



XI. WNIOSKI I REKOMENDACJE

WNIOSKI I REKOMENDACJE

WNIOSKI

1. W wyniku katastrofy na Odrze, na terenie 5 województw od końca lipca 2022 r. do 12 września 2022 r. udokumentowano śnięcie ponad 249 ton ryb różnych gatunków, w tym podlegających ochronie, ale także mięczaków. Prowadzone obserwacje nie ujawniły widocznych, bezpośrednich szkód w świecie roślinnym oraz w odniesieniu do zwierząt innych gatunków niż ryby i bezkręgowce bentosowe w okresie prowadzonych badań i obserwacji. Z racji gwałtowności, skali oraz zasięgu przestrzennego zjawiska, braku możliwości odłowu wszystkich śniętych ryb, można zakładać, że rzeczywista skala śnięć jest większa. Prowadzone jest szacowanie ubytków w populacjach poszczególnych gatunków ryb, jednak proces ten wymaga czasu, wykonania licznych badań w terenie oraz zgromadzenia danych o stanie wyjściowym.
2. Obserwowane zjawisko śnięcia ryb nie miało charakteru ciągłego ani w ujęciu przestrzennym, ani czasowym. Pomijając jednostkowe przypadki śnięcia ryb w Kanale Gliwickim z lipca br., należy zaakcentować, iż od końca lipca do 3 sierpnia 2022 r. w górnej Odrze stwierdzono śnięcia ryb wyłącznie na śluzie w Lipkach, w Kanale Żeglugowym w Oławie oraz średnie ilości na odcinku od Oławy do Jazu Opatowickiego. W okresie pomiędzy 3 a 9 sierpnia 2022 r. nie notowano śnięcia ryb na terenie województwa dolnośląskiego, z wyjątkiem obserwacji śniętych ryb od dnia 4 sierpnia 2022 r. na jednym odcinku w rejonie Głogowa. Masowe śnięcia, tym razem o charakterze ciągłym, rozpoczęły się ponownie dnia 9 sierpnia na terenie województwa lubuskiego, na wysokości Zielonej Góry, i były obserwowane w kolejnych dniach w kolejnych lokalizacjach w dół Odry, obejmując województwa lubuskie oraz zachodniopomorskie. Należy zaznaczyć, że na terenie województwa zachodniopomorskiego obserwowano dwa zjawiska śnięcia ryb i mięczaków. W dniach 11-16 sierpnia martwe ryby w sposób masowy spływały z górnego biegu rzeki od granic województwa do mostu na Regalicy. Drugi epizod śnięcia, głównie poniżej Gryfina, obejmujący również kanały międzyodrza, wystąpił później i wynikał z wystąpienia tzw. przyduchy i braku tlenu w wodzie. Natomiast w późniejszym okresie, w dniu 9 sierpnia 2022 r. oraz od dnia 12 sierpnia 2022 r. obserwowano śnięcia ryb w zbiornikach, oraz kanałach połączonych z Odrą na Dolnym Śląsku.
3. Pierwsze półrocze 2022 roku charakteryzowało się w Polsce stosunkowo wysokimi anomaliami temperatury powietrza w stosunku do normy klimatycznej 1991-2020 oraz wysokim niedoborem opadów dochodzącym w skali pierwszych 6 miesięcy roku do blisko 20%. Powodowało to, że parowanie silnie przeważało nad zasilaniem opadowym, w efekcie czego pod koniec czerwca utrata wilgoci z powierzchni czynnej była wysoka. Deficyt Klimatologicznego Bilansu Wodnego na obszarze przylegającym do Odry od jej górnego biegu przekraczał 200mm. Lipiec był miesiącem normalnym termicznie, jednak na obszarze biegu Odry temperatury powietrza należały do najwyższych, zarówno średnie wartości dobowe, jak i dobowe maksima. Opady w lipcu w dorzeczu Odry był zdecydowanie poniżej normy (poza rejonem Raciborza). W stosunku do normy wieloletniej obszar ten charakteryzował się istotnie wyższymi anomaliami miesięcznych sum usłonecznienia rzeczywistego względem okresu referencyjnego 1991-2020, które zawierały się między 20h a 60h (25% powyżej normy). Sierpień był miesiącem ekstremalnie ciepłym termicznie ze średnią temperaturą wynoszącą w Polsce 20,5°C (o 2,0°C wyższa od średniej wieloletniej dla tego miesiąca) Jednocześnie sierpień 2022 roku był 3. w rankingu uwzględniającym wartość średniej temperatury tego miesiąca od roku 1951 (po sierpniu 2015 – 21,3°C i sierpniu 1996 – 20,6). Dorzecze Odry należało do najcieplejszych regionów Polski, z temperaturami ekstremalnymi dochodzącymi do 36,5°C (Słubice, 4.08). Rozkład przestrzenny sumy opadów w sierpniu 2022 r. był w Polsce silnie zróżnicowany. Najwyższe sumy miesięczne odnotowano w południowo-

zachodniej części kraju, w rejonie Opola (ponad 200 mm). Na Nizinie Śląskiej, w znacznej części dorzecza Odry, miesiąc ten był skrajnie wilgotny (powyżej 150% wieloletniej normy), przy czym należy podkreślić, że za ten stan rzeczy odpowiedzialne były b. intensywne opady zanotowane w drugiej połowie miesiąca. Pomimo opadów Klimatyczny Bilans Wodny w dorzeczu Odry a zwłaszcza na obszarze wzdłuż jej biegu nie uległ poprawie. Bilans od początku roku jest silnie ujemny.

4. W okresie od 1.06 do 20.08.2022 roku stany wody Odry na ogół układały się w strefie wody niskiej lub w okolicach dolnej granicy stanów średnich. Obserwowano tendencję spadkową stanów wody i z reguły wyrównany przebieg. Większe wahania oraz wzrosty stanów wody, spowodowane intensywnymi opadami deszczu, miały miejsce na początku czerwca, na przełomie czerwca i lipca oraz w pierwszych dniach sierpnia. W konsekwencji tych epizodów na górnej i środkowej Odrze obserwowano krótkotrwałe przejście stanów wody ze strefy stanów niskich do strefy stanów średnich, punktowo wysokich (Chałupki 10.06). Na Odrze środkowej odnotowano zauważalny trend spadkowy stanów wody. Przez okres ponad dwóch miesięcy stany wody układały się w strefie wody niskiej sukcesywnie zbliżając się do najniższych obserwowanych stanów wody. Jednak w trzeciej dekadzie sierpnia od 21.08, na skutek spływu wód opadowych, sytuacja hydrologiczna na Odrze uległa zmianie. Obserwowano wzrosty stanów wody, z przejściem do strefy stanów średnich, niemal na całej długości Odry. Na odcinku skanalizowanym Odry oraz ujściowym do Zalewu Szczecińskiego trend zmiany był mniej dostrzegalny. Po przejściu wezbrania na stacjach zaznaczyły się spadki, natomiast do końca sierpnia stany wody z reguły utrzymywały się powyżej wody niskiej. W rozpatrywanym okresie najniższy niski przepływ nie został osiągnięty na żadnym wodowskazie. Najmniejsze wartości chwilowe przepływów notowano pod koniec lipca oraz tuż przed wezbraniem około 20 sierpnia. Większe wzrosty przepływu, z przejściem do strefy przepływów średnich (miejscami wysokich), następowały po nielicznych intensywnych opadach deszczu w okresach wzrostu stanów wody.
5. W związku z masowym śnięciem ryb na rzece Odrze od 3 sierpnia wykonywane były przez Inspekcję Ochrony Środowiska interwencyjne, codziennie badania, jakości wód o bezprecedensowej skali. Do dnia 20.09, który przyjęto na potrzeby raportu, jako datę zamykającą okres analiz, (choć monitoring nadal trwa) wykonano ponad 34,5 tys. oznaczeń fizykochemicznych.
6. W analizowanym okresie, przewodność wody (będąca informacją o zawartości w wodzie związków mineralnych – „zasolenia wody”) w niemal wszystkich badanych punktach w przypadku większości dokonanych pomiarów znacząco przekraczała wartości normatywne. Na wszystkich badanych stanowiskach najwyższą przewodność elektryczną właściwą notowano w początkowym okresie pomiarów, na początku sierpnia. W okresach śnięcia ryb można zauważyć znaczący wzrost przewodności wody rzeki Odry, która przekroczyła poziom 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Fala wody, bogatej w sole, w newralgicznym okresie przemieszczała się z nurtem Odry. W porównaniu z wartościami średnimi w punkcie reperowym na Odrze powyżej Wrocławia z lat ubiegłych (1030 – 1287 $\mu\text{S}/\text{cm}$), są to wartości znacznie wyższe, nawet w stosunku do porównywalnie suchego 2015 r. (1287 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Ponieważ na wartość przewodności elektrolitycznej w Odrze wpływa głównie stężenie chlorków ich stężenia w czasie i w poszczególnych punktach układały się podobnie jak wartości przewodności. Podobnie jak w przypadku przewodności, stężenie chlorków wyraźnie obniżyło się po 25 sierpnia, z wyjątkiem punktu most w Głogowie, gdzie zmiana praktycznie nie wystąpiła. Stężenia siarczanów wykazują podobny poziom zmian jak wartości przewodności elektrycznej, z tym że amplituda ich wahań jest znacznie mniejsza.

7. Na większości stanowisk, obserwowano podwyższone wartości pH na początku badań, a następnie, podobnie jak w przypadku przewodności elektrolitycznej, spadek wartości pH ok. 21 sierpnia. Podwyższenie wartości pH i jego duże wahania pomiędzy kolejnymi pomiarami, w okresie od 28 lipca do ok. 23 sierpnia, a następnie jego względna stabilizacja jest szczególnie widoczna na stanowiskach odcinka od Odry poniżej jazu Lipki (woj. dolnośląskie) po Odrę w Kostrzynie (woj. lubuskie). Przebieg zmian pH w czasie, na poszczególnych stanowiskach, zasługuje na szczególną uwagę ze względu na związek odczynu wód z intensyfikacją procesu fotosyntezy, co jest najczęstszą przyczyną wartości ekstremalnych, jak również znacznych wahań tego wskaźnika w ciągu doby. Gwałtowne, skokowe zmiany pH i jego nietypowo wysokie wartości wiążą się najczęściej z aktywnością fotosyntetyczną glonów. Stężenia tlenu w wodach Odry na badanych stanowiskach wykazywały wyraźnie podwyższone wartości w stosunku do tych obserwowanych w latach ubiegłych. Notowane na większości stanowisk niskie wartości biogenów, szczególnie przyswajalnych form azotu świadczą o ich zużyciu przez organizmy planktonowe.
8. Obrazy dobowego cyklu zmian stężenia tlenu rozpuszczonego i wartości pH w wodach Odry w okresie śnięcia ryb oraz gwałtowne spadki stężeń niektórych form azotu stanowią jednoznaczny dowód aktywnej fotosyntezy. Obserwowany efekt bardzo silnej fotosyntezy został spowodowany intensywnym zakwitaniem glonów w Odrze, który nie mógł pojawić się punktowo. Zakwit musiał pojawić się w górnym biegu rzeki i stopniowo narastać.
9. Analizy dostępnych zdjęć satelitarnych potwierdzają zakwit wód rzeki Odry w newralgicznym okresie. Zauważalne wyższe, choć jeszcze nie wysokie, stężenia chlorofilu można zaobserwować na odcinku od Kanału Gliwickiego do śluzy Groszkowice przed Opolem już dnia 19 lipca. W dniach 21-24.07.2022 wystąpił wyraźny, stopniowy wzrost stężeń chlorofilu od śluzy Groszkowice do ujścia Nysy Kłodzkiej do Odry. Również w okolicach wlewu Kanału Gliwickiego do Odry obserwowany jest wzrost stężeń. Zdjęcia satelitarne obrazują wyraźny wzrost stężeń chlorofilu w dniach 24.07-03.08.2022 przed Jazem w Lipkach, przed jazem Elektrowni w Oławie, ale także w nurcie Odry na tym odcinku oraz w Kanale Oławskim. W miejscach tych w omawianym okresie doszło do śnięcia ryb. Zdjęcia satelitarne potwierdzają falę intensywnie kwitnącej wody, o stężeniach chlorofilu przekraczających często 125 mg/m³, przesuwaną następnie i rozciągającą w czasie z biegiem Odry. Dnia 3 sierpnia kulminacja zakwitu wystąpiła poniżej Wrocławia. W dniach 8-9.08.2022 intensywny zakwit objął już odcinek rzeki w północnej części województwa dolnośląskiego oraz Odrę swobodnie płynącą w województwie lubuskim. 15 i 16 sierpnia intensywny zakwit wystąpił na odcinku w południowej części województwa zachodniopomorskiego. Stwierdzono intensywniejszy zakwit wody w miejscach o powolniejszym nurcie lub z wodą stojącą (na górnej wodzie jazów, śluz, w kanałach) w porównaniu z głównym nurtem rzeki. Potwierdzono intensywne kwitnienie zbiorników wodnych połączonych z rzeką Odrą, takich jak Bajkał, Czernica, Łacha Jelcz, w okresie, w którym na zbiornikach tych notowano śnięcia ryb. Najintensywniejsze kwitnienie tych zbiorników nastąpiło od kilku do kilkunastu dni po zakwicie rzeki Odry. Stwierdzono intensywne kwitnienie wybranych zbiorników zaporowych zasilających rzekę Odrę (Jezioro Turawskie, Jezioro Otmuchowskie, Zalew Mietkowski), jednak stwierdzone w badaniach względnie niewielkie liczebności *Prymnesium parvum* tzw. złotej algi w tych zbiornikach przeczą tezie o możliwym istotnym zrzuć dużej ilości algi ze zbiornika, mogącym doprowadzić do omawianej katastrofy ekologicznej. Warto zauważyć, że analizy zdjęć satelitarnych potwierdzają także kwitnienie wód środkowej i dolnej Odry już w roku 2020, ale w okresie tym nie zaobserwowano kwitnienia rzeki w jej górnym odcinku. Ponadto, o ile zakwit Odry i wzrost chlorofilu mógł być powodowany przez różne gatunki glonów, o tyle potwierdzona w badaniach laboratoryjnych

próbek wody z Odry dominacja populacji *Prymnesium parvum* w wielu próbkach może wskazywać, że zaobserwowany w wodach Odry zakwit mógł być powodowany przez tego mikroglona.

10. Przeprowadzono badania toksykologiczne śniętych ryb pobranych z miejsca katastrofy, na niespotykaną dotychczas skalę. Otrzymane wyniki tych badań wskazują, że stężenia badanych substancji toksycznych w tkankach ryb nie odbiegają od poziomów charakterystycznych dla skażenia środowiska naturalnego w rzekach w Polsce. Pojedyncze próbki ryb zawierają, co prawda podwyższone stężenia metali ciężkich (m.in. rtęci) oraz polichlorowanych bifenyli (PCB), ale jest to najprawdopodobniej skutkiem długotrwałego przebywania organizmów w zanieczyszczonym środowisku naturalnym. Badania wykluczyły badane substancje, jako ewentualną przyczynę katastrofy ekologicznej, tym bardziej, iż wyniki badań nie wykazują, aby zawartość tych substancji odbiegała od stwierdzanej w tkankach ryb w innych częściach Europy. Nie stwierdzono typowych zanieczyszczeń mikrobiologicznych (wirusowych, bakteryjnych oraz grzybowych), mogących prowadzić do śnięcia.
11. Stwierdzono na tyle gwałtowny przebieg śnięcia ryb, że spowodował on, iż nie zdążyły się u tych zwierząt wodnych rozwinąć objawy kliniczne ani zmiany anatomopatologiczne, świadczące jednoznacznie o przyczynie tych zaburzeń. W obrazie mikroskopowym skrzeli ryb pobranych z Odry w czasie katastrofy stwierdzono natomiast nacieki, zmiany patologiczne o podłożu środowiskowym połączone z rozplemem nabłonka oddechowego oraz obecność pojedynczych saprofitycznych wiciowców, a także znaczną sekrecję śluzu. Stwierdzone badaniem makroskopowym i mikroskopowym zmiany w skrzelach ryb miały bezpośredni wpływ na zaburzenia wymiany tlenu w nabłonku oddechowym i mogły prowadzić do niedotlenienia. Z uwagi na obecność w skrzelach stadiów rozwojowych alg należy przypuszczać, że zmiany patomorfologiczne stwierdzone w skrzelach mogły być następstwem ich szkodliwego działania.
12. Badania ichtiopatologiczne przeprowadzone przez IRŚ wykazały, że większość zbadanych zwierząt było klinicznie zdrowych i nie wykazywało objawów chorobowych. U części badanych zwierząt stwierdzono ekto- i endopasożyty w ilościach nieinwazyjnych. Mimo braku zmian klinicznych obraz histopatologiczny wszystkich badanych zwierząt wskazywał na ostre uszkodzenia narządów najsilniej ukrwionych (skrzela, śledziona, nerki). Zaburzenia procesów hematopoetycznych i uszkodzenie skrzeli najprawdopodobniej są związane z działaniem toksyn hemolitycznych, do których należą m.in. prymnezyny wydzielane przez *Prymnesium parvum*, na co wskazują zmiany martwicze w śledzionie, obejmujące zarówno miazgę białą, jak i czerwoną, oraz aktywacja centrów melanomakrofagowych śledziony i śródmiąższa nerki. Natomiast u żadnego zwierzęcia nie wystąpiło zwyrodnienie tłuszczowe lub silne zwyrodnienie wodniczkowe hepatocytów, nie obserwowano również zmian martwiczych, które zwykle towarzyszą zatruciom ryb metalami ciężkimi.
13. Badania laboratoryjne wód Odry, Kanału Gliwickiego i zbiorników sąsiadujących bezpośrednio oraz połączonych z Odrą wykazały wysokie koncentracje *Prymnesium parvum*, przekraczające poziom 50-100 mln komórek/L, przy którym, zgodnie z literaturą, mogą być już notowane śnięcia ryb. Dnia 12 sierpnia, kiedy to obserwowano śnięcie ryb w Słubicach, liczebność mikroglonów tego gatunku wynosiła 160 mln komórek/L. W okresach śnięcia ryb w dolnośląskich zbiornikach liczebność mikroglonów wynosiła 198 mln komórek/L w łasze Jelcz, 160 mln komórek/L w zbiorniku w Czernicy, 126 mln komórek/L w zbiorniku Bajkał, 97 mln komórek/L w zalewie Prężyce. Analizy zawartości *Prymnesium parvum* w wodach Odry wykonane w dniach 17-19 sierpnia potwierdzają obecność tych glonów w Odrze już na polsko-czeskiej granicy (610000 komórek/L) oraz w innych punktach na terenie województwa śląskiego. Koncentracja alg w wodach Odry na odcinku opolskim jest niewielka, ale można zaobserwować sukcesywne

zwiększanie się liczby komórek wraz z biegiem rzeki na terenie województw dolnośląskiego i lubuskiego, osiągając wartości maksymalne (99 mln komórek/L) w Kostrzynie nad Odrą. Następnie, po odebraniu wód Warty, liczebności *Prymnesium parvum* w wodach Odry istotnie spadają. Wyniki te potwierdzają tezę o sukcesywnym, ciągłym namnażaniu się tych glonów w wodach Odry wraz z jej biegiem z istotnym załamaniem liczebności populacji po wlewie wód Warty.

14. Wykonane badania genetyczne pobranego z wód Odry materiału biologicznego wykazały, iż materiał biologiczny zawierał geny kodujące enzymy katalizujące produkcję prymnezyn. Wyniki te pokazują także aktywność testowanych genów, co pozwala na wnioskowanie o możliwości produkcji prymnezyn przez organizmy znajdujące się w badanych próbkach.
15. Badania laboratoryjne materiału biologicznego wyodrębnionego z próbek wody pobranej z Odry, Kanału Gliwickiego i zbiorników połączonych z Odrą wykazały obecność prymnezyn – toksyn produkowanych przez *Prymnesium parvum*. Zgodnie z literaturą do śnięcia ryb może dochodzić przy zawartości prymnezyn przekraczającej 10 nmol/L. Największe szacunkowe zawartości zanotowano w okresie śnięcia ryb w zbiorniku wodnym Czernica (33,5 nmol/L), następnie w zbiornikach: Łacha Jelcz (15,0 nmol/L), Bajkał (13,0 nmol/L) i Zalew Prężyce (10,5 nmol/L). W wodzie Odry notowano dnia 19 sierpnia maksymalnie do 4,0 nmol/L (Krosno Odrzańskie/Gostchorze), należy jednak wskazać, iż w okresie tym śnięcia ryb w nurcie rzeki na tym odcinku nie były już notowane.
16. Analiza wyników liczebności komórek *Prymnesium parvum* w pobranych próbkach wody oraz względnego sumarycznego stężenia prymnezyn w materiale biologicznym wyodrębnionym z wody wykazała istotną zależność pomiędzy tymi parametrami. Na podstawie wartości współczynnika korelacji zależność tą można określić, jako umiarkowanie wysoką. Potwierdzono też zależność pomiędzy wystąpieniem prymnezyny a śnięciem ryb w środkowym biegu Odry. Niemniej jednak wysokie liczebności komórek *Prymnesium parvum* nie zawsze prowadziły do równie wysokiej zawartości prymnezyn oraz śnięcia ryb. W końcowych sekcjach Kanału Gliwickiego, w których zaobserwowane liczebności tych glonów są rekordowe i dochodzą do 400 mln komórek/L, zawartości prymnezyn były niższe niż zawartości prymnezyn w sierpniu w dolnośląskich zbiornikach połączonych z Odrą, a do śnięcia ryb nie dochodziło.
17. Prowadzone na świecie badania zakwitów *Prymnesium parvum* wskazują, iż możliwość pojawienia się zakwitów, ale także intensywność produkcji toksyn przez te organizmy, a wreszcie intensywność toksycznego działania tych związków na organizmy wodne, są determinowane szeregiem czynników. Mechanizmy te nie są w pełni poznane mimo dziesięcioleci badań. *Prymnesium parvum* występuje w dużych liczebnościach i tworzy zakwity w wodach żywnych, słonych i słonawych. Według badań ryzyko zakwitu tych glonów wzrasta przy przewodności wody powyżej 1500 uS/cm. Jednym z czynników wpływających na toksyczność zakwitów *P. parvum* jest względna ilość azotu i fosforu w wodzie, przy czym toksyczność wzrasta, gdy oba te składniki odżywcze ulegają wyczerpaniu w wyniku wzrostu glonów. Toksyczność *P. parvum* wydaje się być również zwiększona przy pH wody większym niż 7,0. Zgodnie z literaturą na toksyczność wpływa też faza rozwoju populacji *Prymnesium parvum*. Toksyczność jest mała w pierwszym okresie, przy intensywnym wzroście liczebności populacji, i rośnie po osiągnięciu fazy stabilizacji populacji. Wzrost toksyczności może być potencjalnie indukowany przez zmiany w środowisku spowodowane samym zakwitom glonów – wzrostem pH wody, wyczerpaniem składników odżywczych w tym azotu i gwałtowną zmianą stosunku N: P. Istnieją metody tłumienia zakwitu tych mikroglonów oraz obniżania ich toksyczności przy zastosowaniu wybranych substancji chemicznych, substancji mineralnych, manipulacji

składnikami odżywczymi, przepłukiwaniu zlewni, możliwe do zastosowania w mniejszych zbiornikach wodnych. Literatura nie wskazuje jednak możliwości tłumienia zakwitów w przypadku większych zbiorników i rzek zbliżonych wielkością do Odry. Powyższe powinno być przedmiotem dodatkowych analiz, ukierunkowanych na określenie możliwości przeciwdziałania zakwitom.

18. Intensywny zakwit *Prymnesium parvum* w wodach Odry miał prawdopodobnie charakter wieloczynnikowy. Warunkiem niezbędnym do powstania zakwitu było samo pojawienie się w Odrze *Prymnesium parvum*, co mogło nastąpić na skutek przeniesienia przez ptactwo migrujące, przemieszczania się jednostek pływających, zarybiania Odry narybkiem pochodzącym z zakażonych stawów lub przemieszczeniem się glonów z ognisk zakażenia, które mogą istnieć w stawach lub innych zbiornikach w dorzeczu Odry. W oparciu o dane literaturowe oraz wyniki pomiarów parametrów fizykochemicznych wód Odry w newralgicznym okresie można natomiast stwierdzić, iż na przełomie lipca i sierpnia w wodach Odry wystąpiły korzystne warunki do rozwoju tych glonów i rozwinięcia toksyczności, tj. znacznie zwiększona przewodność, zawartość chlorków i siarczanów, podwyższona temperatura wody, wysokie nasłonecznienie, znaczne wahania parametrów wody w czasie. Nie bez znaczenia jest tu także hydromorfologia wód Odry, będącej rzeką w znacznym stopniu uregulowaną – obecność wielu zbiorników wodnych, a także spowolnień przepływu przed jazami, kanałów, a więc miejsc sprzyjających zakwitom.
19. Masowe zakwity *Prymnesium parvum* w wodach Odry oraz innych rzek i zbiorników wodnych mogą się powtarzać w kolejnych latach, tak jak powtarzały się w innych krajach świata.

REKOMENDACJE

1. Stworzenie systemu ciągłego pomiaru jakości wód w zakresie wybranych parametrów, z dostępem do danych online dla wszystkich zainteresowanych, w tym monitoring parametrów powiązanych z zakwitami, oraz okresowy monitoring samych glonów *Prymnesium parvum*, oraz fauny (m.in. ryby, mięczaki) pod kątem skażeń środowiskowych (dioksyny, metale ciężkie, pestycydy, związki toksyczne). System inteligentnego zarządzania zlewnią powinien wykorzystywać zarówno dane naziemne, jak i satelitarne. Monitoring powinien w pierwszej kolejności objąć jednolite części wód, w których notuje się parametry wody sprzyjające zakwitom. Zapewnienie warunków organizacyjnych i finansowych stałego funkcjonowania systemu.
2. Kontynuacja trwających kontroli podmiotów prowadzących zrzut wód zanieczyszczonych do Odry i jej dopływów, celem m.in. ustalenia podmiotów odpowiedzialnych w największym stopniu za stan jakości wód Odry.
3. Niezwłoczna likwidacja nielegalnych wylotów zrzutów ścieków.
4. Przegląd i weryfikacja obowiązujących pozwoleń na zrzut ścieków do wód w dorzeczu Odry, systemowe zarządzanie legalnymi zrzutami poprzez uzależnienie parametrów i intensywności zrzutu od aktualnych wyników badań wody, wprowadzenie obowiązku czasowego wstrzymywania bądź ograniczania zrzutów w sytuacji zagrożenia.
5. Wspieranie inwestycji z zakresu oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych.
6. Usprawnienie przepływu informacji, wdrożenie systemu wczesnego ostrzegania i reagowania, usprawnienie procedur w obrębie zarządzania kryzysowego.
7. Inwentaryzacja gatunków po katastrofie, analizy struktury populacji, stworzenie banku genów i odtworzenie ekosystemów odrzańskich zgodnie z założeniami tworzonego obecnie planu naprawczego dla odbudowania ekosystemów Odry, w tym stopniowa, oparta o najlepszą wiedzę ekspertów, odbudowa populacji ryb i innych grup organizmów, które ucierpiały w wyniku katastrofy.

8. Analiza możliwości stworzenia refugium dla ryb na wypadek powtórzenia się zakwitów *Prymnesium parvum*
9. Ścisła współpraca strony społecznej z przedstawicielami instytutów badawczych i administracji publicznej.

**Dziękujemy ekspertom z ramienia następujących Instytucji
za zaangażowanie przy tworzeniu tego raportu:**

- Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska
- Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska
- Głównego Inspektoratu Weterynarii
- Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej-Państwowego Instytutu Badawczego
- Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. S. Sakowicza
w Olsztynie-Państwowego Instytutu Badawczego
- Morskiego Instytutu Rybackiego-Państwowego Instytutu Badawczego
- Państwowego Instytutu Weterynaryjnego-Państwowego Instytutu Badawczego
- Politechniki Warszawskiej
- Politechniki Wrocławskiej
- Uniwersytetu Gdańskiego
- Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie
- Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu
- Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie
- Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego w Szczecinie